



**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-
GRADUAÇÃO MESTRADO EM MEIO AMBIENTE
E DESENVOLVIMENTO REGIONAL**

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES
ATRAVÉS DA OTIMIZAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS AUXILIADOS
PELO PLANEJAMENTO FATORIAL DE EXPERIMENTOS**

ANDRÉIA DE MENEZES OLIVO

Presidente Prudente – SP

2013



**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E
DESENVOLVIMENTO REGIONAL**

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES
ATRAVÉS DA OTIMIZAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS AUXILIADOS
PELO PLANEJAMENTO FATORIAL DE EXPERIMENTOS**

ANDRÉIA DE MENEZES OLIVO

Dissertação apresentada a Pró Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional.

Orientador:
Prof. Dr. HAMILTON MITSUGU
ISHIKI

Presidente Prudente – SP

2013

628.1
O49E

Olivo, Andréia de Menezes

Estudo da eficiência do tratamento biológico de efluentes através da otimização de parâmetros físico-químicos auxiliados pelo planejamento fatorial de experimentos / Andréia de Menezes Olivo – Presidente Prudente, 2013.

116 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade do Oeste Paulista – Unoeste, Presidente Prudente, SP, 2013.

Bibliografia.

Orientador: Hamilton Mitsugu Ishiki.

1. Efluente. 2. Tratamento biológico. 3. Planejamento fatorial. I. Título.

ANDRÉIA DE MENEZES OLIVO

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE
EFLUENTES ATRAVÉS DA OTIMIZAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS
AUXILIADOS PELO PLANEJAMENTO FATORIAL DE EXPERIMENTOS**

Dissertação apresentada a Pró
Reitoria de Pesquisa e Pós-
Graduação, como parte dos
requisitos pra obtenção do título
de Mestre em Meio Ambiente e
Desenvolvimento Regional.

Presidente Prudente, 05 de Novembro de 2013

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Hamilton Mitsugu Ishiki
Universidade do Oeste Paulista – Unoeste
Presidente Prudente

Banca: Prof. Dr. Alexandre Teixeira de Souza
Universidade do Oeste Paulista – Unoeste
Presidente Prudente

Banca: Prof^a. Dr^a. Renata Médici Frayne Cuba
Universidade Federal de Goiás - UFG
Goiânia – GO

DEDICATÓRIA

Aqueles que torceram por mim, incentivaram e contribuíram para com o meu crescimento

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todos os dias de trabalho e por todas as realizações desta minha vida.

Agradeço especialmente ao meu orientador, Professor Dr. Hamilton Mitsugu Ishiki pela orientação, dedicação, disponibilidade em compartilhar sua experiência científica e incentivos dispensados durante a realização deste trabalho.

A Professora Dr^a. Renata Médici Frayne Cuba pelo apoio e sugestões para incremento e melhorias deste trabalho prestando grande ajuda no início do mesmo.

À Prof^a. Dr^a. Patrícia Alexandra Antunes e Dr. Alexandre Teixeira de Souza pelas excelentes contribuições no meu exame de qualificação.

Ao meu amigo André Turim Santana por seus ensinamentos, disponibilidade em ajudar e me atender sempre prontamente, dando força para a concretização deste trabalho.

As técnicas dos laboratórios de Química e Química Farmacêutica, Aparecida, Natália e Denise por toda ajudam e atenção prestada a mim durante os sete meses de pesquisa experimental. Também agradeço a Sra. Elizéia por disponibilizar a utilização dos laboratórios durante estes sete meses.

Ao Sr. Eder e Edemar que ajudaram em todas as coletas de amostras no frigorífico e curtume

Agradeço a ajuda das alunas Bruna e Jéssica do curso de Química, por fazerem parte deste trabalho como alunas da iniciação científica e contribuir para a realização do mesmo.

Agradeço ao meu irmão Ailison por me ajudar na montagem do reator e ser prestativo todas as vezes que as bombas e timers surtavam e não queriam trabalhar.

Ao meu marido pela paciência e compreensão em conviver comigo durante estes dois anos de muito trabalho e vários momentos estressantes.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho, ou que compartilharam com o meu crescimento como pessoa e pesquisadora.

RESUMO

Estudo da eficiência do tratamento biológico de efluentes através da otimização de parâmetros físico-químicos auxiliados pelo planejamento fatorial de experimentos

O tratamento de efluentes, gerados pelas indústrias, tem como intuito diminuir a matéria orgânica até atingir níveis adequados, para posteriormente, devolve-lo ao meio ambiente sem prejudicá-lo ou reaproveitá-lo no próprio processo. A indústria frigorífica se caracteriza por consumir grande quantidade de água nos processos produtivos, gerando efluentes líquidos com altas concentrações de matéria orgânica que pode ser verificado por elevados níveis de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Cada vez mais estas empresas buscam o emprego de novas técnicas que sejam menos agressivas ao meio ambiente seguindo a tendência de eliminar ou minimizar os impactos ambientais. Desta forma, tendo em vista a importância da indústria frigorífica para a economia da região de Presidente Prudente - SP e o impacto ambiental causado por esta atividade econômica, o presente trabalho buscou otimizar o tratamento de efluentes gerados em um frigorífico. Para se realizar este estudo foram alteradas a concentração de nutrientes, pH e concentração de oxigênio, visando uma maior eficiência dentro do sistema de tratamento biológico de efluentes, por meio do planejamento fatorial. O tratamento de efluentes foi realizado em escala de bancada através de um reator biológico aeróbio. Foram realizadas análise de caracterização do efluente e acompanhamento do reator para a realização de perfis cinéticos e obtenção dos resultados para a aplicação do planejamento experimental. Como respostas foram utilizadas os dados de DQO e de DBO_5 após o tratamento do efluente coletado. Verificou-se uma remoção média para a DQO de 79,3% e de 76,7% para a DBO_5 . Todos os experimentos apresentaram uma cinética de primeira ordem, sendo que a taxa de remoção máxima alcançou 99%. Este estudo demonstrou que a variação correta dos valores de concentração de nutrientes, pH e concentração de oxigênio pode otimizar a remoção da matéria orgânica.

Palavras-chave: Efluente. Tratamento biológico. Planejamento fatorial.

ABSTRACT

Efficiency study of biological wastewater treatment using physicochemical parameters optimization aided by factorial design experiments

The industries effluents treatments was employed in order to reduce the organic material until appropriate level, and subsequently, returns it to the environment, without damages, or reuse itself in the same process. The slaughter-house industry is characterized by consuming a large amounts of water in the production processes, producing a wastewater with high concentrations of organic material, that can be verified by high levels of Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) and high levels of Chemical Oxygen Demand (COD). Increasingly, these companies search new techniques that are less harmful to the environment in order to eliminate or minimize the impacts. Thus, considering the importance of slaughter-house industry to the economy for Presidente Prudente-SP region and the environmental impact of this activity, the present study was done to optimize the wastewater treatment produced by these industries. To perform this study the concentration of nutrients, pH and oxygen concentration were systematic changed to gain a greater efficiency in the biological wastewater treatment system, employing a factorial design study. The wastewater treatment was carried out in a bench scale through an aerobic biological reactor. Analyzes were performed to characterize the effluent from the reactor by kinetic profiles and the obtain results were employed in the experimental design. These COD and BOD data were used as responses in the experimental design. It was verified an average COD removal of 79.3% and an average BOD₅ removal of 76.7% for BOD₅. All experiments represent a first order kinetics, and the maximum removal rate reaches 99%. This study demonstrated that a correct variation of nutrient concentration, pH and oxygen concentration values can optimize the organic matter removal .

Keywords: Effluent. Biological treatment. Factorial design

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM SISTEMA CONVENCIONAL DE LODOS ATIVADOS, COM BIOMASSA SUSPensa.....	35
FIGURA 2 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM SISTEMA DE LODO ATIVADO (REATOR DE BATELADA COM BIOMASSA SUSPensa – RBS)	37
FIGURA 3 – GRÁFICO DO CONSUMO DE SUBSTRATO EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA REAÇÃO DE ORDEM ZERO.	46
FIGURA 4 - GRÁFICO DE CONSUMO DE SUBSTRATO EM FUNÇÃO DO TEMPO PARA REAÇÃO DE PRIMEIRA ORDEM.	47
FIGURA 5 - VISTA FRONTAL DO REATOR AERÓBIO CONSTRUÍDO PARA EXPERIMENTO	52
FIGURA 6 - VISTA SUPERIOR DO REATOR NO MOMENTO DE AERAÇÃO.....	53
FIGURA 7- PONTO DE COLETA DAS AMOSTRAS DE EFLUENTE.....	55
FIGURA 8 – VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CARBONO, EM MG/L, EXPRESSA ATRAVÉS DOS VALORES DE DQO EM FUNÇÃO DO TEMPO.....	71
FIGURA 9 – VARIAÇÃO DA CONVERSÃO DO NITROGÊNIO TOTAL E NITROGÊNIO AMONICAL À NITRATO EM FUNÇÃO DO TEMPO.....	73
FIGURA 10 - Consumo de oxigênio dissolvido em função do tempo	74
FIGURA 11 - Curva de monitoramento temporal de 24 horas para verificação da remoção do nutriente fósforo no reator aeróbio.....	75
FIGURA 12 – AJUSTES DO MODELO MATEMÁTICO ADAPTADO, PARA A REMOÇÃO DE PRIMEIRA ORDEM, PARA REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DOS PERFIS 1, 2, 3 E 4.	82
FIGURA 13 - AJUSTES DO MODELO MATEMÁTICO ADAPTADO, PARA A REMOÇÃO DE PRIMEIRA ORDEM, PARA REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DOS PERFIS 5, 6, 7 E 8.	83
FIGURA 14 - VARIAÇÃO DAS FORMAS NITROGENADAS: NITROGÊNIO TOTAL (NTK), NITROGÊNIO ORGÂNICO (N_{ORG}), NITROGÊNIO AMONICAL ($N-NH_4^+$) E NITRATO DURANTE O MONITORAMENTO DE 12 HORAS PARA OS EXPERIMENTOS 1, 2, 3 E 4.....	88
FIGURA 15 - VARIAÇÃO DAS FORMAS NITROGENADAS: NITROGÊNIO TOTAL (NTK), NITROGÊNIO ORGÂNICO (N_{ORG}), NITROGÊNIO AMONICAL ($N-NH_4^+$) E NITRATO DURANTE O MONITORAMENTO DE 12 HORAS PARA OS EXPERIMENTOS 5, 6, 7 E 8.....	89
FIGURA 16 - CURVA DE REMOÇÃO DO FÓSFORO, NO REATOR AERÓBIO DE BATELADA, OBTIDO PARA O PERFIL DE 12 HORAS.	91
FIGURA 17 - CURVA DE REMOÇÃO DO FÓSFORO, NO REATOR AERÓBIO DE BATELADA, OBTIDO PARA O PERFIL DE 12 HORAS.	91
FIGURA 18 - RESPOSTA DA ANÁLISE DA VARIÂNCIA PARA O AJUSTE DE UM MODELO LINEAR COM TRÊS PARÂMETROS, UTILIZANDO COMO RESPOSTA A DQO.	97

FIGURA 19 - RESPOSTA DA ANÁLISE DA VARIÂNCIA PARA O AJUSTE DE UM MODELO LINEAR COM TRÊS PARÂMETROS, UTILIZANDO COMO RESPOSTA A DBO.....	98
--	----

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - EXPORTAÇÃO BRASILEIRA DE CARNE BOVINA EM TONELADAS.	26
TABELA 2 - PARÂMETROS ANALISADOS, UNIDADES DE MEDIDAS, FREQUÊNCIA E MÉTODOS UTILIZADOS NO PERFIL	59
TABELA 3 - GERATRIZ DO PLANEJAMENTO 2 ³	67
TABELA 4 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE COLETADO NA INDÚSTRIA FRIGORÍFICA.....	68
TABELA 5 - ANÁLISE DA TEMPERATURA DO REATOR E DO AMBIENTE E VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO E PH OBTIDOS DURANTE A ANÁLISE DO REATOR NO PERÍODO DE 24 HORAS	70
TABELA 6 - VALORES OBTIDOS PARA A DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO), NITROGÊNIO TOTAL (NTK), NITROGÊNIO AMONÍACAL (N-NH ₄ ⁺), NITRATO, NITRITO E FÓSFORO AO SE REALIZAR O PERFIL DURANTE 24 HORAS	71
TABELA 7 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE E OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO PRIMEIRO PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR INFERIOR PARA OS NUTRIENTES (100C:3,5N), INFERIOR PARA O PH(6,0) E INFERIOR PARA AERAÇÃO (1PPM).....	76
TABELA 8 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE, OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO 2º PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR SUPERIOR PARA OS NUTRIENTES(100C:5N), INFERIOR PARA O PH (6,0) E INFERIOR PARA AERAÇÃO (1PPM).....	76
TABELA 9 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE, OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO 3º PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR INFERIOR PARA OS NUTRIENTES (100C:3,5N), SUPERIOR PARA O PH (8,0) E INFERIOR PARA AERAÇÃO (1PPM).....	77
TABELA 10 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE, OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO 4º PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR SUPERIOR PARA OS NUTRIENTES (100C:5N), SUPERIOR PARA PH (8,0) E INFERIOR PARA AERAÇÃO (1PPM).....	77
TABELA 11 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE, OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO 5º PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR INFERIOR PARA OS NUTRIENTES (100C:3,5N), INFERIOR PARA PH (6,0) E SUPERIOR PARA AERAÇÃO (4PPM).....	78
TABELA 12 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE, OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO 6º PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR	

SUPERIOR PARA O NUTRIENTES (100C:5N), INFERIOR PARA PH (6,0) E SUPERIOR PARA AERAÇÃO (4PPM).....	78
TABELA 13 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE, OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO 7º PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR INFERIOR PARA OS NUTRIENTES (100C:3,5), SUPERIOR PARA O PH (8,0) E SUPERIOR PARA AERAÇÃO (4 PPM).....	79
TABELA 14 - VALORES DE PH, TEMPERATURA DO REATOR E AMBIENTE, OXIGÊNIO DISSOLVIDO VERIFICADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DO 8º PERFIL DE 12 HORAS, EXECUTADO COM O VALOR SUPERIOR PARA OS NUTRIENTES (100C:5N), SUPERIOR PARA PH (8,0) E SUPERIOR PARA AERAÇÃO (4PPM).....	79
TABELA 15 - VALORES DE DQO OBTIDOS PARA CADA UM DOS OITO EXPERIMENTOS ANALISADOS A CADA DUAS HORAS, POR UM PERÍODO DE 12 HORAS.....	80
TABELA 16 - VALORES DE K^{AP} , R^2 E C_R ESTIMADOS A PARTIR DOS MODELOS CINÉTICOS DE PRIMEIRA ORDEM COM RESIDUAL, PARA OS OITOS EXPERIMENTOS REALIZADOS	84
TABELA 17 - VALORES DE NITROGÊNIO TOTAL (NTK), OBTIDOS A CADA DUAS HORAS, PARA OS OITO EXPERIMENTOS REALIZADOS, DURANTE O PERFIL DE 12 HORAS.	86
TABELA 18 - VALORES DE NITROGÊNIO AMONIAICAL ($N-NH_4^+$), OBTIDOS A CADA DUAS HORAS, PARA OS OITO EXPERIMENTOS REALIZADOS, DURANTE O PERFIL DE 12 HORAS.	86
TABELA 19 - VALORES DE NITRATO, OBTIDOS A CADA DUAS HORAS, PARA OS OITO EXPERIMENTOS REALIZADOS, DURANTE O PERFIL DE 12 HORAS.	87
TABELA 20 - VALORES DE REMOÇÃO DE FÓSFORO EM SISTEMA AERÓBIO.....	92
TABELA 21 - RESULTADOS DE DQO E DBO5 DE UM PLANEJAMENTO FATORIAL 2 ³ PARA ESTUDAR O EFEITO DA CONCENTRAÇÃO, PH E AERAÇÃO NO RENDIMENTO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA ATRAVÉS DE UM REATOR AERÓBIO COM LODO ATIVADO	93
TABELA 22 - EFEITOS CALCULADOS PARA O PLANEJAMENTO FATORIAL 2 ³	94
TABELA 23 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA PARA O AJUSTE DE UM MODELO LINEAR COM TRÊS PARÂMETROS, UTILIZANDO COMO RESPOSTA A DQO.....	96
TABELA 24 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA PARA O AJUSTE DE UM MODELO LINEAR COM TRÊS PARÂMETROS, UTILIZANDO COMO RESPOSTA A DBO.....	97

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

ABIEC	Associação Brasileira de Indústrias Exportadoras de Carne
A/M	Relação alimentos/microrganismo
PIB	Produto Interno Bruto
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
TDH	Tempo de detenção hidráulica
ST	Sólidos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
SFT	Sólidos fixos Totais
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
N-NH ₄	Nitrogênio Amoniacal

LISTA DE SÍMBOLOS

CO_2	Dióxido de Carbono
CH_4	Metano
C_R	Concentração Residual
H_2S	Sulfeto de hidrogênio
NO_3	Nitrato
SO_4	Sulfatos
N_2	Nitrogênio Gasoso
H_2O	Água
PO_4^-	Fosfato
Θ_c	Tempo de retenção celular ou idade do lodo
N	Nitrogênio
C	Carbono
P	Fósforo
K_{ap}	Constante cinética aparente
R^2	Coefficiente de Correlação
%	Porcentagem

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
2	OBJETIVO GERAL.....	19
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	20
3.1	POLUIÇÃO INDUSTRIAL E O MEIO AMBIENTE	20
3.1.1	<i>Aspectos gerais.....</i>	20
3.2	O POSICIONAMENTO DAS INDÚSTRIAS FRENTE À QUESTÃO AMBIENTAL	22
3.2.1	<i>Gerenciamento de Recursos Hídricos e efluentes industriais.....</i>	23
3.3	PANORAMA DA ATIVIDADE FRIGORÍFICA NO BRASIL E SUA RELAÇÃO COM O MEIO	
3.4	IMPACTO AMBIENTAL RELACIONADO À CADEIA PRODUTIVA DA CARNE	27
3.4.1	<i>Etapas da Produção e Caracterização do Efluente Gerado pelo Frigorífico.....</i>	28
3.5	SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES	29
3.5.1	<i>Processos biológicos de tratamento de efluente.....</i>	29
3.5.1.1	Tratamento biológico aeróbio	31
3.5.1.2	Tratamento biológico facultativo.....	32
3.5.1.3	Tratamento biológico anaeróbio	33
3.5.2	<i>Sistemas de Lodo Ativado.....</i>	34
3.6	CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO REATOR.....	37
3.6.1	<i>Temperatura.....</i>	37
3.6.2	<i>pH</i>	38
3.6.3	<i>Aeração.....</i>	38
3.6.4	<i>Relação carbono: nitrogênio: fósforo (C:N:P).....</i>	38
3.6.5	<i>Substrato</i>	39
3.7	FATORES DE PROJETO.....	40
3.7.1	<i>Razão Alimento/Microorganismos (A/M)</i>	40
3.7.2	<i>Tempo de detenção hidráulica (TDH)</i>	40
3.8	REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM REATOR BIOLÓGICO	40
3.9	CINÉTICA DAS REAÇÕES EM SISTEMAS AERÓBIOS	44
3.9.1	<i>Generalidades.....</i>	44
3.9.2	<i>Modelos cinéticos de degradação da matéria orgânica carbonácea.....</i>	44

3.9.3 Modelo cinético de ordem zero e primeira ordem	45
3.10 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	47
4 METODOLOGIA	51
4.1 ESTUDOS PRÉVIOS E MONTAGEM DO REATOR AERÓBIO	51
4.2 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS DE EFLUENTE.....	54
4.3 COLETA E PRESERVAÇÃO DO INOCULO DO REATOR.....	56
4.4 PARTIDA, ATIVAÇÃO E ACLIMATAÇÃO DO LODO ATIVADO	56
4.4.1 Procedimentos para partida e ativação	57
4.4.2 Procedimentos empregados durante a aclimação:	57
4.5 ESTUDOS PARA AJUSTE DOS NUTRIENTES	58
4.5.1 Monitoramento e Perfil Temporal de Parâmetros Físico-químico do Sistema Aeróbio	58
4.6 DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA DO REATOR AERÓBIO	60
4.7 METODOLOGIAS ANALÍTICAS EMPREGADAS NAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	60
4.7.1 Determinação de pH.....	60
4.7.2 Determinação da temperatura.....	60
4.7.3 Aeração e oxigênio dissolvido (OD)	61
4.7.4 Demanda química de oxigênio (DQO)	61
4.7.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	61
4.7.6 Nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total kjeldahl.....	62
4.8 . TEOR DE SÓLIDOS	63
4.8.1 Sólidos totais (ST)	63
4.8.2 Sólidos totais voláteis e fixo.....	64
4.8.3 Determinação de Fósforo Total	65
4.8.4 Determinação de Nitrito.....	65
4.8.5 Determinação de nitrato	65
4.9 METODOLOGIA PARA TRATAMENTO DOS RESULTADOS	66
4.9.1 Cinética para degradação da matéria orgânica (DQO).....	66
4.9.2 Planejamento fatorial dos experimentos	66
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	68
5.2 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO REATOR AERÓBIO	69
5.2.1 Monitoramento do perfil de 24 horas	69

5.2.2	Monitoramento das condições de temperatura, pH e aeração dos oito perfis cinéticos.....	75
5.2.3	Cinética de Degradação da Matéria Orgânica (DQO).....	80
5.2.3.1	Modelo cinético	80
5.3	MONITORAMENTO DA CONVERSÃO DO NITROGÊNIO.....	85
5.4	REMOÇÃO DO FÓSFORO NAS CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS DE 12 HORAS.....	91
5.5	PLANEJAMENTO FATORIAL	92
5.6	ANÁLISE DE VARIÂNCIA ANOVA.....	95
6	CONCLUSÕES	99
	REFERÊNCIAS.....	101
	ARTIGO CIENTÍFICO.....	106

1 INTRODUÇÃO

Define-se poluição como sendo qualquer alteração física, química ou biológica que produza modificação no ciclo biológico normal da fauna e da flora. A poluição aquática, uma das mais sérias, provoca mudanças nas características físicas, químicas e biológicas das águas, as quais interferem na sua qualidade e impossibilita o seu uso para o consumo humano (AGUIAR; NOVAES; GUARINO, 2002).

Entre as principais fontes poluidoras, encontra-se o despejo de efluentes. Tendo assim o rigor no tratamento de águas residuárias tem sido maior nos dias atuais, devido a crescente preocupação com o meio ambiente.

O impacto sobre o ambiente tem proporcionado maior interesse em estudos e pesquisas que visam aprimorar os sistemas de tratamento de efluentes evitando, dessa maneira, a degradação ambiental com tais efluentes (OLIVATTO, 2009).

Desta forma, vários estudos são realizados com o emprego de novas tecnologias, visando minimizar o volume e a toxicidade dos efluentes industriais, de forma a permitir a remoção de substâncias contaminantes que prejudicam o meio ambiente (ALMEIDA et al., 2004). Existe um grande interesse, tanto de ordem econômica quanto sanitária e social para que haja o tratamento adequado dos despejos domésticos e industriais antes destes serem lançados nos corpos hídricos (CORDI et al., 2008).

De acordo com Silva Filho (2009), perante as exigências da população e as novas leis ambientais, as indústrias viram-se obrigadas a se adequarem, buscando o uso de tecnologias mais limpas com a redução e o reuso dos resíduos gerados. Segundo este novo conceito, as empresas passam a priorizar a redução dos efluentes (em termos de volume e concentração de poluentes) dentro do processo industrial, e não apenas tentar solucionar o problema após a sua geração.

Neste trabalho, o que se busca é demonstrar uma ação que pode trazer melhorias ao sistema de tratamento de resíduos industriais por meio otimização do processo biológico, denominado tratamento secundário.

Os tratamentos biológicos dos efluentes industriais, bem como de esgotos sanitários, têm como objetivo a remoção da matéria orgânica dissolvida e

em suspensão, por meio da transformação desta em sólidos sedimentáveis (flocos biológicos) ou gases. Além da remoção da matéria orgânica biodegradável dissolvida ou coloidal, também podem ser removidos os nutrientes tais como o nitrogênio e/ou o fósforo (GIORDANO, 2004).

A sociedade, de modo geral, ainda necessita de educação ambiental pois muitos dos problemas gerados pelo gerenciamento inadequado dos recursos naturais ou simplesmente pelo descaso que muitos cultivam, por falta de consciência para com a natureza, acabam por agravar a atual situação ambiental.

De acordo com Nagel, Costa, Padre (2010), a conscientização dos efeitos nocivos provocados pela liberação de resíduos no meio ambiente está associada à implantação de leis ambientais mais severas que torne o gerenciamento ambiental uma questão fundamental para frigoríficos, curtumes e outras indústrias.

Muitas pesquisas têm sido realizadas, em escala de laboratório, para estudar a aplicação e otimização do processo de tratamento biológico aeróbio com lodos ativados e os mais diversificados tipos de efluentes, o que torna fundamental o conhecimento dos parâmetros físico-químicos, operacionais e cinéticos envolvidos no sistema (CORDI et al., 2008). Por meio do conhecimento destes parâmetros é possível melhorar o tratamento de resíduos.

Desta forma, o presente trabalho utilizou o planejamento fatorial e o perfil cinético para estudar como os parâmetros afetam a qualidade do efluente gerado em uma indústria frigorífica.

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho é otimizar o tratamento biológico aeróbio de efluentes de uma indústria do setor frigorífico por meio do emprego do método da análise fatorial.

2.1 Objetivos Específicos

- ✓ Acompanhar o desempenho do reator biológico sob diferentes condições operacionais e nutricionais utilizando sistemas de lodo por batelada, ao se variar alguns parâmetros físico-químicos como valores de pH, quantidade de nutrientes e oxigênio dissolvidos no efluente, através dos valores de DBO e DQO;
- ✓ Realizar o perfil cinético para cada uma das oito variações da matriz fatorial;
- ✓ Realizar o estudo de análise fatorial, em dois níveis, para verificar quais e como os parâmetros físico-químicos alterados interferem nos valores de DBO e DQO;

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Poluição Industrial e o Meio Ambiente

3.1.1 Aspectos gerais

Entende-se como poluição de um recurso hídrico como sendo qualquer alteração de suas características, de modo a torná-lo prejudicial às formas de vida que ele abriga ou dificulte ou impeça seu uso benéfico. Quando a poluição de um determinado recurso hídrico resulta em prejuízos à saúde do homem, diz-se que a água está contaminada, sendo as principais fontes de poluição das águas os resíduos oriundos de esgotos industriais (MOTA, 1995; NAGEL; COSTA; PADRE, 2010).

Ou ainda, segundo Braga et al. (2007) a poluição é uma alteração indesejável de origem física, química ou biológica do ar, água ou solo, provocada por atividades e intervenções antropogênicas no meio ambiente e que possam causar dano a sobrevivência ou atividade dos seres humanos e outras espécies.

Sabe-se que a poluição é resultado das atividades humanas em geral, no entanto, o setor industrial é a principal fonte geradora de resíduos perigosos e impactantes ao meio ambiente. A medida que o homem evolui tecnologicamente estes impactos são maximizados em intensidade e diversidade, e com isso, os problemas ambientais causados são o esgotamento dos recursos naturais como fonte de energia e matéria prima, poluição do solo, da água e do ar (SANTOS, 2005).

Em 2005, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB e o Ministério da Saúde realizaram um levantamento no estado de São Paulo sobre a quantificação dos despejos de origem domésticos sendo que os resultados foram bastante alarmantes. A carga orgânica remanescente nos corpos aquáticos, de origem doméstica, foi de 1.458 t DBO₅, a cada 20 dias, enquanto que a industrial foi de 13.013 t DBO₅ a cada 20 dias, que juntamente com o oxigênio dissolvido e o nitrogênio amoniacal foram responsáveis pelo comprometimento de 30% dos recursos hídricos do estado de São Paulo (CORDI et al.; 2008).

De acordo com o relato de Santos (2005) o setor industrial é fator determinante em uma região sob o aspecto de qualidade ambiental, principalmente porque alguns processos industriais são mais contaminantes que outros, geram

mais emissões, ou produzem grandes volumes de resíduos líquidos ou sólidos. Adiciona-se ainda que a emissão de substâncias tóxicas para o ar, água e solo degradam a qualidade ambiental, desequilibram e destroem o ecossistema provocando efeitos negativos e prejudiciais à saúde humana a curto e longo prazo.

Identificar os impactos de cada estágio do ciclo de vida de um produto não é tarefa fácil, pois cada empresa tem suas particularidades durante o processo de manufatura variando, de indústria para indústria, mesmo sendo de um mesmo segmento. Para que seja possível identificar os impactos ambientais causados pelo processo produtivo é preciso conhecer tanto as operações bem como as fontes geradoras para que assim, possa se desenvolver soluções antes mesmo de se criar o impacto (SANTOS, 2005).

Neste contexto, faz-se necessário a tomada de atitudes que contribuam para minimizar os prejuízos e os impactos ambientais ocasionados ao meio ambiente. Observa-se que a parcela da população que tem acesso à informação vem adquirindo consciência ecológica, se preocupando com o meio ambiente e com os recursos naturais que são cada vez mais escassos para a sua sobrevivência (LEME, 2008).

A utilização desregrada dos recursos naturais, aliados à geração de elevadas quantidades de resíduos, nada mais é do que a consequência do desenvolvimento socioeconômico e da mudança dos hábitos e costumes que ocorreram nas últimas décadas, levando a um exacerbado consumo de bens pela sociedade atual. No entanto, tal ação não está sendo levada em consideração com a devida importância no que diz respeito à destinação e tratamento dos resíduos gerados nos processos produtivos, o que torna esta questão um grande desafio para a humanidade (EDVAN; CARNEIRO, 2011).

Com o avanço na área da conservação do meio ambiente, atualmente tem-se uma preocupação maior por parte das empresas e também do governo na preservação dos recursos naturais da nação. Percebe-se que existe uma adequação a um comportamento mais conservacionista em relação ao meio ambiente. Tal comportamento está relacionado com as atividades que o homem realiza visando reduzir os impactos sobre o meio ambiente no qual está situado (LEME, 2008).

Com a evolução dos processos industriais e o surgimento de inúmeros produtos que rapidamente tornou-se de primeira necessidade, a atividade industrial

adquiriu um caráter essencial na sociedade contemporânea. Embora a sua importância seja indiscutível, a atividade industrial costuma ser responsabilizada, e muitas vezes com justa razão, pelo fenômeno de degradação ambiental, principalmente graças a dois fatores importantes: i) o acúmulo de matérias primas e insumos, que envolve sérios riscos de contaminação por transporte e disposição inadequada; e ii) a ineficiência dos processos (FREIRE et al., 2000).

Atualmente, um dos problemas mais sérios que afetam o meio ambiente é a poluição química, de natureza orgânica ou inorgânica, decorrente dos despejos residenciais e industriais (AGUIAR; NOVAES; GUARINO, 2002).

Freire et al. (2000) enfatizam que ao longo das décadas, a atividade industrial tem produzido rejeitos gasosos, líquidos e sólidos nocivos ao meio ambiente. Da mesma forma, os processos industriais que utilizam grande volume de água contribuem significativamente para a contaminação dos corpos hídricos, principalmente pela ausência ou insuficiência de sistemas de tratamento para os efluentes produzidos.

3.2 O Posicionamento das Indústrias Frente à Questão Ambiental

Com a evolução da tecnologia, alto crescimento econômico, aumento substancial da população e elevada produção de bens, a escassez dos recursos naturais e a degradação ambiental também se tornaram alvo de preocupação de estudiosos, órgãos públicos e iniciativa privada. Perante este novo panorama fica explícito a necessidade de normatização das atividades que oferecem riscos ao meio ambiente, da presença dos órgãos fiscalizadores e de efetiva fiscalização e autuação daqueles que descumprirem as determinações legais (LORENZETTI; ROSSATO, 2010).

Em um primeiro momento a inserção da questão ambiental no âmbito das indústrias ocorreu em resposta à grande pressão para que fossem adotadas práticas mais sustentáveis. A partir de um segundo momento, surgiu em decorrência da conscientização do próprio setor industrial, que passou a enxergar as variáveis ambientais como uma oportunidade de expandir seus negócios, reduzir custos e melhorar sua imagem perante aos consumidores (SANTOS, 2005).

Sobrepondo estes motivos de mudança das empresas, a respeito da discussão sobre meio ambiente, há a ocorrência de grandes desastres ambientais causados por grandes empresas do setor petrolífero, mineração, energético entre outros que serviram de alerta para as organizações do mundo todo para focar suas atenções para a questão ambiental.

Frente a todas estas questões surge, no meio industrial, o termo sustentabilidade, neste contexto, se relaciona diretamente aos riscos ambientais com possibilidade de negócios. De acordo com Gianichini (apud KLEIN, 2008, p.1) “O grande exemplo é a geração de créditos de carbono, que podem ser negociados no mercado, ampliando a taxa interna de retorno de empreendimentos ambientalmente adequados”. O retorno da venda dos créditos de carbono ajuda a restituir os investimentos em ações sustentáveis.

As empresas precisam e devem se posicionar perante as questões ambientais de forma mais consciente e responsável, aplicando programas de gestão ambiental para controlar a emissão e produção de seus resíduos focando em uma atuação mais sustentável de produção (LORRENZETTI; ROSSATO, 2010).

Este posicionamento deve ocorrer não apenas porque a legislação está abrangente e restritiva, mas principalmente pela crescente preocupação e conscientização dos consumidores, fornecedores e responsabilidade social dessas empresas. Também se faz necessário que as empresas e sociedade passem a conhecer sobre gerenciamento de recursos hídricos, atividades ligadas a produção e destinação correta dos efluentes (LORRENZETTI; ROSSATO, 2010).

3.2.1 Gerenciamento de Recursos Hídricos e efluentes industriais

Existem várias maneiras para o homem continuar a produzir, porém agredindo menos o meio ambiente e não o alterando bruscamente e de forma predatória. A água é um destes recursos que, desde a sua existência, o homem utiliza para a sua sobrevivência (por exemplo: higiene e produção de alimentos). No decorrer da história, o homem utilizou a água em muitos processos durante a evolução tecnológica, no entanto, sem pensar nas consequências de um uso desenfreado e que a inutilizaria em muitos destes processos produtivos (OLIVATTO, 2009).

Atualmente são muitos os estudos sobre a viabilidade da água utilizada e quando ela estará indisponível para consumo pelos seres vivos, justamente por estarem em condições inapropriadas. Pode-se observar que o próprio homem está preocupado com o consumo inconsciente deste recurso tão necessário à vida no planeta (AGUIAR, et al., 2002).

A água é utilizada em processos industriais e fabris, assim, a cada dia são gerados muitos efluentes destes processos, resultando em uma água imprópria ao consumo de organismos vivos necessitando um tratamento que retome à condição apropriada de qualidade e posterior retorno ao meio ambiente sem prejudicá-lo (OLIVATTO, 2009).

O lançamento de efluentes não tratados a corpos d'água receptores é um dos maiores danos causados ao meio ambiente e à saúde pública. Os custos e métodos de tratamento disponíveis para atingir os padrões legislados exigem elevados investimentos o que afugenta os gestores das indústrias a aplicar (RIGO, 2004).

Os resíduos provenientes das indústrias variam muito na sua composição, principalmente quando se tratam de indústrias de alimentos, como é o caso da origem do efluente estudado. Estes podem ser constituídos de sólidos, líquidos, proteínas, gorduras e resíduos químicos que são utilizados no processamento e também na higienização da fábrica (PENTEADO, 1997).

Esses materiais geralmente são biodegradáveis, porém com elevadas taxas de matéria orgânica na sua composição, o que podem elevar substancialmente a DBO do efluente. Para o controle destes níveis é preciso métodos de determinação da carga poluidora dos efluentes industriais e gerenciamento destes métodos e projetos de estação de tratamento (RIGO, 2004).

Segundo Penteado (1997), para a realização do gerenciamento dos resíduos produzidos pela indústria, utiliza-se a determinação de parâmetros indiretos que traduza o caráter ou o potencial poluidor do despejo em questão. De acordo com Von Sperling (1996) para esta determinação os parâmetros se dividem em físicos, químicos e biológicos, medidos pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) assim como carbono orgânico total (COT).

A legislação relativa a limites de descarte e emissão de resíduos a cada dia torna-se mais exigente quanto aos critérios de remoção de poluentes.

Necessitando de desenvolvimento de tecnologias mais eficientes para o aproveitamento de resíduos e tratamento de efluentes, podendo reduzir o investimento inicial das empresas e também os custos operacionais, a fim de manter os sistemas em funcionamento além de auxiliar que as mesmas se adaptem as normas ambientais e conseqüentemente, contribuam para a redução do impacto ambiental desta atividade como um todo (RIGO, 2004).

3.3 Panorama da Atividade Frigorífica no Brasil e sua Relação com o Meio Ambiente

O Brasil é um dos maiores produtores e exportadores de carne bovina do mundo, sendo que o papel desempenhado pelo segmento frigorífico no país tem gerado grandes lucros, desenvolvimento regional e nacional e aumento do produto interno bruto (PIB). A pecuária de corte é responsável pela geração de empregos e renda de milhões de brasileiros e ocupa uma vasta área do território nacional (ABIEC, 2013).

A carne bovina é um dos produtos básicos que contribuem significativamente para as exportações brasileiras. No mês de abril de 2011, ela acumulou a cifra de US\$ 340 milhões, o que representou um aumento de receita de 19% em relação ao primeiro quadrimestre de 2010. Na comparação entre abril e setembro de 2010 as receitas financeiras, com a venda de carne bovina, cresceram 32,6% também devido ao aumento internacional do preço de mercado (DIAS, 2012).

De acordo com a Associação Brasileira de Indústrias Exportadoras de Carne (ABIEC), o Brasil apresentou um crescimento de 6,58% em suas exportações de dezembro de 2012 à janeiro de 2013 (ABIEC, 2013) conforme apresentado na Tabela 1.

TABELA 1 - Exportação brasileira de carne bovina em toneladas.

	Toneladas Dez/2012	Toneladas Jan/2013
in natura	83.688,99	89.453,88
Industrializada	9.138,66	8.282,74
Miúdos	14.671,47	11.052,30
Salgados	487,38	330,80
Tripas	1.622,31	7.700,84
Total	109.608,81	116.820,56

Fonte: ABIEC/SECEX-MDIC, relatório anual de exportação 2013 da ABIEC.

Ainda de acordo com a ABIEC (2013), a quantidade de animais abatidos durante 2012 foi de 23.502.937 e no primeiro semestre de 2013 foram abatidos 11.878.012 bovinos, o que representa 50,54% do total de 2012. Estes resultados mostram que o comércio de carne brasileira está mantendo as expectativas de crescimento.

Com todo este desenvolvimento da pecuária, o setor agroindustrial desponta no quesito produção, o que acarreta problemas decorrentes da deposição dos resíduos e pelas exigências relativas à manutenção e promoção da qualidade ambiental, marcada por uma gestão própria, a ISO 14000 (EDIVAN; CARNEIRO, 2011).

Por outro lado os abatedouros são responsáveis por produzir resíduos potencialmente poluidores ao meio ambiente. As agroindústrias do ramo frigorífico geram uma quantidade de efluente por animal processado de 1,1 a 2,9 m³ valor esse que deve ser multiplicado pela quantidade de animais abatidos por dia nos abatedouros brasileiros (ESPINOZA et al. 1998).

O mercado internacional exige das empresas uma atuação transparente e concentra-se na preservação dos componentes do meio ambiente materializada através da realização de atividades que apresentem um menor impacto ambiental. Aliado a este fator, sabe-se que a sociedade, a cada dia, está mais consciente dos efeitos nocivos provocados pela liberação de resíduos e exige a implantação de leis ambientais mais severas, o que torna o gerenciamento ambiental uma questão fundamental para os frigoríficos.

3.4 Impacto Ambiental Relacionado à Cadeia Produtiva da Carne

Devido a atividade frigorífica ser extremamente poluente é necessário realizar uma análise especial, pois este setor gera grandes quantidades de efluentes líquidos e resíduos sólidos, podendo causar contaminação dos solos, águas (mananciais, córregos, rios, lençol freático) e também geração de odores (PACHECO, 2005).

O aumento na produção de dejetos promove danos ao meio ambiente e essa contaminação, segundo Matos (2005), pode ocorrer de forma direta, onde os maiores impactos são provocados por resíduos sólidos orgânicos decorrentes da fermentação do material, devido à formação de ácidos orgânicos que geram maus odores e diminuem o oxigênio dissolvido em águas superficiais.

Segundo Braile e Cavalcanti (1993) os efluentes líquidos apresentam altas concentrações de DBO_5 e DQO, que são indicadores do alto teor de matéria orgânica presente nos efluentes, devido ao metabolismo dos microrganismos presentes no meio estes decompõem a matéria orgânica e necessitam de oxigênio suficiente para respiração microbiana o que por consequência exaurem todo o oxigênio dissolvido nos cursos d'água receptores.

A decomposição deste despejo é responsável pela produção de gases (gás metano e sulfídrico), que provocam desconforto aos seres humanos e animais e problema dos vetores de doenças, pois o material orgânico é habitat para a proliferação de micro vetores (bactérias, fungos, vírus, protozoários etc.) e de macro vetores (moscas, mosquitos, baratas e ratos) (MATOS, 2005).

Somado a estes fatores, tem-se: i) a alcalinidade elevada; ii) os colóides e sabões contidos nos efluentes que dão origem à formação de grande quantidade de espuma; iii) o ácido tânico que combina-se com os compostos de ferro, do leite do rio ou dissolvidos na água, formando tanato férrico que além da cor negra também reage com sulfato de sódio produzindo sulfato ferroso que se mantém em suspensão coloidal e iv) os sólidos sedimentáveis que formam bancos de lodo de aspecto desagradável e de cheiro repugnante.

. O lodo como resíduo sólido, se tratados e expostos de forma inadequada, podem levar a impactos ambientais significativos como a contaminação

do solo, das águas superficiais e subterrâneas e a sua decomposição e degradação acaba gerando um odor que pode ser intenso o suficiente para incomodar a população que habita a região circundante aos frigoríficos (PACHECO, 2005).

3.4.1 Etapas da Produção e Caracterização do Efluente Gerado pelo Frigorífico

As indústrias frigoríficas são exemplos de empresas que geram grande volume de águas residuárias em suas operações desde o banho dos animais, ainda vivos nos currais, quanto nas etapas de abate, que são esfolagem (retirada do couro), evisceração, toaletes, lavagem das carcaças e higienização da fábrica.

Desta forma, os efluentes líquidos da indústria poderão conter: águas de lavagem oriundas das etapas de produção, detergentes e desinfetantes usados nas operações de lavagem e sanitização, material terroso, fezes, urina, rúmen e pelos, resíduos gordurosos e proteínas (RIGO, 2004).

Os efluentes são gerados em elevados volumes, pois compreendem desde a chegada do animal até o seu processamento, no qual inclui operações de recepção, abate, limpeza de vísceras, resfriamento das carcaças e preparação de produtos, incluindo as águas de lavagem de equipamentos e instalações, obtendo uma alta concentração de matéria orgânica (RIGO, 2004).

O efluente gerado é dividido em duas linhas (verde e vermelha) que se juntam e formam o efluente a ser tratado. A linha verde (adquire este nome por ter grande quantidade de conteúdo ruminal e esterco e possuir tonalidade verde) recebe o efluente líquido gerado no setor de bucharia, triparia e no setor de currais e lavagem dos caminhões.

A linha vermelha (contém representativas quantidades de hemoglobina responsável pela coloração do sangue e dos músculos) recebe o efluente líquido gerado por toda a área industrial, com exceção da linha verde e rede de drenagem de águas pluviais. Esta linha é composta por resíduos de sangue, carne, óleos orgânicos e gordura animal. O processo de tratamento destas águas residuárias, realizado por lagoas de estabilização (após a retirada da fase sólida, com o uso de peneiras estáticas), é indicado para efluentes ricos em matéria orgânica, como é o caso do efluente gerado por matadouros-frigoríficos, desta forma esses efluentes

apresentam características compatíveis ao processo de tratamento biológico acrescenta Pereira et al. (2003) pois estudos trazem resultados promissores da degradação biológica para remoção de cargas lipolíticas.

3.5 Sistemas de Tratamento de Efluentes

3.5.1 Processos biológicos de tratamento de efluente

Os tratamentos realizados por meio de processos biológicos são frequentemente utilizados tanto para tratar despejos de origem doméstica quanto de origem industrial. Estes permitem a transformação de compostos orgânicos em CO_2 e H_2O , (CORDI et al., 2008). Para processos anaeróbios a degradação da matéria orgânica produz gás metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2) tendo a vantagem de apresentar custos relativamente baixos. Contudo, trata-se de procedimentos que requerem um longo tempo de operação para que o efluente atinja as características adequadas para descarte sem impactar no meio ambiente (KUNZ et al., 2002).

Segundo Metcalf e Eddy (1991), os objetivos do tratamento biológico de águas residuárias são a remoção de sólidos coloidais não sedimentáveis e estabilização da matéria orgânica. Para o esgoto sanitário e o efluente industrial, o principal objetivo é a redução da quantidade de matéria orgânica e, em muitos casos, de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo. Esses objetivos são alcançados pela atividade de diversos microrganismos, principalmente as bactérias.

Os produtos que são formados nos processos de tratamento biológicos são mais estáveis, tendo os efluentes industriais ou esgotos tratados um aspecto mais claro e significativa redução da presença de microrganismos e menor concentração de matéria orgânica (GIORDANO, 2004).

Como explica Mendonça (2002) a oxidação biológica é a conversão, pela ação bacteriana, de componentes orgânicos à formas inorgânicas. Na oxidação aeróbia, as bactérias utilizam o oxigênio molecular como acceptor final de elétrons, enquanto que, na oxidação anaeróbia, componentes como o gás carbônico (CO_2) e os sulfatos (SO_4^-) são utilizados como aceptores finais de elétrons.

Há ainda as bactérias facultativas que se desenvolvem tanto na presença, quanto na ausência de oxigênio livre. Em condições anaeróbia, sulfato e gás carbônico são utilizados como aceptores finais de elétrons e os principais

produtos finais da oxidação da matéria orgânica são o CH_4 , CO_2 , H_2S e água. Porém, em condições anóxicas, as bactérias desnitrificantes usam o nitrato, levando a formação de N_2 , CO_2 e água (MENDONÇA, 2002).

Em empresas que possuem as estações de tratamento de efluentes (ETEs) e que utilizam processos biológicos, os microrganismos são “confinados” para efetuar a degradação da matéria orgânica em unidades que se destinam especificamente a este fim. Essas unidades são denominadas de reatores biológicos ou biorreatores, que são projetados para otimizar o processo e minimizar os custos, para que se consiga a maior eficiência possível, respeitando-se as restrições impostas para a proteção do corpo receptor e as limitações de recursos disponíveis. Dessa forma, a degradação ocorre de forma mais controlada e mais rápida do que a observada nos corpos receptores (MENDONÇA, 2002).

Ainda, de acordo com Mendonça (2002), de forma a propiciar condições adequadas à população de microrganismos envolvida no tratamento de efluentes industriais, devem ser observados fatores ambientes e parâmetros de projeto. Fatores ambientes como pH, temperatura e concentração de substrato têm grande influência no desenvolvimento dos microrganismos, mas parâmetros de projeto como tempo de retenção celular (θ_c), tempo de detenção hidráulica (TDH), relação alimentos/microrganismo (A/M), assim como a configuração do sistema, têm grande importância na concepção da ETE.

Os microrganismos, através de mecanismos de produção de exopolímeros, formam flocos biológicos mais densos do que a massa líquida, podendo assim ser separados mais facilmente. A fração da matéria orgânica transformada em sólidos situa-se na faixa de 6 a 60%, dependendo de diversos fatores, como o processo adotado e a relação alimento/microrganismos (A/M). A outra parte da matéria orgânica é transformada em gases, principalmente o gás carbônico e/ou metano nos sistemas anaeróbios (GIORDANO, 2004).

Os flocos biológicos em excesso, chamado de excesso de lodo, são retirados do reator biológico e submetidos a procedimentos de secagem natural ou procedimentos mecânicos. Os efluentes industriais e esgotos clarificados, devido à remoção da matéria orgânica em suspensão (coloidal ou sedimentável) e dissolvidos, assim como também pela redução da presença de microrganismos, são considerados tratados. (GIORDANO, 2004).

As alternativas de tratamento dos efluentes industriais e esgotos domésticos são constituídos por três principais tipos, que de acordo com Von Sperling (1996) os principais processos e tratamentos biológicos são:

- aeróbios;
- facultativos;
- anaeróbios.

. Os tratamentos biológicos aplicáveis a frigoríficos podem ser realizados em sistemas de tratamento em lagoas de estabilização (anaeróbia, facultativa e aerada), lodos ativados, leitos percolados, biodigestores anaeróbios ou sistemas mistos (FREITAS, 2006).

3.5.1.1 Tratamento biológico aeróbio

Nos processos aeróbios são utilizados microrganismos. Esta microfauna é composta por protozoários, fungos, leveduras, micrometazoários e majoritariamente por bactérias. Esta grande variedade de microrganismos é empregada para biooxidar a matéria orgânica utilizando o oxigênio molecular, O_2 , como acceptor de elétrons (LIMA, 2006).

Na degradação de águas residuárias por processos aeróbios, parte da matéria orgânica é oxidada a produtos finais para produzir energia. Esta, proporciona a manutenção dos processos vitais, tais como locomoção e síntese de novas células. Outra parte é convertida em novos microrganismos que, na ausência de matéria orgânica, passam a metabolizar suas reservas celulares (respiração endógena) para obter energia, transformando-se nos produtos finais CO_2 , H_2O entre outros .

O tratamento biológico aeróbio é uma reprodução do mecanismo de biodegradação que ocorre naturalmente nos rios, denominado de autodepuração. Quando em condições aeróbias, o mecanismo envolvido na biodegradação é a respiração celular processada pelas bactérias, que promovem a oxidação de compostos orgânicos com quebra de moléculas complexas, transformando-as em moléculas mais simples e mais estáveis (CORDI et al., 2008).

Neste processo, o oxigênio é o principal acceptor de elétrons que são gerados a partir da degradação destes compostos complexos. Durante o

metabolismo respiratório ocorre a liberação de energia necessária para o crescimento e manutenção das células bacterianas envolvidas no processo (CORDI et al., 2008).

Há diferentes tipos de sistema que empregam o processo aeróbio, como por exemplo são utilizadas lagoas aeradas de mistura completa. Os aeradores têm a finalidade de garantir a oxigenação do meio e manter os sólidos em suspensão, contribuindo para que a biomassa mantenha-se sempre dispersa, visando melhorar e garantir a eficiência e minimizar o tempo de degradação da matéria orgânica pelos microrganismos existentes no meio (VON SPERLING, 1996).

O sistema de tratamento aeróbio teve um grande avanço com o desenvolvimento dos sistemas de lodos ativados e filtros biológicos. Muitas pesquisas foram responsáveis por importantes contribuições, melhorando o desempenho dos sistemas e sua estabilidade operacional bem como oferecendo opções para o tratamento de diversos tipos de efluentes domésticos e industriais (LIMA, 2006).

Os microrganismos que têm importância nos processos de tratamento aeróbio necessitam, além de energia e fonte de carbono para a síntese celular, de alguns elementos inorgânicos como: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, além de outros micronutrientes minerais. Sua nutrição pode ser autotrófica ou heterotrófica, dependendo da sua fonte de alimento e de seus processos vitais. Além do processo aeróbio, existem o processo de tratamento por meio de lagoas facultativas que auxiliam o tratamento minimizando o tempo de degradação da matéria orgânica (MARCO; ESPLUGAS; SAUM, 1997).

3.5.1.2 Tratamento biológico facultativo

De acordo com Von Sperling (1996), as lagoas facultativas são a variante mais simples dos sistemas de lagoa de estabilização. O sistema de tratamento facultativo consiste em reter o efluente por um longo período, suficiente para que a matéria orgânica seja degradada. Este é um sistema que apresenta como vantagem sua confiabilidade e simplicidade, baixo custo, facilidade de manejo e eficiência. Em contra partida é um tratamento demorado, está sujeito a alterações de fatores externos e exige grandes áreas para ser instalado.

Frente às tendências atuais, a falta de espaço, condições locais específicas e processos mais baratos faz surgir uma proposta promissora, a utilização do processo de tratamento anaeróbio.

3.5.1.3 Tratamento biológico anaeróbio

O sistema anaeróbio se dá por meio de fermentação bacteriana de substâncias biodegradáveis produzindo gás metano e dióxido de carbono na ausência de oxigênio livre. A digestão ocorre por ação de microrganismos, bactérias hidrolíticas, (transformam orgânicos complexos em orgânicos simples), bactérias formadoras de ácidos e as homoacetogênicas, hidrogenogênicas e metanogênicas (RIGO, 2004).

Neste tratamento são utilizadas bactérias anaeróbias para decomposição das substâncias orgânicas presentes no efluente. O resíduo é introduzido em um tanque fechado sob condições anaeróbias (reator anaeróbio) e às vezes aquecido, com o intuito de agilizar a digestão. O tempo de retenção no tanque varia entre alguns dias ou semanas. O tratamento anaeróbio é geralmente apropriado para tratamento de efluentes contendo altas concentrações de substâncias orgânicas (VON SPERLING, 1996).

De acordo com Bruno e Oliveira (2008) a digestão anaeróbia é uma das melhores alternativas para o tratamento de subprodutos altamente poluidores, como resíduos sólidos, efluentes da agroindústria, esgoto sanitário doméstico e dejetos de animais. Para o tratamento de efluentes industriais, com alto teor de matéria orgânica, têm sido aplicados os reatores biológicos anaeróbios, em virtude das vantagens técnicas e econômicas.

Processos anaeróbios podem competir favoravelmente com os processos aeróbios tradicionais para o tratamento de efluentes em indústrias de alimentos desde que tenha biodegradabilidade e alta temperatura, porém no setor frigorífico sistemas anaeróbios podem ser problemáticos devido à ocorrência de processos como a suspensão de biomassa (arraste) pela alta concentração de gordura no efluente, para solucionar esta problemática, basta realizar modificações na disposição do funcionamento e adaptações para tornar este processo eficiente (RIGO, 2004).

Um dos principais reatores é o anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), este tipo de reator utiliza um processo biológico de tratamento com biomassa dispersa, no qual os compostos orgânicos são biodegradados e digeridos por meio de uma transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás e na manutenção de um consórcio de microrganismos (RODRIGUES, et al. 2010). No tratamento anaeróbio ocorre elevada remoção de material orgânico suspenso e solúvel, inclusive substâncias tóxicas, como os fenóis, porém a remoção de nutrientes é baixa (BRUNO; OLIVEIRA, 2008).

3.5.2 Sistemas de Lodo Ativado

O sistema de lodos ativados foi desenvolvido em 1914, na Inglaterra, por Ardem e Lockett (METCALF; EDDY, 1991). Este sistema é considerado uma verdadeira revolução tecnológica para o tratamento de águas residuárias e foi utilizado pela primeira vez há cerca de 90 anos.

De acordo com Cordi et al. (2008) o processo de lodos ativados pode ser definido como um processo fermentativo, aeróbio, contínuo, com reciclo de biomassa que constitui em um inóculo permanentemente aclimatado. É capaz de remover toxicidade e altas cargas de matéria orgânica em reduzidos tempos de retenção hidráulica e área reduzida.

Este sistema fundamenta-se no processo biológico aeróbio, na busca de evitar a perda de bactérias ativas presente no lodo, produzidas no sistema, e que devem ser recirculadas de modo a se manter a maior concentração possível destes microrganismos ativos no reator aerado. Visando realizar a aceleração da degradação da matéria orgânica das águas residuárias a elevada degradação e boa qualidade do efluente final é a principal razão da ampla utilização deste sistema para o tratamento de esgoto sanitário e industrial (MENDONÇA, 2002).

O processo de lodo ativado tem sido empregado no tratamento de efluentes domésticos e industriais, sendo que o mesmo atende amplamente as condições que requerem a redução significativa da carga orgânica e a pouca disponibilidade de área para implantação. Em contrapartida, para a alta eficiência do tratamento, este processo requer elevado índice de mecanização, operação com

técnicas especializadas e altos consumos de energia (VON SPERLING, 1997; METCALF; EDDY, 1991).

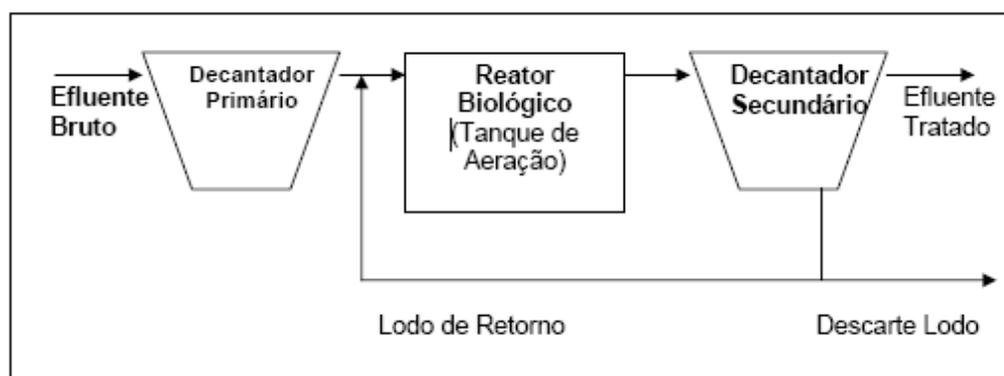
Segundo Mendonça (2002), no sistema de lodos ativados, os microrganismos mais importantes são as bactérias, responsáveis pela decomposição da matéria orgânica presente nas águas residuárias. As formas mais comuns desses organismos são bacilos, cocos e espirilos.

Para efluente de indústria frigorífica os sistemas de lodos ativados são um dos mais eficientes processos de tratamento, pois o efluente possui DBO muito alta e nitrogênio amoniacal em elevadas concentrações (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

O tratamento aeróbio de efluentes por meio de lodo ativado destaca-se em relação aos outros tipos de tratamento pelo fato de bactérias aeróbias serem mais resistentes à inibição por diferentes substâncias químicas; a prática de partida imediata do processo aeróbio; rápida adaptação do lodo ao resíduo; a não necessidade de pós-tratamento; o conhecimento da bioquímica e microbiologia do processo aeróbio; a geração de efluentes com aspectos desagradáveis é minimizada por este processo; e a eficiência do tratamento é elevada quando se compara ao pequeno porte das unidades de tratamento (VON SPERLING, 1997).

Um esquema básico, de um sistema de lodos ativados, está representado na Figura 1.

Figura 1 - Representação esquemática de um sistema convencional de lodos ativados, com biomassa suspensa.



Fonte: MENDONÇA, 2002.

O sistema de lodo ativado é constituído basicamente de um tanque de aeração aonde a água residuária é estabilizada biologicamente por uma massa de microrganismos, que constitui o flocos biológico, insolúvel e que exerce demanda de oxigênio. Estes flocos resultam do metabolismo normal das bactérias e recebe o nome de “lodo ativado”.

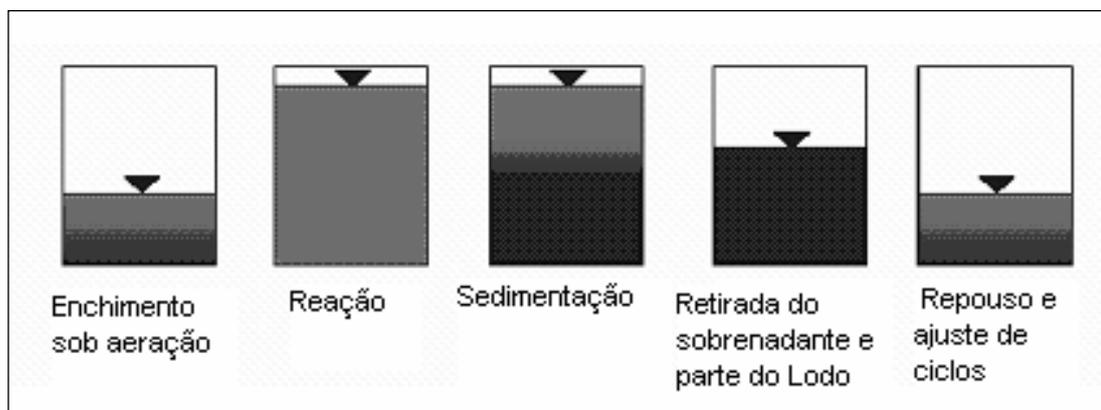
O ambiente aeróbio é mantido graças à utilização de equipamentos de transferência de oxigênio (difusores de ar ou aeradores superficiais). Além de tanque de aeração, existe um decantador onde são removidos os flocos biológicos do seu efluente. Parte dos flocos biológicos retorna ao tanque de aeração, por meio de bombeamento, constituindo o denominado “lodo de retorno”.

Uma das finalidades do retorno é manter a relação adequada entre a matéria orgânica do afluente e a massa de microrganismos presentes no tanque de aeração. O lodo de retorno auxilia na velocidade de estabilização da matéria orgânica durante o processo, pois além de ser um inoculador do afluente no tanque de aeração possui alta capacidade de depuração. Após o sistema entrar em equilíbrio retira-se do sistema o excesso de lodo pressurizado, de modo a manter determinado teor de sólidos voláteis em suspensão no tanque de aeração.

Outro variante do processo é o reator de batelada com biomassa suspensa (RBS) é o que apresenta maior versatilidade, uma vez que neste sistema ocorre a incorporação de todas as unidades (VON SPERLING, 1997).

Nos reatores de batelada os processos e operações e o controle de cada processo são realizados com o estabelecimento de ciclos de operação bem definidos, sendo que a massa biológica permanece no interior do reator durante todos os ciclos conforme apresentado na Figura 2.

FIGURA 2 - Representação esquemática de um sistema de lodo ativado (Reator de Batelada com Biomassa Suspensa – RBS)



Fonte: VON SPERLING, 1997.

Os ciclos normais de tratamento para um sistema em batelada, segundo Von Sperling (1997), podem ser descritos com as etapas:

1. Enchimento: entrada da água residuária (efluente bruto) no reator;
2. Reação: aeração/ mistura da massa líquida contida no reator;
3. Sedimentação: sedimentação e separação dos sólidos em suspensão;
4. Esvaziamento: retirada do substrato tratado;
5. Repouso: remoção de lodo excedente e ajuste de ciclos.

Para propiciar condições adequadas à microbiota envolvida no tratamento devem ser observados: (1) Fatores ambientais: temperatura, pH, aeração, presença de nutrientes, tipo e concentração de substratos (2) Parâmetros de projeto: relação A/M (alimento/microrganismo), tempo de retenção celular (θ_c), tempo de detenção hidráulica (TDH); (3) Configuração do sistema: batelada, contínuo, mistura completa.

3.6 Características Físico-químicas do Reator

3.6.1 Temperatura

No sistema de lodos ativados o tipo de microrganismo mais comumente encontrado é o mesófilo, sendo que a sua temperatura ótima de crescimento está situada entre 25°C e 40°C (MORAIS, 2005). Em estudo realizado por Costa et al. (2003) envolvendo variações de temperatura, foi possível constatar

que a maior eficiência de remoção de matéria orgânica, correlacionada com boas características apresentadas pelos flocos do sistema, ocorreu quando a temperatura foi mantida entre os valores 25°C e 35°C.

3.6.2 pH

A maior parte das bactérias não tem condições de sobrevivência em valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0, sendo que os melhores valores se situam em torno da neutralidade (6,5 a 7,5) (METCALF, EDDY, 2003).

3.6.3 Aeração

A aeração no sistema de lodos ativados é aplicada com dupla finalidade, fornecimento de oxigênio e geração de turbulência suficiente para manter os sólidos em suspensão no reator (MORAIS, 2005). Quanto menores forem as bolhas no líquido, maior será a área superficial e, como consequência, a transferência de oxigênio será facilitada.

Para o sistema funcionar adequadamente, todo o conteúdo do tanque de aeração necessita ter uma concentração ótima de oxigênio dissolvido. A concentração mínima necessária é por volta de 1 a 2 mg L⁻¹ e valores acima de 4 mg L⁻¹ não oferecem resultados significantes, mas aumentam consideravelmente os custos de aeração (METCALF; EDDY, 1991; VON SPERLING, 1997).

3.6.4 Relação carbono: nitrogênio: fósforo (C:N:P)

Os microrganismos presentes nos sistemas de lodos ativados possuem necessidades nutricionais, o controle da relação ideal de C:N:P é importante para o tratamento de efluentes e, caso esta relação não seja característica da água residuária, a inserção destes elementos se faz necessária (VON SPERLING, 1997). Um exemplo da relação C:N:P, recomendada para sistemas com aeração prolongada, é a de 100:5:1, respectivamente. O carbono é o principal elemento requisitado para a formação dos seres vivos, o nitrogênio é essencial para formação dos aminoácidos que constituirão as proteínas e o fósforo é necessário para a

síntese dos ácidos nucleicos e para os fosfolípidos, componentes da membrana celular (TORTORA; SUNKE; CASE, 2000).

3.6.5 Substrato

Os microrganismos presentes no lodo são quimio-heterotróficos, ou seja, obtêm a maior parte de carbono que necessitam a partir dos substratos disponíveis. O aproveitamento destes substratos ocorre por meio de reações bioquímicas chamadas de metabolismo (MORAIS, 2005; TORTORA; SUNKE; CASE, 2000). Quanto menor a partícula e mais simples a sua estrutura, mais biodegradável será um determinado substrato. As partículas menores que passam pela membrana celular são biodegradadas através de endo-enzimas; já moléculas mais complexas e maiores são primeiramente hidrolisadas por exo-enzimas, para tornarem-se assimiláveis pela membrana e, só então serão biodegradadas (VON SPERLING, 1997).

O desenvolvimento bacteriano é decorrente da remoção de substrato fazendo com que quanto mais alimento for assimilado, maior será a taxa de crescimento. Quando o substrato apresenta-se em baixa concentração, ou quando não está disponível (reduzida biodegradabilidade), a taxa de crescimento é proporcionalmente reduzida (VON SPERLING, 1997).

De acordo com Karrer, Ryhiner e Hinzle (1997) a questão de disponibilidade do alimento está relacionada não apenas com a concentração do substrato, mas também com sua biodegradabilidade frente aos organismos empregados no tratamento biológico. A concentração do substrato é representada por parâmetros associados com a matéria orgânica: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5). Quanto à biodegradabilidade, existem várias formas de representá-la, sendo que a relação DBO_5/DQO é a mais empregada. Uma razão $DBO_5/DQO = 0,3$ é considerada como um referencial mínimo de biodegradabilidade para que determinado efluente seja submetido a um tratamento biológico.

3.7 Fatores de Projeto

3.7.1 Razão Alimento/Microorganismos (A/M)

Esta relação é baseada no conceito de que a quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microorganismos é relacionada com a eficiência do sistema (remoção de DBO_5). Usualmente a relação A/M é dada em $\text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{kg}^{-1}_{\text{SSV}} \text{d}^{-1}$ (VON SPERLING, 1997). Nos casos onde for impossível determinar em tempo hábil a DBO_5 , a relação A/M pode ser empregado a relação em DQO ($\text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{kg}^{-1}_{\text{SSV}} \text{d}^{-1}$) (VAN HANDEL; GERRIT, 1999 apud MORAIS, 2005, p. 46).

3.7.2 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica é o tempo médio de permanência do efluente líquido no reator biológico. Uma importante vantagem do sistema de lodos ativados é que a recirculação dos sólidos permite um TDH menor que os empregados em sistemas anaeróbios (MORAIS, 2005).

3.8 Remoção de Nutrientes em Reator Biológico

A preocupação com a remoção de nutrientes tem crescido nos últimos anos. O acúmulo de nutrientes em águas naturais pode causar eutrofização, com efeitos adversos tais como: formação de toxinas das algas e resíduos, problemas de odor, morte de peixes, efeitos nocivos à saúde humana e diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (OD), o que acaba dificultando a autodepuração do corpo receptor (PEREIRA et al., 2003). Os processos biológicos por lodos ativados apresentam boa remoção destes nutrientes (MOREIRA; YAMAKAWA; MONTE ALEGRE, 2002).

O nitrogênio, devido ao seu alto número de estados de oxidação, existe sob muitas formas no ambiente. As trocas de um estado de oxidação para outro pode ser realizadas por organismos vivos (CAMPOS et al., 2010).

As formas mais encontradas são as de nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrato. As bactérias decompositoras da matéria proteica e a hidrólise da uréia transformam o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. Normalmente, muito pouco nitrogênio da água residual com acentuada carga proteica está na forma oxidada. A remoção biológica de nitrogênio compreende dois processos: a nitrificação e a desnitrificação. A remoção também pode ser via utilização do nutriente para o crescimento celular ou assimilação (PEREIRA et al., 2003).

A nitrificação pode ocorrer concomitante com a remoção de matéria carbonácea, mas parâmetros operacionais como concentração de oxigênio dissolvido, período de aeração e idade de lodo, bem como temperatura, pH e a razão carbono/nitrogênio afetam o processo de nitrificação (MOREIRA, YAMAKAWA, MONTE ALEGRE, 2002; VON SPERLING, 1997).

Em efluente industrial a concentração de compostos de amônia são determinantes para a classificação e critérios de descarte, o nitrogênio amoniacal é um dos grandes problemas relacionados ao tratamento de efluentes, pois ele contribui para a poluição dos corpos hídricos e eutrofização das águas; as formas mais comuns de nitrogênio encontradas em águas residuárias são: amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), gás nitrogênio (N_2), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-) (CAMPOS et al., 2010).

O nitrogênio amoniacal sob a forma de amônia pode ser removido por uma grande variedade de métodos, incluindo físicos, químicos e biológicos. A remoção por processo físico mais eficiente é chamada de stripping ou volatilização ou quando por processos biológicos como nitrificação-desnitrificação (CAMPOS et al., 2010)

Substâncias voláteis podem ser removidas das águas residuárias por volatilização, através de processo físico de arraste com ar. No caso da remoção da amônia presente em grandes quantidades em efluentes industriais é necessário elevar o pH do meio, de modo que favoreça a transformação do íon amônio em amônia livre.

De acordo com Morais (2005) recentes estudos atestam a eliminação de aproximadamente 90% do teor de amônia presente no chorume, utilizando-se a técnica de air stripping em meio alcalino. A amônia em fase aquosa, encontra-se em equilíbrio de duas formas, que são a forma iônica (NH_4^+) e a forma molecular gasosa

(NH₃). A amônia livre é facilmente volatilizada, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Em meios onde o pH é elevado é favorecida a presença de NH₃ e em pH próximo a neutralidade praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de íons NH₄⁺.

O stripping consiste em processo físico de transferência de massa de um poluente da fase líquida para a fase gasosa, por meio de injeção de ar no líquido por meio de difusores. A introdução de ar no meio favorece o arraste do NH₃ para o ambiente, a amônia livre é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização, para isso, variados fatores de eficiência de remoção estão envolvidos como a área de contato da superfície ar-líquido, a solubilidade do contaminante da fase aquosa, a difusividade deste contaminante no ar e na água e a temperatura ambiente de operação (CAMPOS et al., 2010).

Segundo Campos et al. (2010) o stripping atualmente é o método mais utilizado para eliminar altas concentrações de nitrogênio amoniacal em efluentes e o desempenho deste método pode ser avaliado de acordo com a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal. No caso de remoção da amônia o processo recebe o nome de “arraste de amônia com ar” podendo ser chamado de arraste de amônia.

Com relação às quantidades de fósforo a legislação brasileira ainda não possui estudos específicos para determinar qual a quantidade de remoção deste nutriente, o que se tem são padrões genéricos que seguem para os lançamentos de acordo com determinado corpo hídrico, de acordo com a CONAMA nº 20. 1986 para corpos hídricos classe 1, 2 e 3 o fosfato total deve ser inferior a 0,025mg L⁻¹, para corpos hídricos classe 4 não existe padrão determinado pela legislação, controlar a quantidade de fósforo se faz necessário devido a eutrofização, sendo mais alarmante quando o corpo receptor são lagos, represas ou estuários (VON SPERLING, 1998)

Com relação ao nutriente fósforo o conjunto de leis brasileiras que contemplam este parâmetro é considerado insuficiente, pois no âmbito federal pode-se contar com a Resolução CONAMA 357 que não define padrões de qualidade para o fósforo nas águas, e sim cumpre seu papel de indicar diretrizes de gestão, deixando o papel de detalhar padrões de emissão para os níveis mais locais (BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente, 2005). Uma revisão da Resolução CONAMA nº 20 trouxe o estabelecimento de limites de fósforo que foram

determinados para cada classe de rio, onde o fósforo total (ambiente lântico) são permitidos concentrações máximas de $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ para classe 1, $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ para classe 2 de rios e $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para classe 3 (BRASIL, Conselho Nacional Do Meio Ambiente, 2005).

Conforme Chao (2006) apesar da gravidade da situação de eutrofização dos recursos hídricos brasileiros, a maioria dos estados não tem legislação para controle do lançamento de fósforo. A legislação Paulista não estabelece padrão de emissão de fósforo, apenas alguns estados brasileiros reconhecem a necessidade de estabelecimento de padrões para os lançamentos que podem ser exemplificados pelo Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Pernambuco.

Segundo Faria et al. (2006) o fósforo associado à disponibilidade de nutrientes nitrogenados, estimula o crescimento de macro e microrganismos fotossintetizadores causando a eutrofização nos corpos hídricos. A concentração máxima de fósforo em efluentes a ser lançada num corpo d'água é de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo segundo dados da Fundação Estadual de Proteção Ambiental do RS (Fepam),

Santa Catarina por meio da Lei nº 5.793 de 15/10/1980 e Decreto nº 14.250 de 05/06/1981 regulamenta limite máximo de emissão para fósforo total de $1,0 \text{ mg P/L}$, e Pernambuco regulamenta pela Lei 9.860 de 12/08/1986 regulamenta padrões abaixo de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ e em regiões mais críticas limites inferiores a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Para que o sistema de tratamento remova o fósforo, as estratégias alternativas para a remoção deste nutriente são baseadas no controle das concentrações do nutriente limitante no meio. Desta forma, é necessário que estejam presentes quantidades acima da mínima requerida pelos microrganismos deste nutriente, por exemplo, o nitrogênio ou carbono. Isto pode ser conseguido pela adição e/ou pelo consumo de alguns substratos específicos no processo de nitrificação ou desnitrificação (PEREIRA et al., 2003).

3.9 Cinética das Reações em Sistemas Aeróbios

3.9.1 Generalidades

É importante a determinação dos coeficientes cinéticos, envolvidos nas reações de um sistema biológico, pois estes ajudam a esclarecer o funcionamento e o desempenho do sistema em estudo. Mendonça (2002) ressalta a importância do desenvolvimento de modelos matemáticos que relacionam os parâmetros hidráulicos e cinéticos envolvidos no processo e avaliação do desempenho do reator.

Na cinética bioquímica são estudadas as velocidades de consumo do substrato (compostos utilizados como fonte de carbono e/ou energia para o desenvolvimento dos microrganismos presentes no reator), a velocidade de crescimento destes microrganismos e a formação de produtos.

Um fator importante para o tratamento biológico é garantir que os microrganismos presentes tenham tempo hábil para crescer e se desenvolver. Este tempo de crescimento está relacionado diretamente com a velocidade do metabolismo ou consumo do substrato (MENDONÇA, 2002).

Vários fatores podem afetar a cinética de degradação do substrato como, por exemplo, concentração de oxigênio, tipo de substrato, concentração de nutrientes, composição do meio, tipo de acceptor de elétrons, pH, temperatura e presença de substâncias inibidoras. Todos estes fatores possuem influência no crescimento dos microrganismos, e portanto influenciam a velocidade de consumo do substrato e a formação de produtos (MENDONÇA, 2002).

Ainda segundo Mendonça (2002), a resistência de transferência de massa também pode afetar a cinética, devido diferentes metodologias, configurações de reatores e condições experimentais, os valores das constantes cinéticas diferem da literatura e não consideram a resistência à transferência de massa, assim na maioria dos trabalhos realizados, as constantes cinéticas são aparentes.

3.9.2 Modelos cinéticos de degradação da matéria orgânica carbonácea

Nas últimas décadas foram desenvolvidos modelos matemáticos para representar as variações na eficiência de remoção de substrato em sistemas de

lodos ativados, em função das diferentes condições de operações. Entretanto, Metcalf e Eddy (1991) comentam que as principais relações entre os parâmetros cinéticos envolvidos no processo de oxidação da matéria orgânica, em meio aeróbio, são fundamentadas no modelo de Monod.

Entretanto, segundo Mendonça (2002), os modelos cinéticos de reações bioquímicas, em sistemas de tratamento de efluentes, não são representados apenas pelo modelo de Monod, mas também pelos modelos de primeira ordem ou ordem zero. Segundo Von Sperling (1996), as reações de segunda ordem podem ocorrer em casos específicos de despejos industriais. Esses modelos são utilizados na determinação da velocidade de consumo de substrato.

3.9.3 Modelo cinético de ordem zero e primeira ordem

A ordem de uma reação é definida como sendo a soma dos expoentes dos termos de concentração que aparecem na equação cinética. Assim uma reação pode ser de primeira ordem, de segunda ordem etc., ou ainda de ordem fracionária ou zero (MENDONÇA, 2002).

Uma reação é de ordem zero quando a velocidade de reação é independente da concentração do substrato, podendo ser expressa pela Equação 1.

$$r = \frac{dC}{dt} = -k \quad (1)$$

Integrando a Equação 1, com a concentração do substrato variando de C_0 a C , e o tempo variando de t_0 a t , com $t_0 = 0$, obtém-se a Equação 2.

$$C = C_0 - K.t \quad (2)$$

Em que:

C : concentração do substrato (mg L^{-1});

C_0 : concentração inicial do substrato (mg L^{-1});

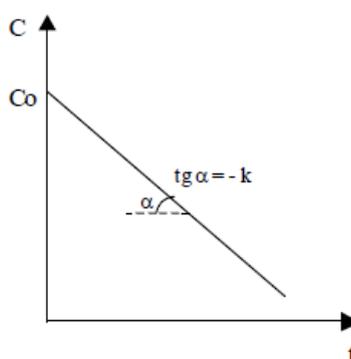
k : constante cinética aparente de primeira ordem (h^{-1});

t : tempo (horas)

De acordo com a equação 1, durante a reação cinética de ordem zero, a concentração do substrato varia linearmente com o tempo e independe da concentração inicial do substrato.

Nas Figuras 3 e 4, são apresentados os gráficos do consumo do substrato em função do tempo para reações que seguem os modelos de ordem zero e de primeira ordem, respectivamente.

FIGURA 3 – Gráfico do consumo de substrato em função do tempo para reação de ordem zero.



Fonte: Mendonça, 2002.

Quando se trata de uma reação de primeira ordem, a velocidade de reação é proporcional à concentração do substrato, podendo ser representada pela equação 3.

$$r = \frac{dC}{dt} = -k * C \quad (3)$$

Integrando a equação 3, com a concentração do substrato variando de C_0 a C , e o tempo variando de t_0 a t , com $t_0=0$, obtém-se a equação 4:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -kt \quad (4)$$

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (5)$$

Onde:

C: concentração do substrato (mg L^{-1});

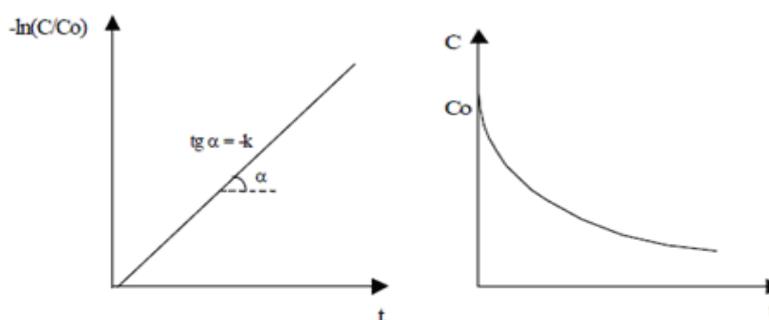
C_0 : concentração inicial do substrato (mg L^{-1});

k: constante cinética aparente de primeira ordem (h^{-1});

t: tempo (horas)

Através da Equação 5 observa-se que a concentração do substrato varia exponencialmente com o tempo.

FIGURA 4 - Gráfico de consumo de substrato em função do tempo para reação de primeira ordem.



Fonte: Mendonça, 2002.

3.10 Planejamento Experimental

Como pode ser observado, diferentes parâmetros como concentração do substrato, concentração dos nutrientes, temperatura, pH e aeração, podem influenciar o processo biológico e conseqüentemente a eficiência do processo. Desta forma, com o intuito de analisar a influência destes parâmetros utilizou-se para tratamento dos resultados o planejamento fatorial de experimentos.

A solução de um problema ou o desenvolvimento de um produto ou processo pode ser realizados de diversas maneiras: tentativa e erro, variar um fator de cada vez, aproximações sucessivas ou através de metodologias com base na estatística. Os modelos estatísticos podem permitir a redução de tempo de desenvolvimento ou solução do problema com a respectiva redução do custo.

Dentre essas metodologias, o planejamento de experimentos vem se destacando como uma ferramenta de muita eficiência (RIBEIRO; ALVES; SILVA, 2007).

Atualmente a possibilidade de obtenção de uma grande quantidade de dados numéricos tem crescido em todos os campos da ciência devido ao desenvolvimento de novas técnicas e instrumentação que permitem uma resposta de forma mais rápida. Neste contexto, a aplicação de ferramentas estatísticas é de fundamental importância, principalmente para explorar e entender uma gama crescente de dados e informações originadas de um sistema (ARRUDA et al, 2002).

Praticamente em todas as áreas do conhecimento o uso da estatística, em especial das técnicas de planejamento de experimentos, são imprescindíveis para as tomadas de decisão visando a avaliação de novos procedimentos ou a otimização de processos e produtos.

Segundo Priebe (2007) a metodologia conhecida como Planejamento de experimentos foi introduzida por Fischer em 1935, e inicialmente aplicada na agricultura. Em seguida, expandiu-se e foi aplicada na área de Química, Engenharia, Agronomia, Biologia entre outras. Atualmente projetos de experimentos estão sendo utilizados em todas as áreas do conhecimento, com expressivos benefícios em termos de otimização de tempo destinados às experimentações.

Estas experiências pretendem, geralmente, determinar os efeitos de um ou mais fatores no rendimento ou na qualidade de um produto, o desempenho de um instrumento de medição ou máquina, a resistência de um material ao ataque químico, o consumo de combustível de um processo e assim por diante. Um caminho para se montar estes experimentos é escolher um conjunto de valores, ou de níveis, formado pelos valores máximos e mínimos de cada um dos fatores a ser estudado, e experimentar uma ou mais interações do processo com cada uma das combinações possíveis dos níveis dos fatores. Tal experiência é denominada Planejamento de Experimentos, cujo objetivo é determinar como cada variável e suas interações afetam o seu processo (RIBEIRO, ALVES, SILVA, 2007).

Um experimento planejado é um teste, ou série de testes, no qual são feitas mudanças propositalmente nas variáveis de entrada de um processo, de modo a observar e identificar mudanças correspondentes na resposta de saída. Assim, métodos de planejamento experimental podem ser usados tanto no desenvolvimento do processo quanto na solução de problemas do processo, para melhorar o seu

desempenho ou obter um processo que seja robusto ou não-sensível a fontes externas de variabilidade (MONTGOMERY, 2001).

De acordo com Priebe (2007) a maneira mais comumente empregada na avaliação da influencia de um fator sobre a outra variável de resposta é a variação de um dos fatores fixando os demais, a partir do momento que se identifica o valor ótimo para aquele fator, passa-se ao próximo. A dificuldade desta metodologia é a possibilidade de inter-relação entre os fatores estudados, portanto, para que haja a possibilidade de quantificação das interações entre os fatores, deve-se variar todos ao mesmo tempo.

Muitas situações experimentais requerem que se observe o efeito da variação de dois ou mais fatores. Mostra-se que para uma exploração completa de tal situação não é suficiente variar um fator de cada vez, mas sim que todas as combinações dos níveis diferentes do fator devem ser examinadas, a fim de esclarecer o efeito de cada fator e as maneiras possíveis em que o fator pode ser modificado pela variação dos outros (RIBEIRO; ALVES; SILVA, 2007).

Para Priebe (2007) o método fatorial pode ser usado na definição da influencia dos parametros de estudo sobre a variável resposta. O planejamento fatorial completo permite que este objetivo seja alcançado com a realização do menor número de experimentos possível. Para isso, os experimentos devem ser organizados em uma matriz experimental para garantir que as informações obtidas sejam confiáveis e que os recursos disponíveis para a experimentação sejam bem utilizados.

Segundo Arruda et al. (2002) a observação dos efeitos de variáveis e interações entre elas, é importante para entender os processos que estão sendo monitorados em um determinado sistema.

A aplicação dos Planejamentos Experimentais na Indústria é fundamental para o desenvolvimento de novos produtos e para o controle de processos. Nesta área é comum surgirem problemas em que se precisa estudar várias propriedades ao mesmo tempo e estas, por sua vez, são afetadas por um grande número de fatores experimentais. É papel de técnicas de planejamento de experimentos, auxiliar na fabricação de produtos com melhores características, na diminuição do seu tempo de desenvolvimento, aumentar a produtividade de processos e minimizar a sensibilidade a fatores externos (BRUNS et al., 2001).

Segundo a explicação de Bruns (1995, p.61), entende-se que:

“Para se realizar um planejamento de um experimento, é necessário primeiramente, determinar quais os fatores e as respostas de interesse o sistema que se deseja estudar. Os fatores são as variáveis controladas pelo experimentador, tanto podem ser quantitativas como qualitativas. Dependendo da questão a ser solucionada poderá haver mais de uma resposta de interesse.”

A partir da matriz de planejamento pode-se formar tabelas de coeficientes de contraste, multiplicando um a um os sinais das colunas apropriadas para obter novas colunas correspondendo às interações (BRUNS et al.; 1995).

Em geral, os planejamentos fatoriais do 2^n (fatoriais em dois níveis), onde n representa números de fatores, são mais simples. Por conveniência, um fator é indicado por uma letra maiúscula, e os dois níveis do fator por (-) e (+). Pela convenção (-) representa o nível inferior, e (+), o nível superior. Pode-se esquematizar o planejamento na forma de matrizes de planejamento (RIBEIRO, ALVES, SILVA, 2007).

Para o cálculo dos efeitos e estimativa de erro num planejamento fatorial 2^3 cada efeito é uma combinação linear de oito valores, com coeficientes $+ \frac{1}{4}$ ou $- \frac{1}{4}$.; Admitindo que estes valores sejam independentes, aplicando a estimativa da variância de um efeito. Cada um dos oito valores da combinação é a média de dois outros, devido aos ensaios serem realizados em duplicata (BRUNS et al.1995).

4 METODOLOGIA

A metodologia utilizada é uma pesquisa experimental com abordagem quantitativa. O presente estudo se iniciou com a montagem e desenvolvimento de um reator biológico aeróbio, em escala de bancada, para o tratamento de efluentes de um frigorífico. Foram realizadas análise de caracterização do efluente e acompanhamento do processo aeróbio, para realização de oito perfis cinéticos e obtenção de resultados para aplicação do planejamento experimental. Este reator foi instalado no laboratório de Química, no bloco Q do Campus II, da Universidade do Oeste Paulista – Unoeste.

4.1 Estudos Prévios e Montagem do Reator Aeróbio

Para o início dos estudos foi necessário montar um sistema de tratamento biológico aeróbio, de batelada, em escala de bancada, para analisar o efluente do frigorífico. Alguns ajustes foram realizados para que não houvesse interferências no andamento do reator biológico, como a escolha da temperatura. Para solucionar esta possível fonte de interferência montou-se o reator biológico no interior de uma capela, onde as alterações de temperatura foram minimizadas pela utilização de um termostato no interior do reator e a utilização de lâmpada para manter o ambiente aquecido dentro da faixa de 25 a 30°C. Os experimentos foram realizados entre os meses de fevereiro a junho, onde não houve variações bruscas da temperatura ambiente. Assim foi possível manter uma faixa de temperatura constante do sistema aeróbio

Após a montagem do reator, deu-se início à definição das variáveis a serem estudadas, dos pontos de coleta e caracterização do efluente e lodo a serem utilizados durante a operação do sistema de tratamento aeróbio por lodo ativado.

A Figura 5 apresenta o reator aeróbio utilizado para o tratamento do efluente. As amostras retiradas do reator foram submetidas às análises físico-químicas a fim de se obter os resultados para montagem do perfil físico-químico e realização do planejamento fatorial de experimentos.

FIGURA 5 - Vista frontal do reator aeróbio construído para realização do experimento.



Fonte: O próprio autor.

1 reator biológico aerado; 2- timer automático; 3- bomba de aeração;
4- termômetro.

O sistema foi montado dentro de uma capela. O reator era constituído de um recipiente de polietileno com 37cm de altura e 28cm de diâmetro perfazendo uma capacidade volumétrica total de 20 litros. Deste volume total, apenas 6 L foram utilizados como volume útil. Estas dimensões permitiram uma distribuição homogênea dos aeradores que foram responsáveis pela aeração do sistema, auxiliados pelo uso de um agitador mecânico para melhor homogeneização do lodo e efluente. A aeração e homogeneização foram realizadas por meio de bombas de circulação de água e injeção de ar onde foram usados modelos de bomba rotineiramente utilizados em aquários domésticos.

O sistema de aeração escolhido foi por ar difuso, utilizando-se três bombas de aquário com potência média de 3,5W e 8 difusores porosos alocados no fundo do reator, distribuídos de forma uniforme. Estes difusores permitem a entrada constante e homogênea de gás oxigênio no reator. Em cada uma das saídas foram colocadas as pedras porosas (difusores), fabricadas de material resinado, ideal para tal função, pois geram bolhas de ar de diâmetro entre 3 a 6 mm. Quanto menor o tamanho da bolha de ar maior será a área superficial disponível para a transferência de gases, ou seja, maior a eficiência de oxigenação (VON SPERLING, 1997).

Estas pedras porosas, devido a precipitação dos compostos orgânicos e inorgânicos do efluente, com o passar do tempo sofreram colmatação externa, diminuindo a eficiência de transferência de oxigênio. Desta forma, foi necessário efetuar as trocas de cada pedra porosa a cada 10 dias. A Figura 6 representa o sistema de aeração por difusor poroso utilizada no reator.

FIGURA 6 - Vista superior do reator no momento de aeração.



Fonte: O próprio autor.

A temperatura do ambiente foi acompanhada constantemente por meio de um termômetro digital, sendo que esta permaneceu entre 25 °C e 30 °C, variação esta pré-definida para o trabalho. O reator de batelada trabalhou com foto períodos de 12 horas, sendo que para garantir a ausência de luz foi utilizado na face frontal da capela uma folha de papel Kraft escuro. Para garantir a presença de luz foi utilizada uma lâmpada com intensidade luminosa de 2 Klux, conforme indicado por Bastos, Padilha e Berneri (2000).

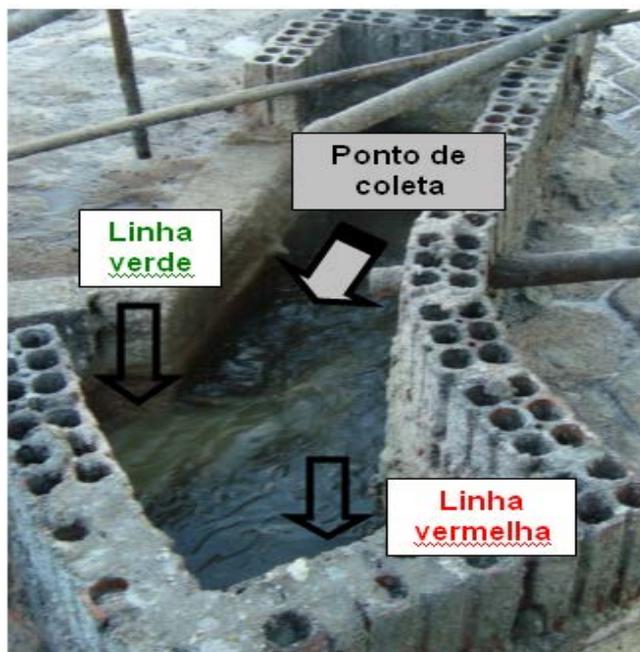
Os períodos de presença e ausência de luz, se deve a microbiota presente no reator, para processos aeróbios com lodo ativado a comunidade presente de microrganismos é constituída principalmente por bactérias, mas existem também consideráveis populações de protozoários. Além desses microrganismos, rotíferos e nematoides são frequentemente encontrados em sistemas de longos períodos de aeração ou com idades de lodo superiores a 10 dias (CAMPOS et al., 2003).

4.2 Coleta e Preservação das Amostras de Efluente

O substrato utilizado para os ensaios foram amostras do efluente bruto industrial coletadas em um frigorífico de abate bovino, situado no município de Presidente Prudente-SP. O efluente passou apenas pelo tratamento preliminar que é constituído por sistema de gradeamento com diferentes espaçamentos, peneiramento, caixas de areia e tanque de decantação de gordura na própria indústria. Todas as coletas foram realizadas em dois dias específicos da semana, na terça-feira e na sexta-feira, considerando que nestes dias as escalas de abate eram muito similares, no que se refere à quantidade de animais abatidos. O horário de coleta ocorreu no mesmo horário, entre 08:30 e 09:00 da manhã, na tentativa de se obter uma maior homogeneidade da amostra coletada.

As amostras foram coletadas no encontro das duas linhas de fluxo do efluente, antes de entrar no sistema de tratamento biológico da empresa. Sendo elas: a linha vermelha responsável pelo efluente rico em sangue que são originários dos setores de abate, graxaria, miúdos e desossa, e a linha verde responsável pelo fluxo de efluente rico em conteúdo ruminal que é originado nos setores de bucharia, triparia, graxaria e curral. A Figura 7 apresenta o ponto de coleta junto à junção das linhas vermelha e verde da ETE da empresa.

FIGURA 7- Ponto de coleta das amostras de efluente



Fonte: O próprio autor.

As amostras foram coletadas com auxílio de um recipiente com volume de 20L e funil e estocadas em recipientes de polietileno com capacidade volumétrica de 5 L, com tampa de rosca e devidamente identificados com hora e data da coleta. Após cada coleta as amostras foram levadas ao laboratório da universidade onde foram acondicionadas em ambiente refrigerado, em temperatura inferior a 6°C, em recipientes plásticos como preconiza a metodologia de preservação de amostras de acordo com APHA (1995).

Na sequência foram analisadas físico-quimicamente, sendo avaliados os parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (DQO), nitrogênio Kjeldhal (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄) e fósforo (P). Antes de serem utilizadas estas amostras foram previamente aclimatadas em banho Maria, à temperatura entre 25 a 30°C, igual ao do reator. Este procedimento foi realizado para se evitar o choque térmico entre as amostras, o que poderia prejudicar o desenvolvimento dos microrganismos existente no sistema aeróbio.

4.3 Coleta e Preservação do Inoculo do Reator

Para se ajustar as diversas metodologias analíticas, utilizadas para a caracterização da matriz de estudo, e realizar os testes preliminares do perfil físico-químico do reator, além dos dados para o planejamento fatorial, foi utilizado como inoculo do reator, o lodo aeróbio proveniente de um sistema de lodos ativados coletados na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de uma empresa de curtimento de couro, sediada em Presidente Prudente. As coletas foram realizadas no tanque de aeração, especificamente no local de retorno do lodo.

Nesta fase os pontos de coletas já tinham sido determinados. Para o efluente do frigorífico o ponto de coleta ocorreu entre a junção das linhas verdes e vermelhas e para o lodo ativado o ponto de coleta ocorreu no tanque de aeração, próximo à saída de escoamento.

Em seguida, foi realizado um estudo da composição da amostra do efluente através de uma caracterização completa. Este estudo foi realizado para verificar qual seria o melhor período para as coletas do efluente e como deveriam ser realizados os ajustes nos parâmetros físico-químicos do reator biológico, considerando a composição do efluente.

As coletas de lodo foram realizadas com o auxílio de um tambor coletor e uma pá. Imediatamente após cada coleta, este foi armazenado em um recipiente de polietileno, de capacidade de 5L, hermeticamente fechado. Logo em seguida levado para o laboratório da universidade. Transferia-se o lodo para o reator onde iniciava-se o processo de aeração, a fim de aclimatá-lo para início do experimento.

4.4 Partida, Ativação e Aclimação do Lodo Ativado

Para o início dos experimentos, foi necessário realizar a aclimação do lodo, no próprio reator, após cada variação provocada no sistema biológico (mudança de pH, nutriente ou aeração). Este processo consistiu em fornecer as condições apropriadas para os microrganismos presentes no lodo se recuperarem e voltar a realizar a degradação da matéria orgânica, após um período de intenso estresse provocado no sistema através das variações que foram propostas para o

estudo. Em cada partida do reator foram utilizados 1 L de lodo decantado e 3 litros de efluente bruto.

4.4.1 Procedimentos para partida e ativação

Os procedimentos adotados para partida e ativação do reator aeróbio estão descritos sequencialmente:

1. Caracterização físico-química do efluente a ser tratado, determinação de Nitrogênio total, amoniacal e orgânico, nitrato, nitrito, fósforo e DQO;
2. Adequação da relação DQO:N adequada ao efluente a ser tratado. Identificando esta relação foi possível realizar os ajustes da quantidade de carbono e nitrogênio no efluente a ser inserido no reator, os cálculos foram realizados por meio de um balanço de massas visando obedecer a relação DQO:N (100:5) ou (100:3,5) de acordo com as mudanças impostas de nível superior e inferior para o planejamento fatorial. A quantidade de fósforo também foi averiguada e mantida em 1 mg/L em cada uma das análises foi mantido;
3. Introdução do lodo na unidade aeróbia do reator;
4. Fornecimento de oxigênio ao sistema, por meio de um difusores conectados a compressores de pequeno porte;
5. Início da etapa de alimentação do reator com o efluente de interesse;
6. Monitoramento do crescimento da biomassa, por meio da medição volumétrica do onde, índice volumétrico de lodo;
7. Início da retirada de lodo excedente, de forma a atingir o equilíbrio entre a produção e retirada de lodo excedente;
8. Espera para que o reator possa atingir o estado estacionário;
9. Início das análises e monitoramento temporal.

4.4.2 Procedimentos empregados durante a aclimação:

Para a aclimação do lodo, o sistema foi operado em ciclos de 24 horas sendo que:

1. Coleta do lodo e aeração por aproximadamente 24 h;

2. Decantação por 60 min. Até o sobrenadante se apresentar límpido e o lodo do reator no fundo do mesmo;
3. Retirada de uma alíquota do efluente para análise de DQO, parâmetro este empregado para a determinação da quantidade de matéria orgânica removida do efluente bruto;
4. Trocas de efluente efetuadas a cada 24h, desligava-se a aeração, aguardava-se a decantação para realizar as trocas;
5. Todas estas etapas foram realizadas até a obtenção de valores de DQO constantes, indicando que o reator estava estabilizado, permitindo as análises de DQO, DBO₅, NTK, NH₄⁺, Nitrato, Nitrito e Fósforo.

4.5 Estudos para Ajuste dos Nutrientes

Todas as amostras de efluentes empregadas nos estudos foram caracterizadas quanto aos parâmetros de temperatura, pH, DQO, DBO₅, nitrato, nitrito, NTK, nitrogênio amoniacal, fósforo e nitrogênio orgânico. . Para aplicação do planejamento fatorial foi necessário acompanhar as variações pré determinadas na concentração de nutrientes DQO:N,, considerando as dificuldades em se manter sempre as mesmas características dos efluentes, pois existem vários fatores de interferência durante o processo produtivo (quantidade de água utilizada, número de animais abatidos, tamanho dos animais).

Para se realizar os ajustes das concentrações de nitrogênio e de carbono, todas as amostras coletadas foram caracterizadas em relação aos parâmetros de DQO e NTK. Para se realizar o ajuste da quantidade de carbono foi inserido no efluente quantidades calculadas de sacarose (C₁₂H₂₂O₁₁) e para o ajuste de nitrogênio foi utilizado Cloreto de Amônio (NH₄Cl).

4.5.1 Monitoramento e Perfil Temporal de Parâmetros Físico-químico do Sistema Aeróbio

Os experimentos foram realizados de modo a variar todas as três variáveis ao mesmo tempo. Este comportamento é denominado de interação entre

variáveis. Para constituição da matriz de ensaios, foram consideradas 3 variáveis independentes, nos níveis mínimo (-) e máximo (+):

O perfil temporal foi realizado após a estabilização do reator, ao final de cada uma das oito variações proposta ao reator, nas quais passaram por ajustes e variações conforme o planejado pela matriz 2^3 do planejamento fatorial.

O estudo de cada uma das oito etapas do experimento se deu por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos. Para isto, foram retiradas alíquotas do efluente a cada duas horas, para análise dos parâmetros apresentados na Tabela 2, juntamente com as metodologias utilizadas. Essas análises foram realizadas segundo os procedimentos descritos no Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995).

TABELA 2 - Parâmetros analisados, unidades de medidas, frequência e métodos utilizados no perfil

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Frequência</i>	<i>Método</i>
pH		A cada hora	Potenciométrico
Temperatura ambiente	°C	A cada hora	Medida direta
Temperatura reator	°C	A cada hora	Medida direta
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	A cada hora	Eletrométrico
DQO filtrada	mg L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico
DBO ₅	mg L ⁻¹	A cada 2 horas	Oxítóp
NTK	mg L ⁻¹	A cada 2 horas	Titulométrico
N-amoniaco	mg L ⁻¹	A cada 2 horas	Titulométrico
Nitrato	mg L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico
Nitrito	mg L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico
Fósforo total	mg L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico

Fonte: O próprio autor

* Amostras filtradas em papel com poros de diâmetro igual a 9µm

* Oxítóp – sistema de determinação de DBO₅

4.6 Determinação do Tempo de Detenção Hidráulica do Reator Aeróbio

Foram realizados diversos testes para a determinação do tempo ideal de detenção hidráulica do efluente no reator. O tempo de detenção foi estipulado com base nos resultados obtidos por meio da análise de DQO, onde foram verificadas as melhores medidas de remoção da carga orgânica em relação ao efluente bruto, utilizado no início de cada ciclo de aeração.

Os tempos de detenção (TDH) testados foram de 6h, 12h, 18h e 24h. Devido às taxas de remoção obtidas durante os testes para determinação do TDH Foi possível determinar qual o tempo de detenção hidráulica (TDH) mais adequado para realizar todos os estudos do planejamento fatorial e a cinética de degradação do sistema biológico estudado.

4.7 Metodologias Analíticas Empregadas nas Análises Físico-químicas

4.7.1 Determinação de pH

As medidas de pH foram realizadas por medidas diretas com o emprego de um pHmetro modelo Q400AS, da marca Quimis. Este foi calibrado com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0. O pH do efluente foi ajustado e controlado, quando necessário, com solução de NaOH 1,0 M e H₂SO₄ 1,0 M. Todos os reagentes apresentavam pureza analítica.

4.7.2 Determinação da temperatura

Em uma câmara aclimatada , onde foi instalado o reator aerado, a temperatura do reator foi controlada a fim de se evitar a interferência nas condições de desenvolvimento dos microrganismos. O controle de temperatura do ambiente, ao redor do reator, foi realizado com o auxílio de uma lâmpada de 60W potência. Adicionalmente, para prevenir qualquer alteração brusca de temperatura no interior do reator foi utilizado um termostato da marca ELITE, modelo A748, com potência de 25W.

O monitoramento da temperatura foi realizado por medição direta através de um termômetro digital. Os valores medidos de temperatura foram os pré-determinados e se encontram entre 25 °C a 30 °C.

4.7.3 Aeração e oxigênio dissolvido (OD)

A aeração aplicada ao experimento por intermédio de bombas aeradoras (modelo utilizado em aquário), foi quantificada por um oxímetro da marca YSI, modelo SS – Bernaver, sendo que a unidade de medida foi em mg L^{-1} de O_2 dissolvido.

4.7.4 Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO corresponde à quantidade de oxigênio consumida na oxidação química, da amostra, efetuada através da reação com o dicromato de potássio, em meio fortemente ácido, à temperaturas elevadas e na presença de catalisador.

A determinação da DQO foi realizada de acordo com a metodologia padrão descrita em APHA (5220D, 1995). O procedimento consiste na digestão da amostra, na presença de solução de sulfato de prata em ácido sulfúrico, utilizando como solução digestora o dicromato de potássio e sulfato de mercúrio. Esta digestão ocorre em um tubo fechado, sob agitação, e em seguida levado ao digestor com temperatura de 150°C, por duas horas. Ao final deste período é realizada a determinação colorimétrica em um espectrofotômetro. O aparelho utilizado é da marca Quimis e o comprimento de onda empregado foi de 620 nm. As curvas de calibração foram elaboradas entre as concentrações de 50 a 900 mg L^{-1} , utilizando-se como padrão uma solução de biftalato de potássio de concentração 1000 mg L^{-1} .

4.7.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

A DBO₅ corresponde à quantidade de oxigênio necessária para a metabolização da matéria biodegradável por organismos vivos ou por suas enzimas, nas condições do ensaio.

O método de determinação de DBO_5 , por oxitop, é baseado na medida da pressão, em um sistema fechado, considerando que os microrganismos na amostra consomem o oxigênio e formam gás carbônico. Este é absorvido pelo hidróxido de sódio inserido sob a forma de lentilha, nos frasco e leitores de DBO_5 , propiciando a leitura diretamente como um valor medido em mg L^{-1} de DBO_5 . As determinações foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos em APHA (5210B e 5210D, 1995). Inicialmente as amostras foram utilizadas em seu estado bruto, apenas variando a quantidade de líquido, de acordo com as faixas de leitura desejadas de acordo com a concentração do efluente, baseado na estimativa de escala da DBO para método por Oxitop, marca Merse, modelo IS-6 (11271454). O pH da amostra foi corrigido para valores situados entre 7,1 a 7,3 com soluções de H_2SO_4 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ou com solução de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. Em seguida, foram adicionados 1 mL de cada solução a seguir: solução tampão de fosfato 1,5N, cloreto de amônio 0,71N, cloreto de cálcio 0,25N, sulfato de magnésio 0,41N e cloreto férrico 0,018N e 2mL de semente Polyseed NxP-210 vw-66130-432 já hidratada em frascos âmbar específicos para se realizar as análises de DBO_5 ou sistemas Oxitop. As quantidades de amostras foram estipuladas conforme a concentração esperada para cada efluente, respeitando a escala de quantidades e concentração determinadas pelo método, após definir a quantidade em mL de amostras, estas foram incubadas em uma câmara climatizada de DBO_5 , por 5 dias a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ao abrigo da luz

4.7.6 Nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total kjeldahl

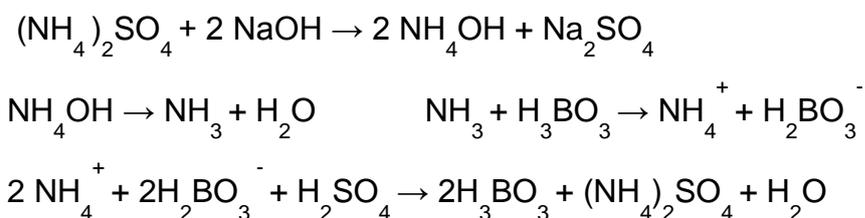
Para a determinação do nitrogênio kjeldahl e do nitrogênio amoniacal presente no efluente foi utilizado o método Kjeldahl (Macro-Kjeldahl) (APHA, 1995).

O procedimento empregado foi o descrito em APHA 1995, (4500-NH₃, Método Titulométrico, 1995). O método para determinação do NTK é baseado na decomposição da matéria orgânica, através da digestão da amostra, realizada em um bloco digestor de Kjeldahl da marca Quimis, Modelo 03278281, a aproximadamente $400 \text{ }^\circ\text{C}$, na presença de ácido sulfúrico concentrado, sulfato de cobre e sulfato de potássio, como catalisador, que atua na aceleração da oxidação da matéria orgânica. O nitrogênio presente na solução ácida resultante foi

determinado pelo método de destilação por arraste de vapor em destilador da marca Marconi, modelo MA 036, seguida da titulação com ácido sulfúrico 0,02N.

Para determinação do nitrogênio amoniacal as amostras, em seu estado bruto, foram colocadas em tubos de destilação e em seguida foi adicionado solução de NaOH 50% e solução indicadora de fenolftaleína até que o pH fosse igual a 9,5. Em seguida foi iniciada a destilação da solução onde a amônia (NH₃) é recolhida em um frasco contendo ácido bórico e solução de indicador misto para determinar o ponto de viragem e em seguida realizou-se a titulação com ácido sulfúrico.

Etapa da Destilação:



O nitrogênio orgânico foi determinado pela diferença entre Nitrogênio total e amoniacal (VON SPERLING, 1997).

4.8 . Teor de Sólidos

4.8.1 Sólidos totais (ST)

A quantidade de sólidos presentes no efluente foi determinada através do procedimento descrito por APHA (1995) 2540-B, onde uma amostra de 100 mL do efluente foi transferida para uma cápsula de porcelana, previamente seca e tarada, e depositada em estufa (103-105°C) por aproximadamente por 24 horas, até massa constante. Após resfriar, pesou-se a cápsula para determinação da concentração de sólidos totais, realizada pela diferença da massa da cápsula calcinada vazia e a massa da cápsula com amostra depois da evaporação, dividida pelo volume da amostra. O cálculo de sólidos totais é demonstrado na equação 5.

$$ST \text{ (mgL}^{-1}\text{)} = \frac{(P_1 - P_0) \cdot 1000}{V_{\text{amostra}}} \quad (5)$$

ST= sólidos totais (mg/L)

P1= massa cápsula comm a amostra depois da evaporação (mg)

P0= massa da cápsula calcinada vazia (mg)

V= volume da amostra (L)

4.8.2 Sólidos totais voláteis e fixo

Para a determinação do teor de sólido voláteis e fixo foi utilizada a mesma cápsula para determinação dos sólidos totais. Esta foi levada à mufla por um período de 5 minutos, à temperatura de 550°C. Após transferir a cápsula para a estufa (105°C), para estabilização da temperatura, ela foi transferida para o dessecador, até temperatura ambiente. A determinação do teor de sólidos foi feita pela diferença de massa em relação ao volume da amostra (em mg L⁻¹). A determinação dos teores de sólidos voláteis foi realizada pela diferença entre sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos. O cálculo do ST segue na equação 6 e 7. Metodologia 2540-B (APHA-AWWA-WEF, 1995).

$$SVT \text{ (mgL}^{-1}\text{)} = \frac{(P_1 - P_2) \cdot 1000}{V_{\text{amostra}}} \quad (6)$$

$$SFT \text{ (mgL}^{-1}\text{)} = \frac{(P_2 - P_0) \cdot 1000}{V_{\text{amostra}}} \quad (7)$$

SVT= sólidos voláteis totais (mg/L)

SFT= sólidos fixos voláteis (mg/L)

P1= massa cápsula comm a amostra depois da evaporação (mg)

P2= massa da cápsula com a amostra depois de calcinação (mg)

P0= massa da cápsula calcinada vazia (mg)

V= volume da amostra (L)

4.8.3 Determinação de Fósforo Total

A determinação do fósforo total, composto pela soma da quantidade de fósforo orgânico mais o fósforo inorgânico, nas amostras de efluente é extremamente importante para determinar a estabilização dos sistemas de tratamento. O método empregado foi o colorimétrico, realizado com o Kit teste PO₄ modelo 21060-69.

4.8.4 Determinação de Nitrito

A determinação de nitrito baseia-se na estimativa da coloração vermelha produzida quando o ácido sulfanílico e cloridrato de naftilamina são adicionados a uma solução acidificada de nitrito. O método é muito sensível e consegue determinar a quantidade de nitrito até o limiar de 0.001 mg L⁻¹. A coloração resultante pode ser afetada pela temperatura, pH, tempo e pureza dos reativos. Para a determinação do nitrito foi necessário confeccionar uma curva padrão com concentrações de 1 à 0,005 mg L⁻¹. A determinação colorimétrica foi realizada em um espectrofotômetro da marca Quimis, modelo 09780P. Para a análise das amostras foi necessário preparar uma solução contendo 1 mL da amostra diluída em água destilada até o volume final de 50 mL. Após a neutralização das amostras, pH 7.0, foi adicionado 1mL de ácido sulfanílico, esperou-se cerca de 10 minutos, e em seguida adicionou-se 1 mL de alfa-naftilamina e 1 mL de solução tampão de acetato de sódio. Após a adição do último reagente esperou-se 20 minutos e comparou-se a cor desenvolvida com padrões temporários em um espectrofotômetro com leitura em comprimento de onda de 543 nm.

4.8.5 Determinação de nitrato

A determinação do nitrato se dá pela redução do nitrato à nitrito, na presença de cádmio. O método empregado foi o colorimétrico, realizado com o Kit teste NO₃, modelo 46700-02.

4.9 Metodologia para Tratamento dos Resultados

4.9.1 Cinética para degradação da matéria orgânica (DQO)

A velocidade de degradação de um determinado substrato depende das características do mesmo. Portanto, decidiu-se coletar uma única amostra, a cada duas horas, durante o acompanhamento do perfil cinético de 12 horas para cada uma das oito etapas do planejamento, as quais foram impostas ao sistemas diferentes situações.

Os ensaios cinéticos foram realizados em batelada, sob diferentes condições, a fim de verificar a influência sofrida pelo reator na degradação da matéria orgânica em função das variações e comparando as constantes cinéticas obtidas.

4.9.2 Planejamento fatorial dos experimentos

Os experimentos foram realizados de modo a variar todas as três variáveis ao mesmo tempo. Escolheu-se este procedimento pois as variáveis podem se influenciar mutuamente, e o valor ideal para uma delas pode depender do valor da outra. Este comportamento é denominado de interação entre variáveis. Para constituição da matriz de ensaios, foram consideradas 3 variáveis independentes, nos níveis mínimo (-) e máximo (+):

- (1) Concentração de nutrientes (DQO, Nitrogênio : 100:5 e 100:3,5)
- (2) aeração: 1 e 4 ppm de oxigênio dissolvido
- (3) pH: 6,0 e 8,0

Após o ajuste dos três parâmetros nas amostras, estas foram colocadas em contato com o lodo para que os microrganismos realizassem a redução da quantidade de compostos orgânicos nas amostras.

O planejamento fatorial em dois níveis (máximo e mínimo), para três fatores: $2^3 = 2 \times 2 \times 2$, requer 8 experimentos, que, em duplicata, totalizam 16 experimentos, segundo a Tabela 3.

TABELA 3 - Geratriz do planejamento 2³

Experimento	Quantidade de nutrientes	pH	Aeração
1	-	-	-
2	+	-	-
3	-	+	-
4	+	+	-
5	-	-	+
6	+	-	+
7	-	+	+
8	+	+	+

Fonte: próprio autor

Nota: Concentração C;N (100:5), (100:3,5), pH 6-8, OD: 1 - 4 ppm

Por meio do planejamento fatorial foi possível efetuar um pequeno número de experimentos, envolvendo três parâmetros a serem analisados, em dois níveis, no processo de tratamento de efluentes. Ao se utilizar o tratamento estatístico foi possível estudar como estes três parâmetros afetaram os valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e a demanda química de oxigênio (DQO), que serviram como medida da qualidade de água.

Para a análise dos resultados foram empregados métodos estatísticos onde as variações dos parâmetros foram os dados de entrada e os valores de DBO₅ e DQO foram utilizados como sendo as respostas. A significância dos efeitos das variáveis e das possíveis interações entre elas foi analisada ao se aplicar a análise de variância (ANOVA).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do Efluente

Foi constatado que o efluente bruto do frigorífico sofre elevadas alterações em suas concentrações e vazão durante o decorrer do dia, sendo que um dos principais motivos se deve às alterações na escala de abate, velocidade dos processos e etapas da produção. No caminho entre os pontos de coletas de efluentes até a ETE, existem peneiras, caixas de areia e bombas que enviam este efluente até a ETE, e a quebra ou mau funcionamento de um destes equipamentos pode alterar as características do efluente.

As análises físico-químicas foram efetuadas de acordo com os procedimentos apresentados na tabela 4, onde também são apresentados os resultados obtidos pela caracterização do efluente a ser trabalhado.

TABELA 4 - Caracterização físico-química do efluente coletado na indústria frigorífica.

Parâmetros	Unidade	Resultado
DBO ₅	mg L ⁻¹	2158
DQO	mg L ⁻¹	6680
Fósforo total	mg L ⁻¹	128
Nitrato	mg L ⁻¹	2.32
Nitrito	mg L ⁻¹	ND
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹	48
Nitrogênio total Kjeldahl	mg L ⁻¹	76
Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹	28
pH		6.8
Sólidos Totais	mg L ⁻¹	600

Fonte: O próprio autor.
ND: não determinado

Desta forma, na tentativa de se minimizar as variações que ocorrem no efluente do frigorífico, todas as amostras coletadas foram caracterizadas quanto a sua quantidade de Carbono, através de medidas da DQO e nitrogênio total.

Pela caracterização da amostra apresentada na Tabela 4, pode-se concluir que o efluente apresenta uma elevada carga orgânica, demonstrada pelos valores de DQO e DBO₅, bem como consideráveis índices de Nitrogênio total, orgânico e amoniacal. Os valores de nitrato e nitrito na entrada do sistema biológico são os esperados, pois ainda não ocorreu o processo de nitrificação devido à inexistência de bactérias nitrificantes. As concentrações de fósforo são extremamente elevadas, provavelmente a utilização de detergentes na higienização da indústria.

5.2 Monitoramento Físico-químico do reator Aeróbio

Para melhor apresentação dos resultados do perfil, realizado no reator biológico por batelada, este item foi dividido em duas etapas: perfil de 24 horas, e perfil de 12 horas com monitoramento físico-químico.

O perfil de 24 horas foi realizado após dois meses do início da partida do reator, quando foi observado que o reator aeróbio produzia efluentes sem grandes oscilações, com remoção da matéria orgânica próxima a faixa de 85%.

5.2.1 Monitoramento do perfil de 24 horas

O objetivo em se realizar este perfil foi de se verificar como estavam acontecendo as variações dos parâmetros físico-químicos, no decorrer do período de 24 horas, e para determinar o tempo ótimo de remoção da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Nesta análise não foi realizado nenhum ajuste de nutrientes, pH do meio e quantidade de aeração. Foi determinado que o monitoramento dos parâmetros pH, temperatura e OD seria realizado de hora em hora e os demais parâmetros seriam analisados a cada duas horas.

O monitoramento da temperatura do reator e do ambiente indicou que o valor médio foi de 26,6°C e 26,3°C, respectivamente, não apresentando grandes oscilações. O valor médio para o pH foi de 7,9, estes resultados estão apresentados na Tabela 5.

TABELA 5 - Análise da temperatura do reator e do ambiente e valores de oxigênio dissolvido e pH obtidos durante a análise do reator no período de 24 horas.

Tempo (hora)	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD mg/L	pH
07:00	27,5	26,0	0,37	7,58
08:00	27,5	26,1	0,48	7,82
09:00	27,5	26,1	0,65	7,82
10:00	27,0	26,6	0,75	7,84
11:00	27,0	26,8	0,85	7,87
12:00	27,0	27,1	0,85	7,89
13:00	27,3	27,4	0,80	7,98
14:00	27,3	27,5	0,85	7,97
15:00	26,8	27,3	0,90	7,90
16:00	27,0	26,0	0,90	7,88
17:00	27,0	25,3	0,90	7,86
18:00	26,0	27,3	0,98	7,85
19:00	26,0	27,2	1,05	7,88
20:00	26,0	27,2	0,98	7,85
21:00	26,2	27,3	0,85	7,94
22:00	26,0	27,2	0,98	7,88
23:00	26,0	27,2	1,20	7,89
24:00	26,0	27,2	1,25	7,89
01:00	25,4	27,1	1,40	7,95
02:00	27,0	25,4	1,50	7,95
03:00	27,0	25,3	1,80	7,98
04:00	27,1	24,9	1,80	8,00
05:00	26,8	24,7	2,00	8,00
06:00	26,0	24,7	2,05	7,99
07:00	26,1	24,6	2,10	7,97

Fonte: O próprio autor.

As análises físico-químicas permitiram trabalhar a cinética de degradação da matéria orgânica por meio dos resultados da DQO, comparar os valores de NTK, nitrogênio Orgânico (N-org), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-).

Os resultados da degradação do fósforo foram utilizados apenas para constatar se o sistema seria capaz de realizar a remoção deste nutriente, nas diversas condições experimentais. Os resultados estão apresentados na Tabela 6.

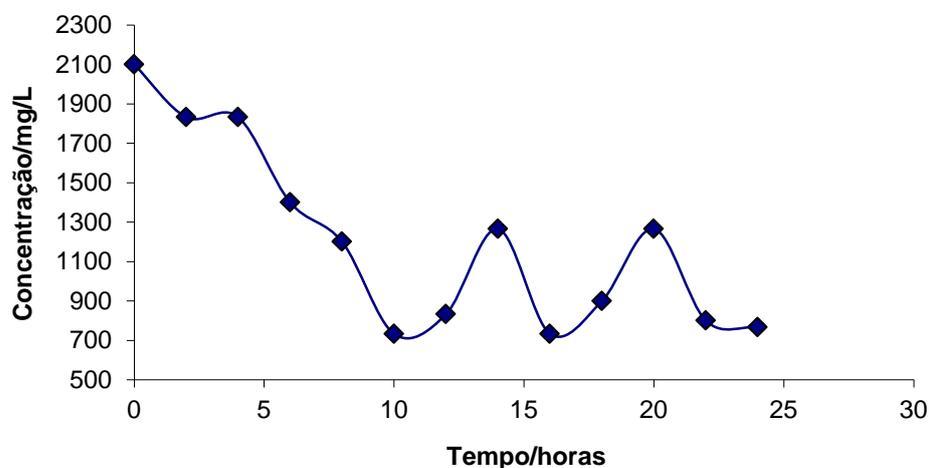
TABELA 6 - Valores obtidos para a demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrato, nitrito e fósforo ao se realizar o perfil durante 24 horas.

Tempo (h)	DQO (mg. L ⁻¹)	NTK (mg. L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg. L ⁻¹)	Nitrato (mg. L ⁻¹)	Nitrito (mg. L ⁻¹)	Fósforo (mg. L ⁻¹)
07:00	2100	155,40	85,12	13	ND	2,3
09:00	1833	147,20	53,76	32	ND	2,3
11:00	1833	146,80	51,52	25	ND	2,3
13:00	1400	248,00	106,4	5,0	ND	2,3
15:00	1200	120,00	45,92	0	ND	2,2
17:00	733	8,90	34,72	74	ND	2,1
19:00	833	117,20	79,52	35	ND	2,1
21:00	1266	81,76	29,12	4	ND	1,8
23:00	733	125,70	42,56	7	ND	1,5
01:00	900	76,70	70,56	32	ND	1,2
03:00	1266	122,50	40,32	57	0,1	0,9
05:00	800	107,70	67,20	21	0,1	0,7
07:00	766	11,40	39,20	33	0,1	0,7

Fonte: O próprio autor.

Os resultados da variação da concentração de carbono, em mg/L, medida através da DQO, durante o monitoramento do experimento por um período de 24 horas, pode ser verificada na Figura 8.

FIGURA 8 – Variação da concentração de carbono, em mg/L, expressa através dos valores de DQO em função do tempo.



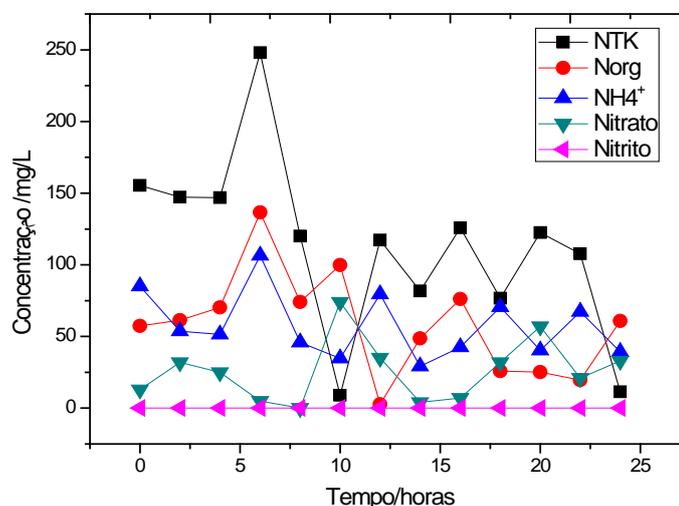
Fonte: O próprio autor.

De acordo com o gráfico, com o reator estando em equilíbrio, sem os ajustes na concentração dos nutrientes, pH e aeração, a remoção da matéria orgânica foi de 63,52%. Observa-se que na 10^a hora de atividade o reator apresentou seu ponto máximo de eficácia na remoção da matéria orgânica, indicando que a matéria orgânica de fácil remoção foi consumida pelas bactérias presentes no sistema, levando a conclusão que o sistema poderia ser operado com 12 horas de TDH.

A carga orgânica remanescente, após este período, possivelmente é composta por material formado por uma cadeia carbônica maior, como a celulose $(C_6H_{10}O_5)_n$, que pode ser encontrada no rúmen. De acordo com Von Sperling (1996), estas moléculas complexas, que não são utilizadas diretamente pelas bactérias, precisam passar por uma conversão para se obter material solúvel. Esta conversão ocorre através da atuação de enzimas extracelulares resultando em uma demora no consumo da matéria orgânica, o que explica os picos de DQO após o período de 12 horas de atividade do reator. Considerando os resultados observados no monitoramento de 24 horas do sistema o tempo de detenção a ser utilizado nas oito etapas do planejamento experimental foi de 12 horas.

Em relação ao monitoramento realizado durante as 24 horas de atividade do reator, para os índices de NTK, $N-NH_4^+$, Nitrato, Nitrito podem ser observados na Figura 9, e os valores de todos os parâmetros observados estão apresentados na Tabela 6 .

FIGURA 9 – Variação da conversão do Nitrogênio total e Nitrogênio amoniacal à nitrato em função do tempo

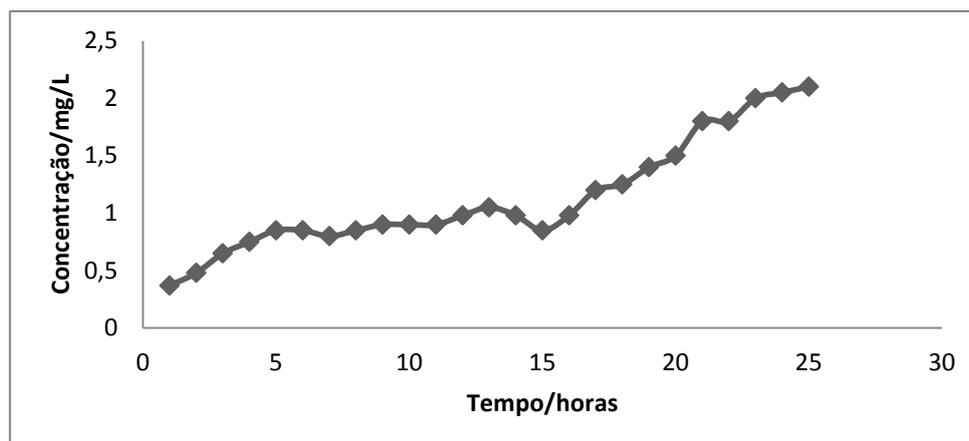


Fonte: O próprio autor.

Ao se observar o gráfico da Figura 9, durante as primeiras 4 horas de atividade, o reator apresentou nitrificação do efluente, ou seja, ocorreu a conversão do nitrogênio total e nitrogênio amoniacal à nitrato. Observa-se ainda que os valores de NTK e nitrogênio amoniacal são elevados, confirmando a importância da eficiência do reator para que estes valores sejam reduzidos (VON SPERLING, 1997).

Para a realização do processo de nitrificação deve-se levar em consideração o elevado consumo de oxigênio dentro do sistema aeróbio, sendo o Oxigênio dissolvido (OD) um parâmetro de constante acompanhamento durante a atividade do reator como demonstrado pela Figura 10. Outra preocupação em manter a temperatura e pH constantes se deve ao fato de que as bactérias responsáveis pela nitrificação possuem um crescimento lento e são bastante sensíveis às variações das condições ambientais (VON SPERLING, 1997).

FIGURA 10 – Consumo de oxigênio dissolvido em função do tempo.

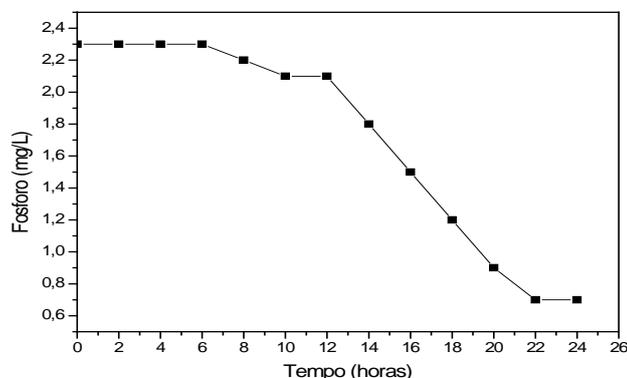


Fonte: O próprio autor.

Porém, entre a 5^a e 7^a hora, picos de matéria nitrogenada foram observados no sistema, possivelmente matéria nitrogenada orgânica lentamente biodegradável, sendo convertida à fase solúvel pela hidrólise que ocorre paralelamente à hidrólise da matéria carbonácea. A partir da 9^a hora o sistema volta a nitrificar com uma taxa de 70%. Após este período de intensa nitrificação, o sistema permaneceu em constante oscilação, porém não apresentou conversão da matéria orgânica nitrogenada. As concentrações de nitrito foram insignificantes tanto no afluente bem como no efluente do reator.

Em relação ao fósforo, durante o monitoramento foi possível identificar uma grande redução após a 12^a hora, período que apresentou significativa remoção, como demonstra a Figura 10.

FIGURA 11 - Curva de monitoramento temporal de 24 horas para verificação da remoção do nutriente fósforo no reator aeróbio.



Fonte: O próprio autor

Segundo dados do monitoramento, o reator aeróbio foi responsável pela remoção de 70% de fósforo total. Entretanto, apenas após a 12^a hora de atividade iniciou-se uma intensa remoção deste nutriente. Desta forma, o TDH do reator teria que ser superior a 12 horas.

Finalizado o monitoramento de 24 horas do reator biológico, foi possível determinar, com maior precisão, qual seria o tempo de detenção hidráulica mais adequado para o sistema montado. Em busca de otimizar o sistema biológico, determinou-se que trabalhar com o sistema por 12 horas implicaria em menor tempo utilizado para tratamento do efluente e menor custo com energia, considerando a utilização de bombas de aeração.

5.2.2 Monitoramento das condições de temperatura, pH e aeração dos oito perfis cinéticos

Nesta etapa foram realizados os ajustes das quantidades de nutrientes, pH do meio e quantidade de aeração, bem como acompanhamento da temperatura do reator e do ambiente. Foi determinado que o monitoramento dos parâmetros pH, temperatura e OD seria realizado de hora em hora e os demais parâmetros seriam analisados a cada duas horas. As Tabelas de 7 a 14 apresentam os resultados obtidos para estes parâmetros, coletados de hora em hora, para cada um dos oito diferentes experimentos.

TABELA 7 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente e oxigênio dissolvido verificados durante a realização da primeira condição operacional, executado com o valor inferior para os nutrientes (100C:3,5N), inferior para o pH(6,0) e inferior para aeração (1ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	6,62	24,0	26,0	0,50
08:00	6,70	24,0	25,5	0,78
09:00	6,74	24,0	26,0	1,31
10:00	6,80	24,0	25,5	0,96
11:00	7,04	24,0	25,0	0,71
12:00	7,04	24,0	24,5	0,89
13:00	7,24	24,5	25,0	1,00
14:00	7,10	24,5	25,0	0,68
15:00	7,05	24,5	25,5	0,56
16:00	7,12	24,5	25,5	0,50
17:00	7,42	24,5	26,0	0,50
18:00	7,50	24,0	25,5	0,55
19:00	7,75	24,0	25,0	0,58

Fonte: O próprio autor.

TABELA 8 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente, oxigênio dissolvido verificados durante a realização da 2ª condição operacional, executada com o valor superior para os nutrientes(100C:5N), inferior para o pH (6,0) e inferior para aeração (1ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	6,77	25,0	25,0	0,50
08:00	6,79	25,0	25,0	1,00
09:00	7,88	26,0	25,0	1,31
10:00	8,00	26,0	25,0	1,20
11:00	8,00	26,0	26,0	1,50
12:00	7,98	25,0	26,0	1,20
13:00	7,94	25,0	26,0	1,40
14:00	7,98	25,5	26,5	1,80
15:00	7,98	26,5	27,0	1,30
16:00	8,00	26,0	27,0	1,50
17:00	8,02	25,5	28,0	2,00
18:00	8,04	25,0	28,5	2,20
19:00	8,04	25,0	29,0	2,00

Fonte: O próprio autor.

TABELA 9 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente, oxigênio dissolvido verificados durante a realização da 3ª condição operacional executada com o valor inferior para os nutrientes (100C:3,5N), superior para o pH (8,0) e inferior para aeração (1ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	7,38	25,0	25,5	0,50
08:00	7,30	25,0	25,0	0,55
09:00	7,20	25,0	25,0	0,64
10:00	7,22	25,0	26,0	0,60
11:00	7,22	25,0	26,0	0,57
12:00	7,10	25,0	26,5	0,45
13:00	7,08	25,5	27,0	0,39
14:00	7,05	26,0	27,0	0,39
15:00	7,02	26,0	27,0	0,37
16:00	7,10	26,0	26,5	0,30
17:00	7,16	26,0	26,0	0,24
18:00	7,15	26,0	26,0	0,8
19:00	7,20	26,0	26,5	0,30

Fonte: O próprio autor.

TABELA 10 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente, oxigênio dissolvido verificados durante a realização da 4ª condição operacional , executada com o valor superior para os nutrientes (100C:5N), superior para pH (8,0) e inferior para aeração (1ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	8,00	25,0	26,0	0,50
08:00	8,08	25,0	26,0	0,75
09:00	8,08	25,0	26,0	0,85
10:00	8,08	24,5	26,0	1,00
11:00	8,10	24,5	25,0	1,02
12:00	8,15	24,0	26,0	1,30
13:00	8,17	24,0	26,5	1,30
14:00	8,20	24,0	26,5	1,55
15:00	8,24	24,5	26,0	1,55
16:00	8,28	25,0	26,0	1,76
17:00	8,24	24,5	26,0	1,89
18:00	8,3	24,0	26,0	1,80
19:00	8,5	24,0	26,5	2,00

Fonte: O próprio autor.

TABELA 11 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente, oxigênio dissolvido verificados durante a realização da 5ª condição operacional, executada com o valor inferior para os nutrientes (100C:3,5N), inferior para pH (6,0) e superior para aeração (4ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	6,59	24,6	25,0	0,70
08:00	7,0	24,6	25,6	0,89
09:00	7,36	24,8	26,2	1,16
10:00	7,42	25,6	26,1	1,30
11:00	7,53	26,5	26,2	1,50
12:00	7,50	25,5	26,2	1,60
13:00	7,29	25,0	26,2	1,71
14:00	7,50	26,0	26,1	1,82
15:00	7,55	26,9	26,0	2,00
16:00	7,61	25,0	25,8	2,00
17:00	7,71	24,5	25,0	3,10
18:00	7,75	24,5	25,0	3,50
19:00	7,79	24,8	25,0	3,20

Fonte: próprio autor.

TABELA 12 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente, oxigênio dissolvido verificados durante a realização da 6ª condição operacional, executada com o valor superior para os nutrientes (100C:5N), inferior para pH (6,0) e superior para aeração (4ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	6,56	26,0	29,7	0,70
08:00	6,57	26,8	29,6	0,79
09:00	6,57	27,0	30,0	0,79
10:00	6,56	27,0	30,1	0,80
11:00	6,55	27,0	30,0	0,82
12:00	6,58	27,5	30,0	0,87
13:00	7,59	28,0	30,2	1,02
14:00	6,59	28,0	29,3	1,60
15:00	6,60	28,5	29,0	1,80
16:00	6,61	28,5	28,0	1,89
17:00	6,61	29,0	27,5	2,02
18:00	6,65	29,6	26,5	2,20
19:00	6,68	29,0	26,0	2,50

Fonte: O próprio autor.

TABELA 13 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente, oxigênio dissolvido verificados durante a realização da 7ª condição operacional executada com o valor inferior para os nutrientes (100C:3,5), superior para o pH (8,0) e superior para aeração (4 ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	7,27	26,0	27,5	0,58
08:00	7,80	26,1	27,5	0,79
09:00	8,11	26,0	27,5	0,87
10:00	8,18	26,0	27,5	1,80
11:00	8,21	26,1	27,5	3,49
12:00	8,00	25,8	27,5	2,50
13:00	7,79	25,5	27,5	1,61
14:00	8,00	25,8	27,5	1,55
15:00	8,02	26,0	27,0	1,50
16:00	8,02	26,0	26,6	2,60
17:00	8,03	26,0	26,0	3,93
18:00	8,10	27,5	26,8	3,50
19:00	8,20	29,9	29,0	3,20

Fonte: O próprio autor.

TABELA 14 - Valores de pH, temperatura do reator e ambiente, oxigênio dissolvido verificados durante a realização da 8ª condição operacional executada com o valor superior para os nutrientes (100C:5N), superior para pH (8,0) e superior para aeração (4ppm).

Tempo (hora)	pH	Temperatura reator (°C)	Temperatura ambiente (°C)	OD (mg/L)
07:00	7,92	27,0	25,0	0,50
08:00	7,89	26,8	24,9	0,59
09:00	7,68	26,0	27,2	1,08
10:00	7,57	25,0	27,5	1,32
11:00	7,57	25,9	27,4	1,71
12:00	7,61	26,0	27,2	1,10
13:00	7,69	25,0	27,2	1,74
14:00	7,68	24,0	27,3	1,98
15:00	7,60	24,0	27,0	1,43
16:00	7,64	24,0	28,0	1,59
17:00	7,58	24,0	28,0	1,99
18:00	7,60	24,8	28,0	1,19
07:00	7,92	27,0	25,0	0,50

Fonte: O próprio autor.

5.2.3 Cinética de Degradação da Matéria Orgânica (DQO)

5.2.3.1 Modelo cinético

Através da utilização dos resultados de variação da DQO, obtidos por um período de 12 horas, foi possível determinar os modelos cinéticos e as constantes cinéticas aparentes para as condições impostas ao reator nos oito experimentos do trabalho, facilitando o entendimento do processo de degradação da matéria orgânica contida no reator biológico.

Os valores de DQO, obtidos a cada 2 horas, em cada um dos 8 experimentos estão representados na Tabela 15 .

TABELA 15 - Valores de DQO obtidos para cada um dos oito experimentos analisados a cada duas horas, por um período de 12 horas.

Tempo	1ª	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º
Hora	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO
0	2900	1334	6700	1993	3200	4767	1300	1867
2	2200	766	5766	1100	2000	3900	700	1366
4	1900	733	5233	866	1500	3234	600	1233
6	1268	700	5166	733	434	2700	433	966
8	966	633	3800	666	366	2033	266	966
10	854	500	3566	633	34	1800	233	833
12	666	366	3133	433	30	1400	100	666
%Remoção	77	72,30	80,10	78,30	99,00	71,00	92,30	64,30

Fonte: O próprio autor.

Os valores de DQO, apresentados na Tabela 15, foram utilizados para verificar a ordem cinética dos experimentos. O modelo que melhor representou a cinética de degradação da matéria orgânica, contida neste sistema aeróbio, foi o de primeira ordem. Os ajustes apresentaram coeficiente de correlação R^2 , variando de 0,86675 a 0,99492.

O modelo cinético de primeira ordem com residual foi utilizado pois os sistemas biológicos apresentam residual de DQO no efluente do sistema. Nos efluentes desses sistemas, a possibilidade de ocorrência de DQO igual a zero, pode ser considerada nula.

Portanto, o modelo de primeira ordem para o reator em batelada, pode ser representado pela equação 8:

$$\ln (C/C_0) = -k*t \quad (8)$$

C: concentração do substrato (mg L^{-1});

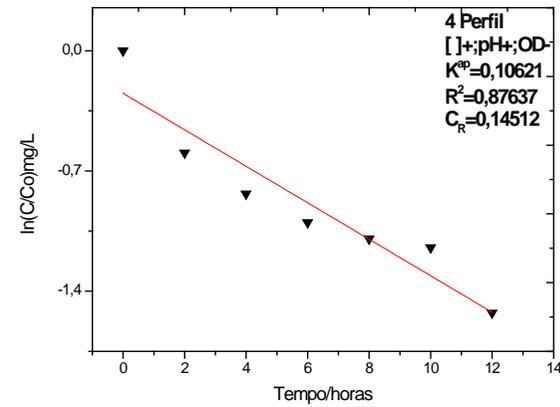
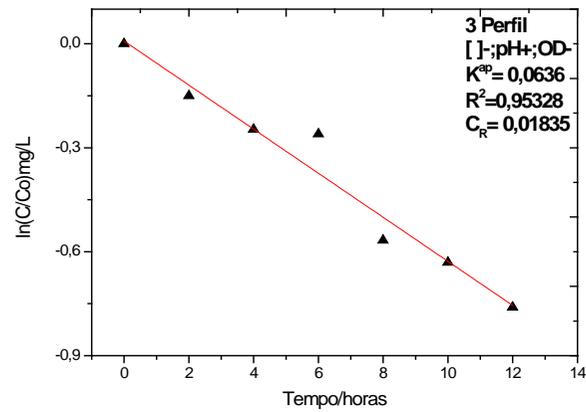
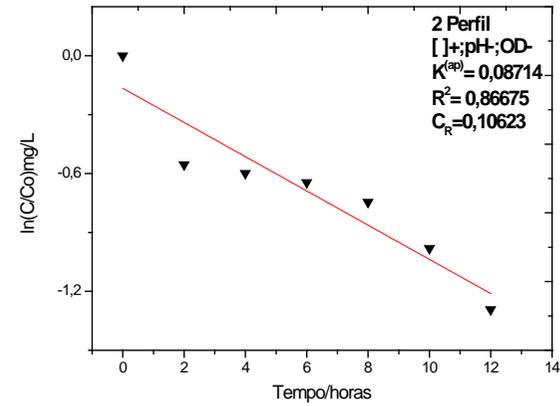
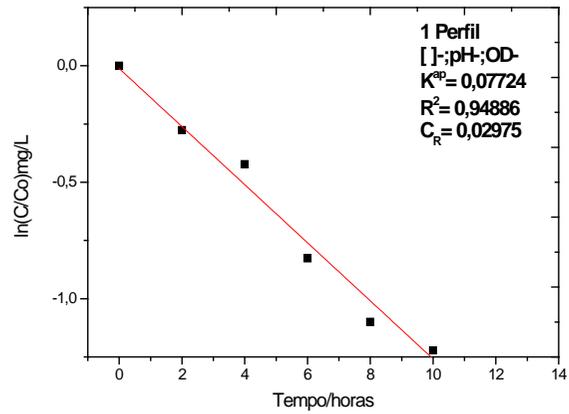
C_0 : concentração inicial do substrato (mg L^{-1});

k: constante cinética aparente de primeira ordem (h^{-1});

t: tempo (horas)

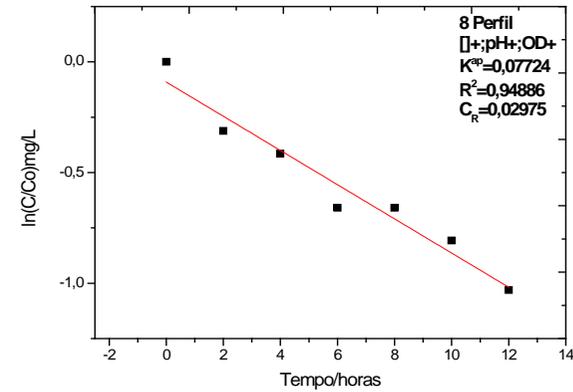
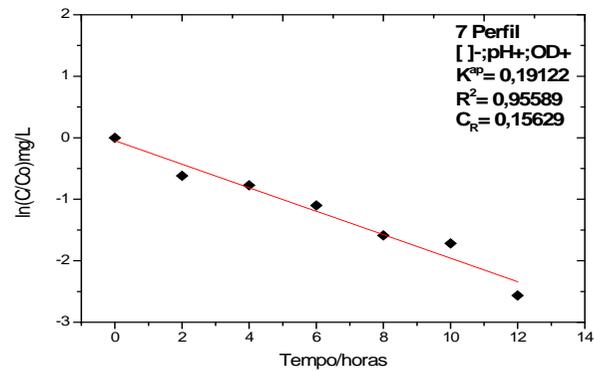
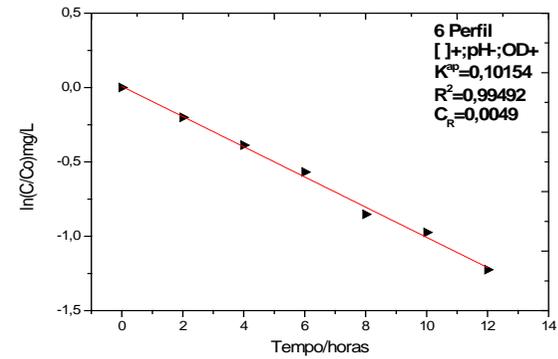
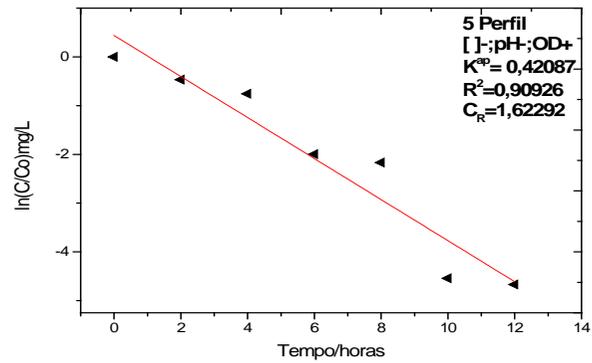
As curvas de degradação da DQO ao longo do tempo, ajustadas ao modelo cinético de primeira ordem, estão apresentadas nas Figuras 12 e 13. Os valores da constante cinética de primeira ordem estão expressos em módulo e as curvas decrescentes indicam o efeito de remoção da matéria orgânica em função do tempo, em horas.

FIGURA 12 – Ajustes do modelo matemático adaptado, para a remoção de primeira ordem, para remoção da matéria orgânica do efluente de frigorífico dos perfis 1, 2, 3 e 4.



Fonte: O próprio autor.

FIGURA 13 - Ajustes do modelo matemático adaptado, para a remoção de primeira ordem, para remoção da matéria orgânica do efluente de frigorífico dos perfis 5, 6, 7 e 8.



Fonte: O próprio autor.

Os resultados obtidos após o ajuste dos valores de DQO em relação a equação de degradação cinética são representados pela constante cinética aparente (K^{ap}), coeficiente de correlação (R^2) e concentração residual (C_R), estimadas pelo modelo cinético, e estão apresentadas na Tabela 16. Nesta verifica-se que as constantes obtidas apresentam certa variação devido as condições impostas para cada experimento, demonstrando a diferença entre as velocidades de remoção da matéria orgânica no reator biológico.

TABELA 16 - Valores de K^{ap} , R^2 e C_R estimados a partir dos modelos cinéticos de primeira ordem com residual, para os oito experimentos realizados.

Perfil	Cinética de primeira ordem com residual		
Ensaio	K^{ap} (horas ⁻¹)	R^2 (mgDQO/L)	C_R (mgDQO/L)
1º	0,12469	0,98412	0,02336
2º	0,08714	0,86675	0,10623
3º	0,06360	0,95328	0,01835
4º	0,10621	0,87637	0,14512
5º	0,42087	0,90926	1,62292
6º	0,10154	0,99492	0,00490
7º	0,19122	0,95589	0,15629
8º	0,07724	0,94886	0,02975

Fonte: O próprio autor.

Nota: K^{ap} : constante cinética aparente; R^2 : correlação; C_R : concentração residual.

Em todos os ensaios cinéticos realizados, foi observada uma variação significativa da concentração inicial de substrato (C_0), valores apresentados na Tabela 15. Por isso foi utilizado o módulo da relação exponencial de C_0/C , pois os valores negativos justificam a curva decrescente devido a taxa de remoção da matéria orgânica, em relação ao tempo. Para os oito experimentos foram obtidos os valores das constantes cinéticas entre 0,06360 a 0,42087, indicando uma interferência significativa na velocidade de degradação da matéria orgânica devido a variação dos parâmetros.

O experimento que apresentou a maior velocidade de remoção da matéria orgânica foi o quinto experimento, sob as condições de menor concentração

de nutriente DQO/N, nível inferior de pH e aeração máxima apresentou uma remoção total de 99% da carga orgânica e uma constante cinética $K^{ap} = 0,42087$. Por outro lado, o experimento que apresentou a menor constante cinética de degradação da matéria orgânica foi o terceiro experimento sob as condições de menor concentração de nutriente DQO/N, nível superior de pH e nível inferior de aeração, com uma porcentagem de remoção de 53,23% da carga orgânica,

Em especial, este perfil foi mapeado durante 24 horas devido às características apresentadas pela amostra de efluente coletada, pois foi verificada uma elevada carga orgânica inicial, rica em sólidos e gorduras devido a uma falha nas etapas preliminares de tratamento na indústria. Se o TDH fosse de 24 horas a remoção teria sido de 80% o que leva a considerar que o sistema comportou-se dentro do esperado.

5.3 Monitoramento da Conversão do Nitrogênio

Para o estudo da variação e conversão do nitrogênio, no reator aeróbio foram analisados os parâmetros de nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrato e nitrito, sendo que as concentrações de nitrito foram insignificantes ou impossíveis de serem determinadas, possivelmente devido à metodologia utilizada.

Os resultados para a conversão do nitrogênio, nas oito condições experimentais, estão apresentados nas Tabelas 17, 18 e 19. Os dados foram coletados a cada duas horas, durante um período total de 12 horas de monitoramento da atividade biológica em relação a conversão de NTK, NH_4^+ e Nitrato.

TABELA 17 - Valores de nitrogênio total (NTK), obtidos a cada duas horas, para os oito experimentos realizados, durante o perfil de 12 horas.

Tempo	1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º
Hora	NTK							
0	112,31	262,75	106,04	198,86	96,32	59,76	105,28	81,76
2	86,55	224,62	92,73	187,53	68,32	45,33	76,16	84,00
4	66,97	228,74	51,52	145,28	61,60	38,12	70,56	20,16
6	69,63	213,25	108,19	177,22	38,08	30,91	68,32	82,88
8	52,55	195,77	54,61	147,34	24,64	25,76	59,86	80,64
10	53,58	231,74	68,41	179,40	24,64	19,58	52,64	117,60
12	48,42	216,38	93,76	141,64	21,28	25,76	32,48	130,00

Fonte: O próprio autor.

TABELA 18 - Valores de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), obtidos a cada duas horas, para os oito experimentos realizados, durante o perfil de 12 horas.

Tempo	1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º
Hora	N-NH₄⁺							
0	74,18	275,11	68,00	208,14	70,56	39,00	53,76	38,08
2	57,70	222,50	65,94	167,95	48,16	31,94	60,48	38,00
4	41,21	218,47	49,46	166,24	35,84	29,88	43,68	71,68
6	28,85	202,96	32,97	171,01	25,76	23,70	47,04	39,20
8	21,63	200,08	22,66	166,92	13,44	18,54	46,92	41,44
10	17,51	200,08	11,33	155,59	7,08	17,51	49,28	67,20
12	6,18	205,04	9,27	151,46	10,08	17,50	39,20	71,68

Fonte: O próprio autor.

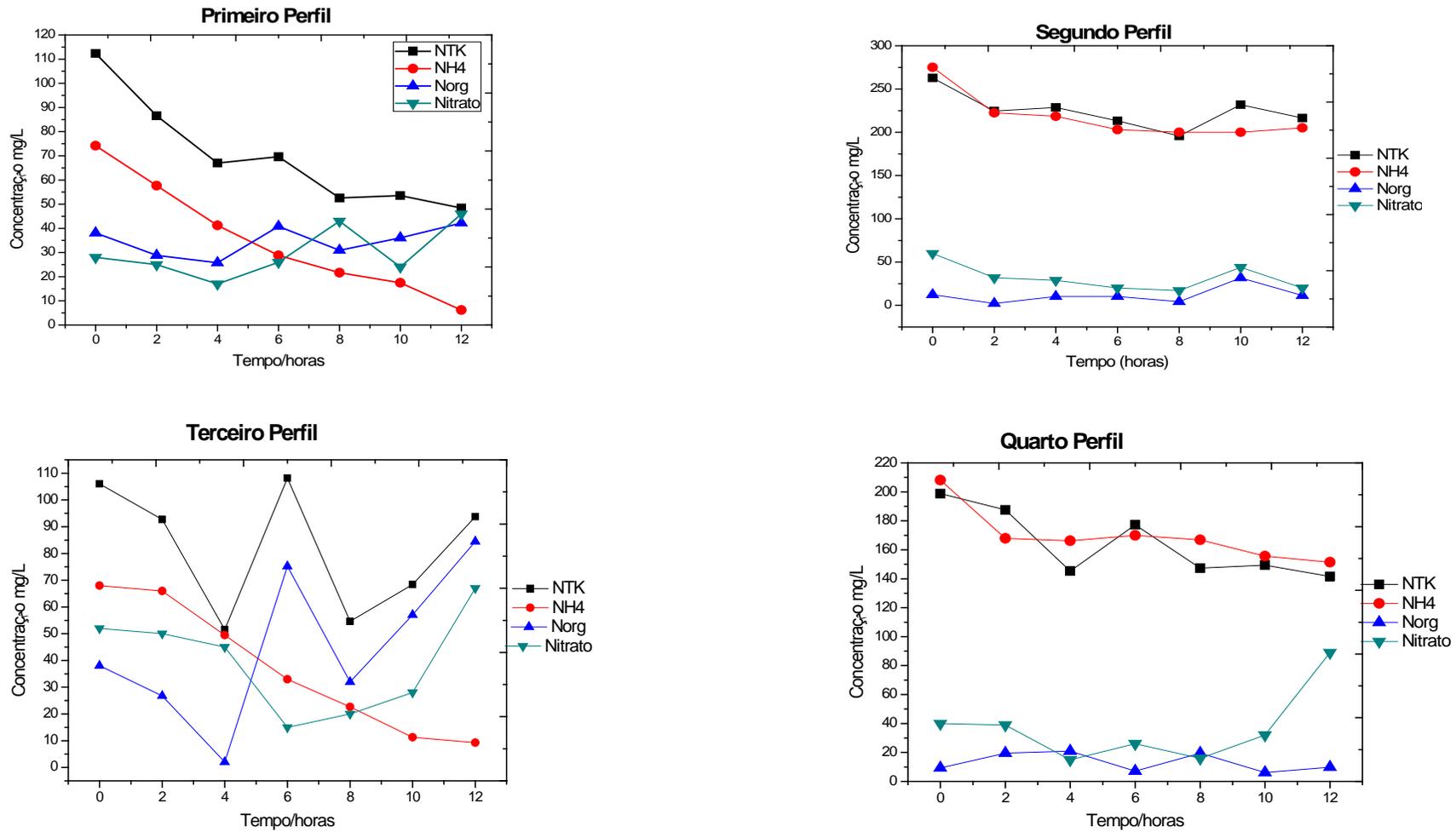
TABELA 19 - Valores de Nitrato, obtidos a cada duas horas, para os oito experimentos realizados, durante o perfil de 12 horas.

Tempo	1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º
Hora	Nitrato							
0	28	60	52	40	28	7	12	9
2	25	32	50	39	57	12	13	10
4	17	29	45	15	26	12	17	11
6	26	20	15	26	21	14	9	11
8	43	17	20	16	23	13	10	13
10	24	44	28	32	24	11	10	14
12	46	20	67	89	44	14	18	28

Fonte: O próprio autor.

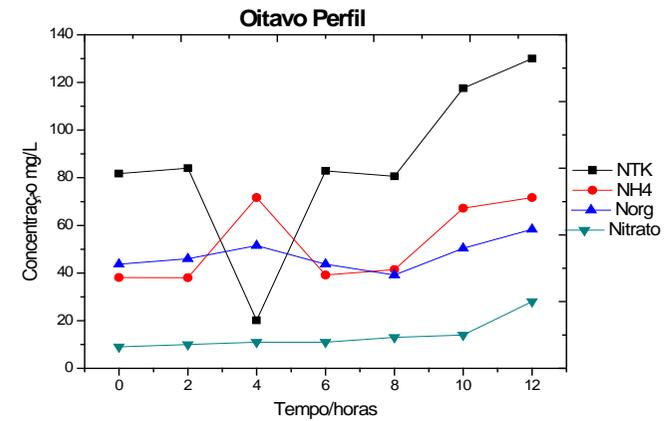
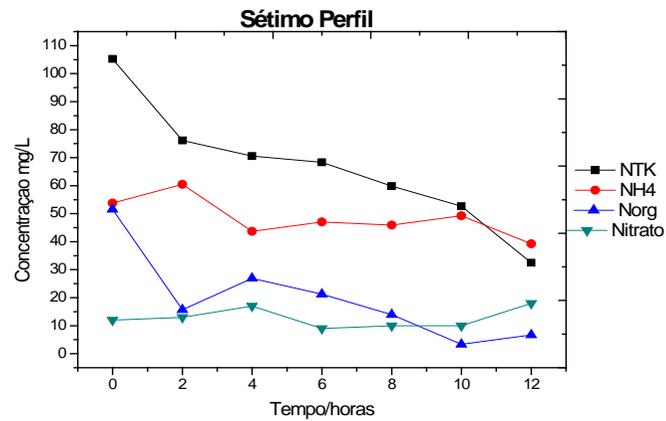
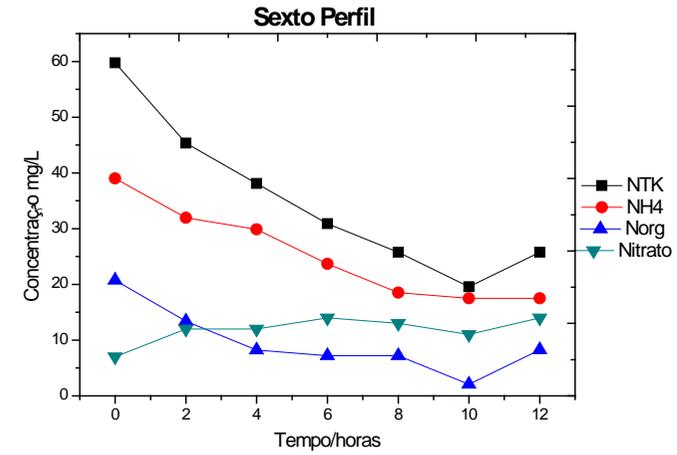
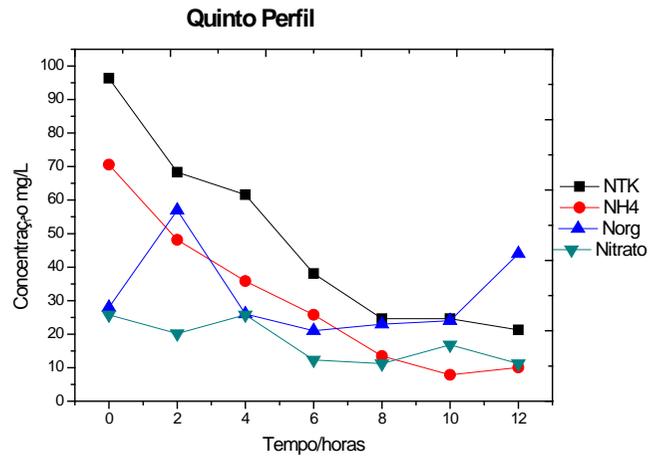
A seguir estão representados pelas Figuras 14 e 15, os gráficos de conversão do nitrogênio a nitrato para os oito perfis cinéticos.

FIGURA 54 - Variação das formas nitrogenadas: nitrogênio total (NTK), nitrogênio orgânico (N_{org}), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e nitrato durante o monitoramento de 12 horas para os experimentos 1, 2, 3 e 4.



Fonte: O próprio autor.

FIGURA 65 - Variação das formas nitrogenadas: nitrogênio total (NTK), nitrogênio orgânico (N_{org}), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e nitrato durante o monitoramento de 12 horas para os experimentos 5, 6, 7 e 8.



Fonte: O próprio autor.

Todas as variações ocorridas durante o monitoramento de 12 horas, para os parâmetros de NTK, N-NH_4^+ , N-Org, nitrato, foram observadas, porém a discussão será baseada no comportamento das curvas de N-NH_4^+ e nitrato, pois são as mais relevantes para identificar e explicar o processo de nitrificação no reator aeróbio e o stripping da amônia.

Através da análise dos gráficos apresentados nas Figuras 14 e 15, é possível verificar que as maiores taxas de conversão de nitrogênio amoniacal à nitrato foram apresentadas pelo sistema sob as condições de baixa concentração de nutrientes, pH e aeração do sistema. Ou seja, o melhor resultado foi obtido pelo primeiro perfil que apresentou a conversão de nitrogênio de 91,7%.

Neste experimento, 4,11 mg/L de nitrogênio amoniacal foram convertidos à nitrato, perfazendo um stripping da amônia de 63,90 mg/L e restando no reator 6,20 mg/L de nitrogênio total. De acordo com Campos et al. (2010), o pH alcalino favorece o processo de stripping, neste experimento, o pH foi iniciado com o valor 6, porém no decorrer do experimento o seu valor foi se aproximando de 8,0 o que justifica a ocorrência da remoção e conversão do nitrogênio amoniacal à nitrato. Os resultados estão apresentados na Tabela 7.

A menor taxa de remoção e stripping da amônia foi apresentado pelo segundo perfil, com uma remoção média de 25,5%. Neste experimento 40,00 mg/L de nitrogênio amoniacal foram convertidos à nitrato, e o stripping da amônia foi de 30,00 mg/L, restando no reator 205,11 mg/L de nitrogênio sob variadas formas. Este perfil foi realizado com a maior concentração de nutrientes e menores valores de pH e aeração, sendo que os resultados estão apresentados na Tabela 8.

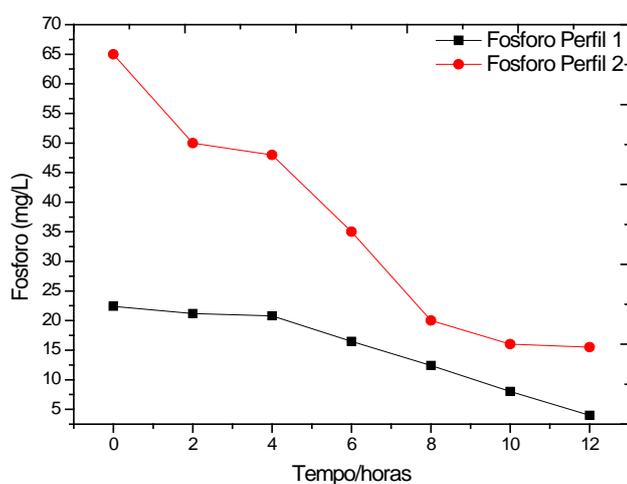
Em relação a concentração máxima de nutrientes Pantoja Filho (2011) explica que a conversão do nitrato pode não ser tão eficiente devido à alta relação entre Carbono/Nitrogênio (DQO/N), o processo de nitrificação é inibido pelo excesso de carbono orgânico e a concentração de nitrato diminui, podendo chegar a zero.

De acordo com Pantoja Filho (2011) baixas quantidades de OD, por exemplo, valores inferiores a 0,5 mg/L, podem fazer com que a velocidade de nitrificação seja drasticamente reduzida e o processo pode até vir a ser interrompido.

5.4 Remoção do Fósforo nas Condições Experimentais de 12 horas

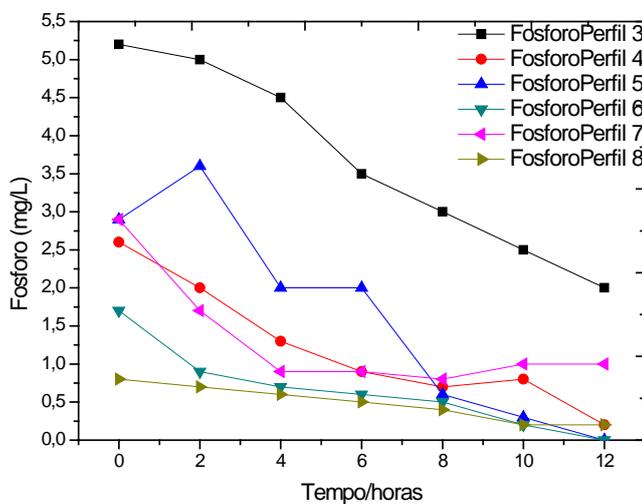
As concentrações do fósforo em todos os experimentos se apresentaram acima dos valores limitantes, portanto, não foi um fator limitante para o desempenho do reator biológico.

FIGURA 76 - Curva de remoção do fósforo, no reator aeróbio de batelada, obtido para o perfil de 12 horas.



Fonte: O próprio autor.

FIGURA 8 - Curva de remoção do fósforo, no reator aeróbio de batelada, obtido para o perfil de 12 horas.



Fonte: O próprio autor.

TABELA 20 - Valores de remoção de fósforo em sistema aeróbio

Remoção Fósforo	Valores em Percentual (%)
1º Perfil	89,65
2º Perfil	96,65
3º Perfil	88,23
4º Perfil	75,00
5º Perfil	92,30
6º Perfil	76,00
7º Perfil	61,54
8º Perfil	82,14

Fonte: O próprio autor.

A quantidade de fósforo total apresentou grande variação devido à sua elevada concentração nas amostras de efluentes bruto, captadas na indústria. Esta variação nas concentrações ocorre principalmente devido à higienização não programada em alguns setores da produção, pois são utilizados detergentes que se juntam ao efluente. O detergente utilizado possui uma grande quantidade de fósforo e irá influenciar as análises. Considerando que as amostras possuem uma quantidade suficiente de fósforo, este não foi considerado como sendo um fator limitante e não foi ajustado.

De acordo com a Tabela 20, a maior remoção de fósforo ocorreu no segundo perfil, com uma taxa de 96,65% e a menor remoção foi observada no sétimo perfil, com uma taxa de 61,54%. De acordo com Von Sperling (1997) existem três parâmetros ambientais que contribuem para uma boa remoção: oxigênio dissolvido, pH e temperatura. Os resultados observados no segundo perfil, onde foi observada a maior remoção do fósforo, podem ser explicados pelas observações de Von Sperling (1997), pois o sistema operou em temperatura constante, condição esta favorável à atividade das bactérias, e pH com valores entre 7,5 e 8,0.

5.5 Planejamento Fatorial

A Tabela 21 mostra os rendimentos observados da remoção da matéria orgânica avaliada pela DQO e DBO₅, realizados em ordem aleatória.

TABELA 21 - Resultados de DQO e DBO₅ de um planejamento fatorial 2³ para estudar o efeito da concentração, pH e aeração no rendimento da remoção de matéria orgânica através de um reator aeróbio com lodo ativado.

Experimento	Quantidade de nutrientes (C:N/100:5/100:3,5)	pH (6 – 8)	Aeração (1 – 4 ppm)	DQO %	DBO ₅ %
1	-	-	-	77,00	42,00
2	+	-	-	72,30	85,00
3	-	+	-	80,10	70,00
4	+	+	-	78,30	96,00
5	-	-	+	99,00	92,00
6	+	-	+	71,00	62,00
7	-	+	+	92,30	89,00
8	+	+	+	64,30	77,00

Fonte: O próprio autor.

As variações destes fatores no sistema biológico representaram resultados significativos, pois para a remoção de matéria orgânica em relação a DQO o fator pH influencia e auxilia a uma maior remoção quando este se apresenta com valores mais baixos próximo a 6,0, e a aeração influencia o sistema aeróbio quando esta apresenta valores acima de 1ppm.

A concentração de nutrientes DQO:N quando se apresenta sob as máximas concentrações (100:5) não apresentaram bons resultados, pois as maiores remoções de matéria orgânica aconteceram com baixas concentrações de nutrientes (100:3,5), em estudo Reginatto et al. (2007) discute que uma baixa relação de C/N facilita o desenvolvimento da população de bactérias autotróficas nitrificantes.

Segundo Reginatto et al. (2007) efluentes de frigorífico são caracterizados pelo seu alto teor de proteína, que é responsável por elevadas concentrações de nutrientes no efluente, especialmente o nitrogênio, este fato explica a diminuição do percentual de matéria orgânica no sistema aeróbio estudado, quanto maior a concentração de nitrogênio no efluente menor foi a eficiência do experimento nas condições impostas sob níveis superiores de nutrientes.

Com a utilização do programa Fatorial (BRUNS,1995) os valores da Tabela 21 foram analisados para se verificar o efeito de cada uma das variáveis, e suas interações com a remoção da matéria orgânica. Os resultados dos efeitos isolados e das interações estão apresentados na Tabela 22.

TABELA 22 - Efeitos calculados para o planejamento fatorial 2³.

Efeitos	Estimativas dos efeitos da DQO	Estimativas dos efeitos da DBO ₅
Média	79,2875	76,6250
Efeitos Principais		
(1) Concentração de nutrientes	-15,6250	6,7500
(2) pH	-1,0750	12,7500
(3) Aeração	4,7250	6,7500
Interações de dois fatores		
(1 e 2)	0,7250	0,2500
(1 e 3)	-12,3750	-27,7500
(2 e 3)	-5,6250	-6,7500
Interação de três fatores		
(123)	-0,7250	8,7500

Fonte: O próprio autor.

Os dados apresentados na Tabela 22 demonstraram que o rendimento médio global da remoção da matéria orgânica avaliado por meio da DQO, que indica a combinação linear de todas as observações, possuem o valor médio de 79,3% na remoção da matéria orgânica neste sistema.

A análise dos efeitos principais mostra que a concentração de nutrientes é o fator mais importante, e que a sua variação do nível inferior para o nível superior causa uma diminuição de 15% na remoção da matéria orgânica.

No entanto, a mudança da aeração do seu nível Inferior para o seu nível superior irá aumentar a taxa de remoção de matéria orgânica em 4,7%. Quando o pH altera do seu nível inferior para o superior ocorre uma diminuição da remoção da matéria orgânica na ordem de 1%.

A análise da interação entre dois fatores ou mais mostra que a interação que ocorre entre a concentração de nutrientes e a concentração de

oxigênio dissolvido contribui com 12,37%, seguido do efeito entre o pH e a concentração de oxigênio com 5,62% na remoção da matéria orgânica.

Em relação a análise dos efeitos ocorridos entre a concentração de nutrientes e o pH (0,72%) e entre a interação dos três fatores (0,72%) não são significativas, ou seja, podem ser desconsideradas nesta análise.

Quando a remoção da matéria orgânica foi avaliada por meio da DBO₅, os dados apresentados na Tabela 22 demonstram que o rendimento médio global para a remoção da matéria orgânica é de 76,7%. A análise dos efeitos principais mostra que o valor do pH é o fator de maior relevância para o sistema e que a variação do nível inferior para o nível superior causa um aumento de 12,75% na remoção da matéria orgânica. Tanto a aeração quanto a quantidade de nutrientes contribuem com 6,75% para a remoção da matéria orgânica quando mudam do nível inferior para o nível superior.

As análises da interação entre dois fatores ou mais, revelam um efeito negativo entre a concentração de nutrientes e a concentração de oxigênio dissolvido no meio, com um valor de 27,75%. A interação entre os três fatores possui uma contribuição de 8,75% e entre o pH e a concentração de oxigênio possui uma contribuição negativa de 6,75%. O efeito que ocorre entre a concentração de nutrientes e o pH é de apenas 0,25%, indicando uma interação não significativa.

De modo geral, as médias dos efeitos de DQO e DBO₅ foram muito próximas, indicando uma boa concordância entre as análises realizadas. Dos três fatores estudados, apenas o efeito da aeração foi semelhante nas análises de DQO e DBO₅. As interações entre dois fatores também apresentaram valores semelhantes.

5.6 Análise de Variância Anova

Para o tratamento dos resultados obtidos pelo planejamento fatorial foi aplicado o teste ANOVA, em busca de analisar as variações dos parâmetros estudados. Foram utilizados os dados de entrada e os valores de DBO₅ e DQO como sendo as respostas. A significância dos efeitos das variáveis e das possíveis interações entre elas também foram analisadas ao se aplicar a análise de variância (ANOVA).

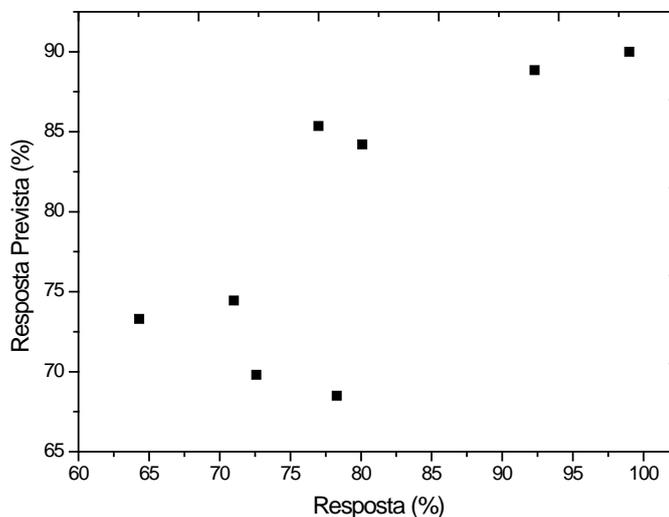
O exame dos resíduos é fundamental na avaliação da qualidade do ajuste de qualquer modelo. Desta forma, foi realizada uma análise dos desvios das observações em relação à média global. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 23 e 24, denominada de Tabela de Análise de Variância, ou simplesmente ANOVA.

TABELA 23 - Análise da variância para o ajuste de um modelo linear com três parâmetros, utilizando como resposta a DQO.

Fonte de Variação	Soma Quadrática	Graus de Liberdade	Média quadrática	Teste F
Regressão	529,4956	3	176,4985	1,8912
Resíduo	373,3086	4	93,3271	
Total	902,8042	7		
% variância explicada	58,6501			

Fonte: O próprio autor.

FIGURA 9 - Resposta da análise da variância para o ajuste de um modelo linear com três parâmetros, utilizando como resposta a DQO.



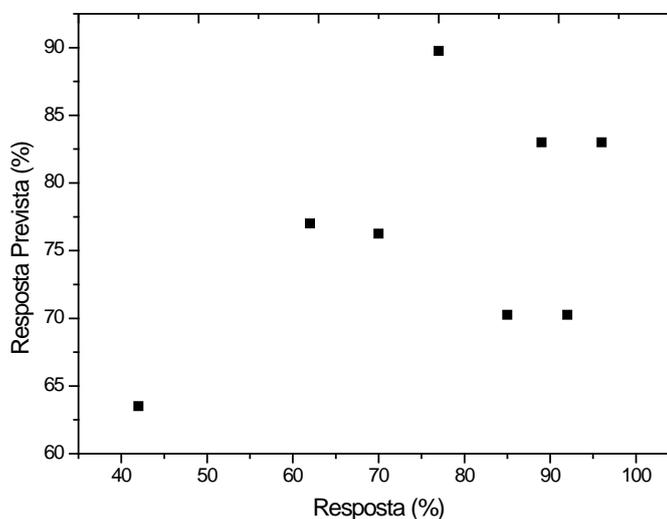
Fonte: O próprio autor.

TABELA 24 - Análise da variância para o ajuste de um modelo linear com três parâmetros, utilizando como resposta a DBO.

Fonte de Variação	Soma Quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	Teste F
Regressão	507,3750	3	169,1250	0,3791
Resíduo	1784,5000	4	446,1250	
Total	2291,8750	7		
% variância explicada	22,1380			

Fonte: O próprio autor.

FIGURA 10 - Resposta da análise da variância para o ajuste de um modelo linear com três parâmetros, utilizando como resposta a DBO.



Fonte: O próprio autor.

Ao se observar os dados demonstrados pelas Tabelas 23 e 24 verifica-se que os valores de variâncias explicadas são baixos 58,65% para a DQO e 22,14% para os dados de DBO.

Isto indica que os valores dos resíduos para DQO e DBO respectivamente são 41,35% e 77,86%, o que determina que o modelo obtido por meio dos resultados de DQO e DBO não pode ser utilizado para realizar a predição dos valores destes parâmetros no sistema biológico. Desta forma, não foi possível obter um modelo significativo para a predição dos valores de remoção da matéria orgânica do sistema por meio dos resultados experimentais em relação a DBO e DQO.

6 CONCLUSÕES

As amostras de efluente, obtidas da indústria frigorífica, apresentam uma alta concentração de matéria orgânica e altas variações de suas características, que ocorrem devido às alterações no processo produtivo e etapas operacionais, pronunciada concentração de nitrogênio amoniacal e altas concentrações de fósforo.

Para o perfil de 24 horas a nitrificação, ou seja, a conversão do nitrogênio amoniacal à nitrato ocorreu a uma taxa de 70,00%, a remoção da matéria orgânica obtida pela DQO a uma taxa de 63,52% e a remoção do fósforo total ocorreu com 70,00% de rendimento. Através deste perfil foi definido o tempo de detenção hidráulica utilizado nos próximos ciclos, que foram de 12 horas.

A segunda etapa do estudo foi a realização de oito perfis físico-químicos, orientados pela matriz do planejamento fatorial construída de modo a se tentar otimizar a remoção da matéria orgânica no efluente do frigorífico.

Através da cinética de degradação da matéria orgânica, para os oito perfis, verificou-se que o quinto perfil apresentou a melhor constante cinética de degradação, $K_{ap} = 0,42087$, com um índice de remoção de matéria orgânica de 99,00%. O perfil que apresentou a menor velocidade de degradação foi o terceiro, com a constante cinética $K_{ap} = 0,0638$, e uma remoção de 53,30% da matéria orgânica.

Para o estudo do processo de conversão e remoção do nitrogênio o perfil que melhor realizou a nitrificação e remoção de nitrogênio foi o primeiro experimento, apresentando uma remoção de 91,70% do nitrogênio, uma conversão de $N-NH_4^+$ a nitrato de 4,11 e um stripping da amônia na ordem de $63,90 \text{ mg L}^{-1}$, restando no reator $6,2 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio sob variadas formas. O segundo perfil apresentou a menor remoção de nitrogênio, 25,50%, com uma conversão de $N-NH_4^+$ de $40,00 \text{ mg L}^{-1}$, um stripping da amônia de $30,00 \text{ mg L}^{-1}$ restando no reator $205,11 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio sob varias formas.

Em relação ao fósforo, o experimento que apresentou a maior remoção foi o segundo perfil, com uma remoção de 96,65% e o experimento que apresentou a pior remoção foi o sétimo perfil, com uma remoção de 61,50%.

Ao se analisar os dados do planejamento fatorial de experimentos, para os oito experimentos, levando em consideração os parâmetros de DQO e DBO₅ conclui-se que o rendimento médio global da DQO foi de 79,30% na remoção da matéria orgânica. A análise dos efeitos principais mostrou que a concentração de nutrientes é o fator mais importante, e que a variação do nível inferior para o nível superior causa uma diminuição de 15,00% na remoção da matéria orgânica.

Em relação a DBO₅ a combinação linear de todas as observações indica o valor médio de 76,70% na remoção da matéria orgânica. A análise dos efeitos principais mostrou que o pH é o fator de maior relevância para o sistema aeróbio em questão e que a variação do nível inferior para o nível superior causa um aumento de 12,75% na remoção da matéria orgânica.

Para a DQO, a melhor remoção de matéria orgânica irá ocorrer com as menores concentrações de nutrientes e maior concentração de oxigênio. Para a DBO₅, a melhor remoção da matéria orgânica irá ocorrer com a maior oxigenação e com o valor maior de pH.

Em relação a análise de variância aplicado aos resultados do planejamento fatorial podemos concluir que estas não foram significativas, não podendo ser utilizadas para realizar a predição dos valores de remoção da matéria orgânica do sistema frente aos parâmetros de DQO e DBO.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, E. et al. Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio. **Revista Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 818-824, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br>. Acesso em: 31 jan. 2012.
- AGUIAR, P. M. R. M; NOVAES, C. A; GUARINO, S. W. A. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Revista Química Nova**, v. 25, n. 6B, p. 1145-1154, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/cgi-bin/wxis.exe/iah>. Acesso em: 31 jan. 2012.
- AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examinations of water and wastewater**. 19th ed. Washington: APHA, 1995a. n. 5220C.
- ARRUDA, Z. A. M.; POPPI, J. R.; PEREIRA-FILHO, R.E. Emprego de planejamento fatorial para a otimização das temperaturas das temperaturas de pirólise e atomização de Al, Cd, Mo e Pb por ETAAS. **Revista Química Nova**, v.25, n 2, p. 246-253, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v25n2/10452.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE - ABIEC. **Relatório anual de exportação de carne bovina 2013**. Disponível em: http://www.abiec.com.br/download/Relatorio%20exportacao%202013_jan.pdf. Acesso em: 05 jul 2013.
- BASTOS, R.G; PADILHA, M. E.; BENERI, R. L. **Avaliação do cultivo da aphanothece microscópica nãgeli no efluente da parboilização do arroz sob diferentes condições de luminosidade**. 2000. 79 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande-RS.
- BRUNO, M; OLIVEIRA, A, R. Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores uasb em dois estágios. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 2, p. 364-377, abr/jun. 2008.
- BRUNS, E. R.; SCARMINIO, S, I.; BARROS NETO, B. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. Campinas: Unicamp, 2001.
- BRUNS, E. R.; SCARMINIO, S. I.; BARROS NETO, B. **Planejamento e otimização de experimentos**. 2. ed. Campinas: Unicamp, 1995. p.61-63,79-87.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res05/res35705.pdf. Acesso em: 13 out 2013.

CAMPOS, C. D. et al. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reator de de fluxo pistonado. **Revista Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 14, n. 2, p. 52-60, jul/dez. 2010.

CAMPOS, A. L. O et al. Microbiota de um sistema de lodos ativados em batelada com retorno total do lodo em excesso após desintegração com ultra-som. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.1, p. 1-6, 2003.

CHAO, I. R. S. **Remoção de fósforo de efluente de estação de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. 2006. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

CORDI, L. et al. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos. *Revista Engenharia Ambiental*. Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n.1, p. 97-115, jan/abr. 2008.

CORDI, L. et al. Impacto na microbiota do lodo ativado durante a aclimação com diferentes efluentes industriais. *Revista Engenharia Ambiental*. Espírito Santo do Pinhal, v.7, n.3, p. 3-11, jul-set.2010.

COSTA, F. C. et al. Tratamento do efluente de uma indústria química pelo processo de lodos ativados convencional e combinado com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 4, p. 274-284, 2003.

DIAS, P. R. L. M. **Cadeia Logística segura brasileira**: suprimento internacional de carne bovina industrializada e rastreabilidade. 2012. 166 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia e Automação Elétricas) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

EDVAN, L. R.; CARNEIRO, S. S, M. Uso da digesta bovina como adubo orgânico. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 4, n. 2, p. 244-225, 2011.

ESPINOZA, M. W. et al. Índices para o cálculo simplificado de cargas orgânicas e inorgânicas presentes em efluentes industriais. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27.,1998, Porto Alegre. **Anais...**, Rio de Janeiro, AIDISABES, 1998. p. 1-4.

FREIRE, S. R. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Revista Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 504, 2000.

FREITAS, T. C. M. **O cromo na indústria de curtumes de Mato Grosso do Sul, Brasil: aspectos ecológicos**. 2006, 120 f. Tese (Doutorado em Ciências da Saúde) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS.

GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**: apostila da ABES. Mato Grosso, MT, 2004.

KARRER, N. J.; RYHINER, G.; HINZLE, E. Applicability test for combined biological-chemical treatment of wastewaters containing biorefractory compounds. **Water Research**. v. 31, p. 1013-1020, 1997.

LEME, A. J. E. **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. 1.ed. São Carlos: UFSCAR, 2008. p. 44-45.

LIMA, V. B. B. A. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema seqüencial constituído de ozonização em processo biológico aeróbio**. 2006. 99 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

LORENZETTI, B. D.; ROSSATO, V. M. A. Gestão de resíduos em postos de abastecimento de combustível, Ponta Grossa, PR. **Revista Gestão Industrial**, v. 6, n. 2, p. 110-125, 2010. Disponível em: <http://www.ead.fea.usp.br/semead/13semead/resultado/trabalhosPDF/721.pdf>. Acesso em : 23 abr. 2012.

KLEIN, H. C. Responsabilidade ambiental da indústria. 2008. **Instituto 5 de Junho**. Disponível em <http://instituto5dejunho.blogspot.com.br/>. Acesso em: 06 ago. 2012.

MARCO, A.; ESPLUGAS, S.; SAUM, G. How and why to combine chemical and biological processes for wastewater treatment. **Water Science and Technology**. v. 35, n. 4, p. 321-327, 1997.

KUNZ, A. et al. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Revista Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 78-88, 2002. Disponível em : <http://www.scielo.br/pdf/qn/v25n1/10428.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2012.

MATOS, A.T. **Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais**. [S.l.]: Fundação Estadual do Meio Ambiente. 2005. 34 p.

MENDONÇA, C. L. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativado como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio e leito expandido**. 2002. 240 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

MONTGOMERY, D. C. **Desing and analysis of experiments**, 5th ed. New York: Willey, 2001.

MORAIS, L. J. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento**

de chorume de aterro sanitário. 2005. 229 f. Tese (Doutorado em Química) - Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MOREIRA, P. M.; YAMAKAWA, S. C.; MONTE ALEGRE, R. Adição de fonte de carbono no início da fase anóxica na remoção de macronutrientes e DQO por lodo ativado usando RBS no tratamento de águas residuárias avícola. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 1, jan./mar. 2002.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos.** 2.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. p.200.

NAGEL, C. C.; COSTA, A. C. S.; PADRE, J. G. **Destinação ambientalmente correta de resíduos das indústrias de abate bovino e couro.** Disponível em: http://www.pec.uem.br/dcu/VII_SAU/Trabalhos/6laudadas/NAGEL,%20Cornelia%20Cristina.pdf. Acesso em: 11 mar. 2013.

OLIVATTO, M.L. **Análise da eficiência de estação de tratamento de efluentes em indústria de extração de óleo de soja e proposições de novas metodologias de análises e tratamentos.** 2009. 72 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP,

PACHECO, J. W. F. **Curtumes.** São Paulo: Cetesb, 2005. (Série P+L). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br> . Acesso em: 29 jul. 2012.

PENTEADO, A.L.P. **Estudo de microorganismos que reduzem a DQO do efluente de uma cervejaria.** 1997, 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Alimentos) - Departamento de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PEREIRA, R. O et al. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 9, n. 3, p. 279-286, jul-set, 2003. Disponível em: <http://www.ufpel.tche.br/faem/agrociencia>. Acesso em: 30 jul. 2013.

PRIEBE, S. P. G. **Avaliação das condições operacionais da produção de oleína obtidas a partir de tecido subcutâneo de peles bovinas.** 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

REGINATTO, V. et al. Aclimação de microbiota nitrificante para o tratamento de efluente de indústria frigorífica. **Revista Saúde e Ambiente**, Joinville, v. 8, n. 1, p. 39-46, jun. 2007.

RIBEIRO, M. G. L.; ALVES, D. H. L.; SILVA, B. M. Melhoria da qualidade na produção de peças de grande porte em aço fundido utilizando planejamento de experimentos. **Revista Tecnologia em Metalurgia e Materiais**, São Paulo, v. 4, n. 1. p. 36-41, jul-set. 2007. Disponível em <http://www.abmbrasil.com.br/matérias/download/913226.pdf>. Acesso em 06/ago/2012.

RIGO, E. Aplicações de lípases como auxiliar no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos. 2004, 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Universidade Regional Integrada do Alto do Uruguai e das Missões, Erechim.

RODRIGUES, S. L et al. Avaliação de desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, p. 94-100, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v14n1/v14n01a13.pdf>. Acesso em: 27 out. 2013.

SANTOS, C. **Prevenção à poluição industrial**: identificação de oportunidades, análises dos benefícios e barreiras. 2005, 287 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

SILVA FILHO, A. **Tratamento terciário de efluente de uma indústria de refrigerantes visando ao reuso**: um estudo de caso. 2009. 112 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

TORTORA, G.; SUNKE, B. R.; CASE, C. L. 6.ed. **Microbiologia**. Porto Alegre: Artmed, 2000.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996, v. 2.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998. v. 3, p 17, 73.

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

ARTIGO CIENTÍFICO**APLICAÇÃO DO PLANEJAMENTO FATORIAL DE
EXPERIMENTOS NO ESTUDO DA DINÂMICA DA
REMOÇÃO DE DQO EM EFLUENTE FRIGORÍFICO****Andréia de Menezes Olivo**

Engenheira de Alimentos pela fundação Universidade Federal de Rio Grande (FURG). Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional pela Universidade do Oeste Paulista (UNOESTE).

Renata F. Cuba

Química pela Universidade de São Paulo (USP), Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo (USP). Professora efetiva da Universidade Federal de Goiás.

Hamilton Mitsugu Ishiki

Químico pela Universidade de São Paulo (USP). Doutor em Química Orgânica pelo IQ da Universidade de São Paulo (USP). Professor Efetivo do Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional da UNOESTE.

RESUMO

O processo de tratamento aeróbio visando remover material orgânico proveniente de uma indústria frigorífica foi avaliado por meio da aplicação do planejamento fatorial de experimentos onde foi construído para avaliar os efeitos dos fatores (concentração de nutrientes (C:N), pH e concentração de oxigênio) e a interação entre eles, visando proporcionar uma maior eficiência ao sistema de tratamento biológico de efluente, representado por um reator aeróbio. A resposta do sistema após modificação nos parâmetros de interesse foi avaliada por meio dos valores das constantes cinéticas de degradação de material orgânico e da eficiência de remoção do sistema e também por meio dos resultados obtidos pela Demanda Química de Oxigênio (DQO). Os resultados demonstraram que houve uma remoção média de 79,3% da DQO e a análise dos efeitos principais mostrou que a concentração de nutrientes é o fator mais importante, e que a variação do nível inferior para o nível superior causa uma diminuição de 15,00% na remoção da matéria orgânica.

ABSTRACT

The process of aerobic treatment to remove organic material from a refrigerating industry was evaluated by applying the factorial design of experiments which was designed to evaluate the effects of the factors (concentration of nutrients (C/N), pH and oxygen concentration) and the interaction between them , aiming to provide greater efficiency in biological wastewater treatment system , represented by an aerobic reactor . The response of the system after modifying the parameters of interest was evaluated by means of the values of kinetic constants of degradation of organic material and the removal efficiency of the system and also by the results obtained by the chemical oxygen demand (COD) . The results showed that there was an average of 79.3 % removal of COD and the main effects analysis showed that the concentration of nutrients is the most important factor and that the variation of the lower level to the higher level causes a decrease of 15.00 % removal of organic matter .

INTRODUÇÃO

O setor industrial é uma das principais fontes geradoras de resíduos perigosos e impactantes ao meio ambiente. De acordo com Santos (2005), sob o aspecto de qualidade ambiental, o setor industrial é determinante em uma dada região devido seu alto poder impactante no meio ambiente, principalmente porque alguns processos industriais são mais contaminantes do que outros, geram mais emissões ou produzem grandes volumes de resíduos líquidos ou sólidos.

Adiciona-se ainda que a emissão de substâncias tóxicas para o ar, água e solo degradam a qualidade ambiental, desequilibram e destroem o ecossistema provocando efeitos negativos e prejudiciais à saúde humana a curto e longo prazo (BRAGA et al., 2007).

Os resíduos provenientes das indústrias variam muito na sua composição, principalmente quando se tratam de indústrias frigoríficas, podendo ser constituídos de sólidos, líquidos, proteínas, gorduras e resíduos químicos que são utilizados no processamento e na higienização da fábrica (PENTEADO, 1997). Segundo Pacheco (2005) tais efluentes podem causar a contaminação dos solos, das águas (mananciais, córregos, rios, lençol freático) e também a geração de odores desagradáveis (PACHECO, 2005).

Entre os constituintes dos efluentes de frigoríficos, o material orgânico biodegradável é, provavelmente, o mais preocupante, visto à demanda de oxigênio exercida pela respiração aeróbia durante sua degradação por organismos presentes nos cursos d'água (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Nestes processos biológicos, os microrganismos são “confinados” para efetuar a degradação da matéria orgânica em unidades que se destinam especificamente a este fim, os denominados reatores biológicos ou biorreatores. Estes reatores são projetados para otimizar o processo e minimizar os custos, para que se consiga a maior eficiência possível, respeitando-se as restrições impostas para a proteção do corpo receptor e as limitações de recursos disponíveis. Dessa forma, a degradação ocorre de forma mais controlada e mais rápida do que a observada nos corpos receptores (MENDONÇA, 2002).

O tratamento biológico aeróbio é uma reprodução do mecanismo de biodegradação que ocorre naturalmente nos rios, denominado de autodepuração. O mecanismo envolvido na biodegradação, em condições aeróbias, é a respiração celular processada pelas bactérias, que promovem a oxidação de compostos orgânicos com quebra de moléculas complexas, transformando-as em moléculas mais simples e mais estáveis (CORDI et al., 2008).

A aplicação de ferramentas estatísticas está sendo de fundamental importância para explorar e entender uma gama crescente de dados e informações originadas de um sistema. Em se tratando de sistemas biológicos, o planejamento fatorial é pouco empregado. Segundo Arruda, Poppi e Pereira-Filho (2002) a observação dos efeitos de variáveis e interações entre elas, é importante para entender os processos que são monitorados em um determinado sistema.

A observação dos efeitos de variáveis e as interações que ocorrem entre elas, dentro de um sistema biológico, permite entender quais parâmetros devem ser alterados a fim de se melhorar a resposta desejada. A solução de um problema ou o desenvolvimento de um processo podem ser realizados de diversas maneiras: tentativa e erro, variar um fator de cada vez, aproximações sucessivas ou por meio de metodologias com base na estatística. Os modelos estatísticos podem permitir a redução de tempo de desenvolvimento ou solução do problema com a respectiva redução do custo. Dentre essas metodologias, o planejamento fatorial de experimentos tem sido muito aplicado desde pesquisas básicas até as pesquisas tecnológicas e pode ser classificado como um método multivariado, onde vários fatores podem ser alternados ao mesmo tempo (RIBEIRO, ALVES, SILVA, 2007, AOUADA 2008).

O planejamento fatorial é uma técnica bastante utilizada quando se tem duas ou mais variáveis independentes (fatores). Este tratamento permite combinar todas as variáveis em todos os níveis, obtendo uma análise de uma variável, sujeita a todas as combinações das demais. Esta técnica auxilia o processo de mensurar os efeitos (ou influências) de uma ou mais variáveis nas respostas dos processos (MONTGOMERY, 2003). Segundo Montgomery (2001), um experimento planejado é um teste, ou série de testes, no qual são feitas mudanças propositalmente nas variáveis de entrada de um processo, de modo a observar e identificar mudanças correspondentes na resposta de saída.

Muitas situações experimentais requerem que se observe o efeito da variação de dois ou mais fatores. Mostra-se que para uma exploração completa de tal situação não é suficiente variar um fator de cada vez, mas sim que todas as combinações dos níveis diferentes do fator devem ser examinadas, a fim de esclarecer o efeito de cada fator e as maneiras possíveis em que o fator pode ser modificado pela variação dos outros (RIBEIRO, ALVES, SILVA, 2007).

Desta forma, o objetivo deste trabalho é otimizar o tratamento biológico aeróbio de efluentes de uma indústria do setor frigorífico empregando-se o método da análise fatorial 2^3 auxiliado pelo estudo da determinação dos coeficientes cinéticos da reação de degradação da matéria orgânica.

MATERIAL E MÉTODOS

O reator utilizado nos experimentos constituía-se de um recipiente de polietileno cilíndrico, com volume útil de 6L e que operou em ciclos de 12 horas e tempo de detenção hidráulico de 15 horas. O reator possuía uma abertura superior pela qual era inserido o efluente bruto para o tratamento e a saída do efluente tratado se dava por intermédio de uma bomba de circulação, após decantação do lodo. O sistema de aeração escolhido foi por ar difuso, utilizando-se três bombas de aquário com potência média de 3,5W e 8 difusores porosos alocados no fundo do reator, distribuídos de forma uniforme.

O efluente utilizado no estudo foi obtido em um frigorífico de abate bovino, localizado na cidade de Presidente Prudente e o lodo obtido de uma indústria de curtimento de couro, também localizado na referida cidade.

O efluente foi coletado a cada três dias, entre a junção das linhas verdes e vermelhas. A linha verde é constituída pelo resíduos fecal e ruminal descartados pelo abate e a linha vermelha é composta por sangue e gordura, também oriunda do processo produtivo. Estas se encontram após o tratamento preliminar que incluem as etapas de gradeamento e peneiramento dos resíduos sólidos. O ponto de coleta do lodo ativado ocorreu no tanque de aeração, próximo à saída de escoamento.

Após cada coleta as amostras foram levadas ao laboratório de Química, da Universidade do Oeste Paulista, onde foram acondicionadas em recipientes plásticos e em ambiente refrigerado, com temperatura inferior a 6°C, como preconiza a metodologia de preservação de amostras da APHA (1995).

Em seguida, as amostras foram analisadas físico-quimicamente, sendo avaliados os parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio Kjeldhal (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄) e fósforo (P). Antes das amostras serem utilizadas, estas foram previamente aclimatadas em banho Maria, à temperatura entre 25 a 30°C, igual ao do reator. Este procedimento foi realizado para se evitar o choque térmico entre as amostras, o que poderia prejudicar o desenvolvimento dos microrganismos existente no sistema aeróbio.

Após cada variação nos fatores de pH, concentração de nutrientes e oxigênio dissolvido), foi necessário realizar a aclimação do lodo, no próprio reator, para os níveis superior e inferior onde estes variam de acordo com níveis máximos e mínimos de concentração de nutrientes para a relação C/N 100:5 e 100:3,5, o pH varia de 8,0 a 6,0 e o oxigênio dissolvido 1 a 4 ppm, conforme a matriz do planejamento fatorial.

Para a aplicação do estudo de planejamento fatorial foi necessário acompanhar as variações pré determinadas na relação DQO:nitrogênio, por meio de análises, para se realizar os ajustes das concentrações de nitrogênio e de carbono, todas as amostras coletadas foram caracterizadas em relação aos parâmetros de DQO e NTK. Os ajustes foram realizados quando necessários, para adequação dos níveis de carbono e nitrogênio foram inseridos no efluente quantidades calculadas de sacarose ($C_{12}H_{22}O_{11}$) e cloreto de amônio (NH_4Cl), respectivamente.

Definiu-se a relação entre a concentração de nutrientes, quantidade de oxigênio dissolvido (aeração) e os valores de pH como as variáveis independentes, estudando-as em dois níveis, expressos como -1 e +1; sendo que os valores reais foram descritos na tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros estudados e os níveis expressos pela matriz fatorial 2^3 .

Parâmetros estudados	Nível inferior (-1)	Nível superior (+1)
Concentração de nutrientes	100:3,5	100:5
Oxigênio dissolvido	1	4
pH	6	8

O estudo de cada uma das oito etapas do experimento se deu por meio do monitoramento dos parâmetros físico-químicos como a DQO de entrada e de saída do reator. A determinação da DQO foi realizada de acordo com a metodologia padrão descrita em APHA (5220D, 1995).

Para a análise dos resultados foram empregados métodos estatísticos onde as variações dos parâmetros foram os dados de entrada e os valores de DQO foram utilizados como sendo as respostas. As análises de tabelas de variância (ANOVA) foram utilizadas para determinar quais os fatores (e seus efeitos) são estatisticamente significativos. A significância dos efeitos das variáveis e das possíveis interações entre elas foram realizadas através dos valores de teste F, que podem ser obtidas por meio da razão entre as médias quadráticas associada à regressão e aos resíduos (BRUNS, 2001).

Para melhor entendimento do sistema biológico, realizou-se um estudo da velocidade de degradação da matéria orgânica no reator aeróbio, para a determinação do coeficiente cinético. Este estudo além de elucidar o desenvolvimento e a velocidade da atividade microbiota em relação à degradação da matéria orgânica também auxiliou na compreensão

dos resultados de DQO que seriam analisados posteriormente pelo planejamento fatorial de experimentos.

Resultados e Discussão

Ao se analisar os resultados da variação da DQO, obtidos por um período de 12 horas, foi possível determinar os modelos cinéticos e as constantes cinéticas aparentes para as condições impostas ao reator em cada um dos oito experimentos do trabalho, facilitando o entendimento do processo de degradação da matéria orgânica. Os valores de DQO, obtidos em intervalos de tempo de 2 horas, em cada um dos 8 experimentos estão representados na Tabela 2.

TABELA 2 - Valores de DQO obtidos para cada um dos oito experimentos analisados a cada duas horas, por um período de 12 horas.

<i>Tempo</i> (hora)	1° DQO	2° DQO	3° DQO	4° DQO	5° DQO	6° DQO	7° DQO	8° DQO
0	2900	1334	6700	1993	3200	4767	1300	1867
2	2200	766	5766	1100	2000	3900	700	1366
4	1900	733	5233	866	1500	3234	600	1233
6	1268	700	5166	733	434	2700	433	966
8	966	633	3800	666	366	2033	266	966
10	854	500	3566	633	34	1800	233	833
12	666	366	3133	433	30	1400	100	666
%Remoção	77,00	72,30	80,10	78,30	99,00	71,00	92,30	64,30

Fonte: O próprio autor.

O modelo que melhor representou a cinética de degradação da matéria orgânica, contida neste sistema aeróbio, foi o de primeira ordem, representado pela equação 1

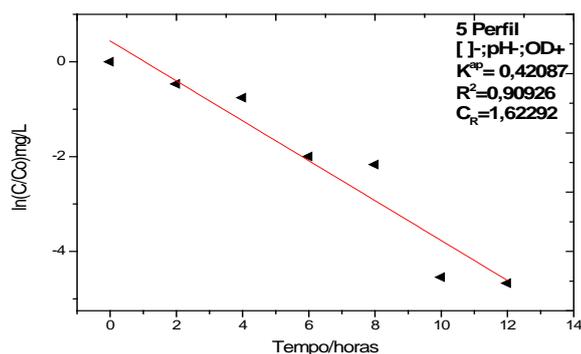
$$\ln (C/C_0) = -k*t$$

(1)

Legenda: C: concentração do substrato (mg L⁻¹); C₀: concentração inicial do substrato (mg L⁻¹); k: constante cinética aparente de primeira ordem (h⁻¹); t: tempo (horas)

O experimento que apresentou a maior velocidade de remoção da matéria orgânica foi o quinto experimento, sob as condições de menor relação (DQO/N), nível inferior de pH e aeração máxima, com uma remoção total de 99% da carga orgânica e uma constante cinética $K^{ap} = 0,4209$ como demonstrado pela Figura 1.

FIGURA 1 - Ajustes do modelo matemático adaptado, para a cinética de primeira ordem, para a remoção da matéria orgânica do efluente de frigorífico do perfil 5.



Na Tabela 3 são apresentados os valores reais dos níveis superior (+) e inferior (-) para cada um dos três fatores estudados, a matriz planejamento e os valores obtidos em cada um dos oito diferentes experimentos.

TABELA 3 – Matriz planejamento e valores das respostas para cada experimento realizado.

Experimento	Concentração de nutrientes (C:N/100:5/100:3,5)	pH (6 – 8)	Aeração (1 – 4 ppm)	Eficiência de remoção de DQO (%)
1	-	-	-	77,00
2	+	-	-	72,30
3	-	+	-	80,10
4	+	+	-	78,30
5	-	-	+	99,00
6	+	-	+	71,00
7	-	+	+	92,30
8	+	+	+	64,30

Fonte: O próprio autor.

Com a utilização do programa Fatorial (BRUNS, 1995) os valores da Tabela 1 foram analisados a fim de se verificar o efeito de cada uma das variáveis, bem como as suas interações, com a remoção da matéria orgânica. Os resultados dos efeitos isolados e das interações estão apresentados na Tabela 4.

TABELA 4 - Efeitos calculados para o planejamento fatorial 2^3 .

Efeitos	Estimativas dos efeitos da DQO
Média	79,29
Efeitos Principais	
(1) Concentração de nutrientes	-15,63
(2) pH	-1,08
(3) Aeração	4,73
Interações de dois fatores	
(1 e 2)	0,73
(1 e 3)	-12,38
(2 e 3)	-5,63
Interação de três fatores	
(123)	-0,73

Os dados apresentados na Tabela 2 demonstraram que o rendimento médio global da remoção da matéria orgânica avaliado por meio da DQO, indica que a combinação linear de todas as observações, possui o valor médio de 79,29% na remoção da matéria orgânica neste sistema.

A análise dos efeitos principais mostra que a concentração de nutrientes foi o fator mais importante, e que a sua variação do nível inferior para o nível superior causou uma diminuição de 15,63% na remoção da matéria orgânica.

A relação DQO:N, quando se apresenta sob as máximas concentrações (100,0:5,0), não apresentaram bons resultados, pois as maiores remoções de matéria orgânica aconteceram com baixas concentrações de nutrientes (100,0:3,5). Reginatto et al. (2007) explicam que as bactérias heterotróficas responsáveis pela degradação aeróbia da matéria orgânica, possuem velocidades de crescimento cinco vezes superiores às bactérias nitrificantes autotróficas.

Em consequência disto, um sistema onde existe a presença de ambas estas competem por oxigênio, assim uma baixa relação entre a quantidade de carbono e de nitrogênio irá facilitar o desenvolvimento da população de bactérias autotróficas nitrificantes que estariam em desvantagem quanto à velocidade de crescimento em um ambiente favorável ao crescimento das heterotróficas, isto é, alta relação C/N..

Em sistemas aeróbios, para o tratamento de efluente, as bactérias presentes foram as heterotróficas desnitrificantes e autotróficas nitrificantes que possuem a capacidade de utilizar o N-amoniaco como fonte de energia e carbono inorgânico, como fonte de carbono. As bactérias heterotróficas também obtêm energia do N-amoniaco mas a fonte de carbono é o carbono orgânico e realizam o processo de desnitrificação (SILVA-FILHO, 2009).

Em relação ao sistema de lodo ativado, geralmente ocorre uma predominância de bactérias heterotróficas e estas, competem com as bactérias autotróficas pelo oxigênio disponível.

Esta observação pode explicar as variações apresentadas pelo sistema estudado, quando se alterava as concentrações de nutrientes (DQO:N) onde foi elevado as concentrações de nitrogênio na forma NH_4 , do nível inferior para o nível superior, as bactérias necessitavam de maiores quantidades de oxigênio para degradar a elevação da relação entre Nitrogênio e Carbono do meio, o que acabava por provocar uma diminuição na remoção da matéria orgânica, indicada pelos resultados de DQO, impactando negativamente no estudo da análise fatorial.

De acordo com Silva-Filho (2009) os sistemas biológicos de tratamento de esgoto com nitrificação tendem a demandar grandes quantidades de oxigênio, pois o oxigênio dissolvido disponível é utilizado concomitantemente pelos organismos heterótrofos responsáveis pela remoção da matéria carbonácea em ambientes aeróbios e pelos organismos autótrofos nitrificantes.

Caso o sistema fosse operado com uma concentração menor de nutrientes, devido ao elevado teor de matéria orgânica, o consumo de oxigênio para a remoção de matéria orgânica poderia ter sido reduzido, bem como o tempo de detenção celular necessário para completar o processo de nitrificação, devido a uma maior disponibilidade de oxigênio, pois o oxigênio é um composto limitante na nitrificação (SILVA-FILHO, 2009).

Ainda segundo Reginatto et al. (2007) efluentes de frigorífico são caracterizados pelo seu alto teor de proteína, responsável por elevadas concentrações de

nutrientes no efluente, especialmente o nitrogênio. Este fato explica a diminuição do percentual de matéria orgânica no sistema aeróbio estudado, pois quanto maior a concentração de nitrogênio no efluente menor foi a eficiência do experimento nas condições impostas sob níveis superiores de nutrientes.

A mudança da aeração, do seu nível inferior para o seu nível superior, possui uma pequena contribuição para o aumento da remoção da matéria orgânica e irá aumentá-la em 4,7%.

Para a alteração do pH, do seu nível inferior para o superior, ocorre uma diminuição da remoção da matéria orgânica na ordem de 1%, sendo insignificante para o processo. Entretanto segundo Silva-Filho (2009) para valores de pH menores que 7,0 ou maiores que 9,0 a atividade das bactérias nitrificantes sofre visível diminuição, este cita que a taxa de nitrificação é constante entre 7,2 e 8,0.

As análises da interação entre dois fatores ou mais mostram que a interação que ocorre entre a concentração de nutrientes e a concentração de oxigênio dissolvido contribui com 12,38%, seguido do efeito entre o pH e a concentração de oxigênio com 5,63% na remoção da matéria orgânica. Em relação a análise dos efeitos ocorridos entre a concentração de nutrientes e o pH (0,73%) e entre a interação dos três fatores (0,73%) são não significativas.

CONCLUSÕES

Por meio de planejamento fatorial 2^3 foi possível obter um rendimento médio global da DQO de 79,29% na remoção da matéria orgânica. A análise dos efeitos principais mostrou que a concentração de nutrientes é o fator mais importante, e que a variação do nível inferior para o nível superior causa uma diminuição de 15,63% na remoção da matéria orgânica. Adicionalmente, um boa aeração também irá favorecer a remoção da matéria orgânica no efluente. Em relação ao pH, foi verificado que este parâmetro possui uma contribuição não significativa, entretanto, é necessário que os seus valores não sejam muito diferentes da faixa utilizada neste estudo, o que causaria uma redução na taxa de remoção da DQO.

Para a DQO, a melhor remoção de matéria orgânica irá ocorrer com as menores concentrações de nutrientes e maior concentração de oxigênio. Em relação a análise de variância aplicado aos resultados do planejamento fatorial podemos concluir que estas não

foram significativas, não podendo ser utilizadas para realizar a predição dos valores de remoção da matéria orgânica do sistema frente aos parâmetros de DQO

REFERÊNCIAS

APHA – **American Public Health Association. Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater.** 19th ed. Washington: APHA, nº 5220 C 5-12, 1995a.

AOUADA, F. A. et al. Caracterização de hidrogéis condutores constituídos de PAAm e PEDOT/PPS por meio de planejamento fatorial. *Revista Polímeros versão eletrônica*. 2008, vol.18, n.2 Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-14282008000200009>. Acesso em: 07 fev 2013.

ARRUDA, Z. A. M.; POPPI, J. R.; PEREIRA-FILHO, R.E. Emprego de planejamento fatorial para a otimização das temperaturas das temperaturas de pirólise e atomização de Al, Cd, Mo e PB por ETAAS. **Revista Química Nova**, v.25, n 2, p. 246-253, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v25n2/10452.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2012.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais.** São Paulo: CETESB, 1993.

BRUNS, E. R.; SCARMINIO, S. I.; BARROS NETO, B. **Planejamento e otimização de experimentos.** 2. ed. Campinas: Unicamp, 1995. p.61-63,79-87.

BRUNS, E. R.; SCARMINIO, S. I.; BARROS NETO, B. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria.** Campinas: Unicamp, 2001.

CORDI, L. et al. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos. **Revista Engenharia Ambiental.** Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n.1, p. 97-115, jan/abr. 2008.

LIMA, V. B. B. A. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema seqüencial constituído de ozonização em processo biológico aeróbio.** 2006. 99 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

MENDONÇA, C. L. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativado como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio e leito expandido.** 2002. 240 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

MONTGOMERY, D. C. **Desing and analysis of experiments,** 5th ed. New York: Willey, 2001.

MONTGOMERY, D.C.; CALADO, V. **Planejamento de Experimentos usando Estatística**. Rio de Janeiro: Ed. Papers Serviços Editoriais, 2003. Disponível em: <http://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=1Yp7Q23dcLcC&oi=fnd&pg=PA7&dq=Montgomery+Desing+and+analysis+of+experiments+2001&ots=8tqf-h2KmC&sig=8Pp2HvUYinA-BpX6pVGjh-mD1Io#v=onepage&q=Montgomery%20Desing%20and%20analysis%20of%20experiments%202001&f=true>. Acesso em: 30 jan 2014.

PACHECO, J. W. F. **Curtumes**. São Paulo: Cetesb, 2005. (Série P+L). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 29 jul. 2012.

PENTEADO, A.L.P. **Estudo de microorganismos que reduzem a DQO do efluente de uma cervejaria**. 1997, 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Alimentos) -Departamento de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

REGINATTO, V. et al. Aclimação de microbiota nitrificante para o tratamento de efluente de indústria frigorífica. **Revista Saúde e Ambiente**, Joinville, v. 8, n. 1, p. 39-46, jun. 2007.

RIBEIRO, M. G. L.; ALVES, D. H. L.; SILVA, B. M. Melhoria da qualidade na produção de peças de grande porte em aço fundido utilizando planejamento de experimentos. **Revista Tecnologia em Metalurgia e Materiais**, São Paulo, v. 4, n. 1. p. 36-41, jul-set. 2007. Disponível em <http://www.abmbrasil.com.br/matérias/download/913226.pdf>. Acesso em 06/ago/2012.

SANTOS, C. **Prevenção à poluição industrial**: identificação de oportunidades, análises dos benefícios e barreiras. 2005, 287 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

SILVA-FILHO, A. H. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009, 135f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.