

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**DESNITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE TILÁPIA
UTILIZANDO MANIPUEIRA COMO FONTE DE CARBONO**

ANA CAROLINA BARBOSA KUMMER

CASCAVEL – Paraná – Brasil

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

ANA CAROLINA BARBOSA KUMMER

**DESNITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE TILÁPIA
UTILIZANDO MANIPUEIRA COMO FONTE DE CARBONO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Orientadora:
Prof^a. Dr^a. Simone Damasceno Gomes

CASCADEL - Paraná - Brasil

2008

ANA CAROLINA BARBOSA KUMMER

DESNITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE
TILÁPIA UTILIZANDO MANIPUEIRA COMO FONTE DE
CARBONO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Engenharia de Sistemas Agroindustriais, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Simone Damasceno Gomes
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
UFTPR – Londrina – PR

Prof. Dr. Salah Din Mahmud Hasan
Centro de Engenharias e Ciências Exatas, UNIOESTE

Prof^ª. Dr^ª. Karina Querne de Carvalho
UFTPR – Campo Mourão – PR

Cascavel, 11 de junho de 2008.

"Algo só é impossível até que alguém
duvide e acabe provando o contrário."
(Albert Einstein)

Aos meus pais, pelo amor, incentivo,
dedicação e amizade.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus que se fez presente em todos os momentos, fossem eles firmes ou trêmulos, transmitindo-me a força necessária para enfrentar o meu caminho e seguir;

Aos meus pais, Erli e Terezinha (Tetê), por todo amor e carinho, pela amizade, dedicação, incentivo e compreensão durante mais esta etapa de minha vida;

À minha orientadora, Prof^a Dr^a Simone Damasceno Gomes, pela paciência, auxílio, orientação, incentivo e amizade;

Ao Prof. Dr. Ajadir Fazolo, pelo apoio e atenção durante o processo de definição do trabalho.

Ao Prof. Dr. Salah Din Mahmud Hasan, pelo auxílio no planejamento experimental e nas análises estatísticas.

À amiga Lidiana de Andrade, pelo companheirismo em vários momentos do mestrado, principalmente no laboratório, onde, por várias vezes, surgiram dificuldades, e encontramos apoio uma na outra;

À Natássia Cosmann e Simone Carvalho, pela amizade, companheirismo, auxílio nas análises e pelas conversas que deixavam a rotina menos estressante:

Ao estagiário Fabiano Machado, pelo auxílio tanto na alimentação dos reatores quanto na realização das análises;

Aos amigos Douglas Torres e Márcia Konopatzki, pela amizade, incentivo e presença em mais esta etapa;

A todos os professores do Mestrado em Engenharia Agrícola que de alguma forma, contribuíram para minha formação;

Aos funcionários da Unioeste que souberam dar sua parcela de contribuição e;

À Fundação Araucária, pela bolsa concedida.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	<i>vii</i>
LISTA DE FIGURAS.....	<i>viii</i>
LISTA DE ABREVIATURAS.....	<i>x</i>
RESUMO.....	<i>xi</i>
ABSTRACT.....	<i>xii</i>
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	04
2.1 Geração de resíduos no processamento de peixes.....	04
2.2 Poluição por nutrientes em corpos de água.....	05
2.3 Importância da remoção biológica do nitrogênio.....	06
2.4 Reator em batelada.....	08
2.5 Nitrificação.....	09
2.6 Desnitrificação.....	10
2.6.1 Fatores que afetam a desnitrificação.....	12
2.6.2 Fonte de carbono no processo de desnitrificação.....	13
2.7 Manipueira.....	16
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
3.1 Origem do efluente de abatedouro de peixe.....	18
3.2 Origem da manipueira.....	20
3.3 Condução do experimento.....	21
3.3.1 Partida do reator anóxico.....	21
3.3.2 Operação do reator.....	22
3.3.3 Análises.....	23
3.4 Planejamento experimental.....	24
3.5 Análise estatística.....	26
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
4.1 Caracterização dos efluentes.....	27
4.2 Avaliação do desempenho da desnitrificação.....	28
4.2.1 Parâmetros monitorados.....	30

4.2.2	Análise estatística da remoção de nitrato (%).....	31
4.2.3	Análise estatística da remoção de nitrito (%).....	37
4.2.4	Análise estatística da remoção de DQO (%).....	42
5	CONCLUSÕES.....	49
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	50
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação em diferentes reatores.....	16
Tabela 2	Caracterização do efluente coletado na saída da lagoa anaeróbia.....	19
Tabela 3	Valores médios de nitrato e nitrito em função do tempo.....	22
Tabela 4	Relação DQO/N, volume de manipueira e concentração de DQO na mistura.....	23
Tabela 5	Parâmetros de monitoramento do processo de desnitrificação.....	24
Tabela 6	Especificação dos níveis dos fatores usados no planejamento.....	25
Tabela 7	Matriz do planejamento (DCCR) em termos de 2 fatores....	25
Tabela 8	Caracterização do efluente nitrificado e da manipueira.....	27
Tabela 9	Matriz do planejamento (DCCR) com os fatores (codificados e reais) e resultados obtidos de remoção de Nitrato (%), remoção de Nitrito (%) e remoção de DQO (%).....	28
Tabela 10	Valores médios dos parâmetros monitorados durante a condução do experimento.....	30
Tabela 11	Efeitos estimados para remoção de nitrato (%).....	31
Tabela 12	ANOVA do modelo quadrático da remoção de nitrato (%)..	33
Tabela 13	Efeitos estimados para remoção de nitrito (%).....	37
Tabela 14	ANOVA do modelo quadrático da remoção de nitrito (%)...	38
Tabela 15	Efeitos estimados para remoção de DQO (%).....	42
Tabela 16	Matriz do planejamento 2^2 com os fatores (codificados e reais) e resultados obtidos de remoção de DQO (%).....	43
Tabela 17	Efeitos estimados para remoção de DQO (%).....	44
Tabela 18	ANOVA do modelo linear da remoção de DQO (%).....	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Fluxograma do sistema de tratamento de água residuária da indústria.....	19
Figura 2	Reator aeróbio em operação.....	19
Figura 3	Local de coleta da manipueira.....	20
Figura 4	Reator anóxico.....	21
Figura 5	Reator anóxico adaptado ao Jar Test.....	23
Figura 6	Gráfico de Pareto para a variável resposta remoção de nitrato (%)......	32
Figura 7	Gráfico dos resíduos pelos valores observados de remoção de nitrato.....	34
Figura 8	Gráfico da probabilidade normal dos resíduos para a variável resposta remoção de nitrato (%)......	34
Figura 9	Superfície de resposta para a remoção de nitrato (%), em função da velocidade de agitação e relação DQO/N.....	35
Figura 10	Eficiência da desnitrificação em função da relação C/N com metanol como fonte de carbono.....	36
Figura 11	Gráfico de Pareto para a variável remoção de nitrito (%)....	38
Figura 12	Gráfico dos resíduos pelos valores observados de remoção de nitrito.....	39
Figura 13	Gráfico da probabilidade normal dos resíduos para a variável resposta remoção de nitrato (%)......	40
Figura 14	Superfície de resposta para a remoção de nitrito (%), em função da velocidade de agitação e relação DQO/N.....	40
Figura 15	Gráfico de Pareto para a variável remoção de DQO (%).....	43
Figura 16	Gráfico de Pareto para a variável remoção de DQO (%)......	45
Figura 17	Gráfico dos resíduos pelos valores observados de remoção de DQO.....	46

Figura 18	Superfície de resposta para remoção de DQO (%).....	47
------------------	---	----

LISTA DE ABREVIATURAS

C/N	Relação carbono/nitrogênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO/N	Relação demanda química de oxigênio/nitrogênio
DQO/NO₃⁻	Relação demanda química de oxigênio/nitrato
DQO/NTK	Relação demanda química de oxigênio/nitrogênio total Kejdahl
NO	Óxido Nítrico
N₂O	Óxido Nitroso
NH₃	Amônia livre
NH₄⁺	Íon amônio
N-NH₄⁺	Nitrogênio na forma de amônio
NO₂⁻	Íon nitrito
NO₃⁻	Íon nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kejdahl
RBS	Reator em Batelada Seqüencial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
SSV	Sólidos suspensos voláteis
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

RESUMO

A indústria processadora de peixe caracteriza-se por gerar elevadas quantidades de efluentes, ricos em matéria orgânica, gorduras e concentração de nitrogênio. Conseqüentemente, apenas o emprego de tratamentos primário e secundário convencionais não é suficiente para atingir os padrões exigidos pelos órgãos ambientais. Desta forma, faz-se necessário o emprego de técnicas de tratamento de efluentes que minimizem os impactos gerados por esses no meio ambiente. O tratamento biológico dos compostos nitrogenados tem sido uma alternativa para melhorar a qualidade dos efluentes. Um dos processos biológicos constitui-se na nitrificação seguida da desnitrificação, em que os compostos oxidados de nitrogênio são, então, transformados em nitrogênio gasoso que é devolvido à atmosfera. O objetivo deste trabalho foi a desnitrificação de efluente de abatedouro de tilápia, em reator em batelada. Para isto, foi avaliado o efluente gerado por uma indústria processadora de mandioca (manipueira) como fonte de carbono. Também foram avaliadas as condições de agitação do sistema. Os experimentos foram conduzidos em escala de laboratório, em que foram testados cinco níveis de agitação (20; 32; 60; 88 e 100 rpm) e cinco freqüências da relação DQO/N (0,1; 1,0; 3,2; 5,4 e 6,3), configurando-se um planejamento do tipo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), com quatro ensaios nos níveis +1 e -1; quatro ensaios nos níveis dos pontos axiais (-1,414 e +1,414) e mais uma triplicata no ponto central (0), totalizando 11 ensaios. Avaliaram-se o desempenho da desnitrificação através da remoção de nitrato (%), a remoção de nitrito (%) e a remoção de DQO (%). Durante o processo também foram monitorados temperatura (°C), pH, e alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). Os resultados mostraram que a relação DQO/N teve influência significativa, com intervalo de confiança de 95 % sobre o processo de remoção de nitrato e nitrito, com faixa ótima de operação entre 3,2 e 5,4, cujas eficiências de remoção de nitrogênio foram de 100%. Contudo, a agitação não teve efeito significativo sobre o processo.

Palavras-chave: remoção biológica, efluente de abatedouro de peixe, nitrato, nitrito, efluente de fecularia.

DENITRIFICATION OF TILÁPIA WASTEWATER FROM SLAUGHTERHOUSE USING CASSAVA EFFLUENT AS A CARBON SOURCE

ABSTRACT

The processing fish industry is responsible for the production of high amounts of wastewater, rich in organic matter, grease and high concentration of nitrogen, so, conventional use of primary and secondary treatment is not enough to reach the standard demand from the environmental agencies. Consequently, it is necessary the application of wastewater treatment techniques to reduce the impacts produced by those effluents on the environment. The biological treatment of nitrogen compounds has been an alternative to improve their quality. One of the biological processes is based on nitrification followed by denitrification, where oxidized compounds by nitrogen are transformed in molecular nitrogen that rises to the atmosphere. This trial aimed at checking the denitrification of tilápia wastewater from slaughterhouse, in a batch reactor. So, the wastewater from a cassava processing industry (manipueira) was evaluated as a carbon source, as well as the shaking conditions of the process. The experiments were carried out in laboratory series. Five shaking levels were tested (20; 32; 60; 88 e 100 rpm) as well as five COD/N ratio levels (0.1; 1.0; 3.2; 5.4 and 6.3), forming a planning as a Central Composite Rotational Design (CCRD), with four essays in levels +1 and -1; four essays on the axial points levels (-1.414 and +1.414) and one more triplicate in the central point (0), which meant 11 (eleven) essays. The denitrification performance through the nitrate removal (%) and COD removal (%) were evaluated. During this process, temperature (°C), pH and alkalinity ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) were also observed. The results showed that the COD/N ratio had significant influence, with a 95 % of confidence interval on the process of nitrate and nitrite removal, with a great operation range, from 3.2 to 5.4, whose nitrogen removal efficiencies were 100 %. On the other hand, shaking did not have a significant effect on the process.

Key-Words: biologic removal, tilápia wastewater from slaughterhouse, nitrate, nitrite, cassava wastewater.

1 INTRODUÇÃO

O crescente aumento populacional e o desenvolvimento industrial têm intensificado os conseqüentes efeitos negativos que as atividades humanas exercem sobre o meio ambiente, através do uso indiscriminado de fontes hídricas e incremento da poluição gerada. A fim de assegurar a não ocorrência de prejuízos irreparáveis ao meio ambiente e garantir a qualidade de vida populacional, há uma grande preocupação governamental e de centros de pesquisa no que se refere ao desenvolvimento de tecnologias que possam reverter as possíveis degradações dos recursos naturais (FERRETI, 2005).

A pecuária e a agroindústria, associadas aos setores de beneficiamento de seus produtos, tais como laticínios e abatedouros, possuem elevado potencial de impactos ambientais negativos, relacionados ao elevado consumo de água (como insumo, processamento, limpeza, resfriamento, segurança, geração de vapor, dentre outros), contaminação das águas devido à geração de efluentes, geração de poluentes atmosféricos e de resíduos sólidos, além das alterações em relação ao uso do solo (VILAS BOAS et al., 2001).

O processamento industrial de tilápia no Brasil iniciou-se na década de 90, no oeste do Paraná, priorizando-se apenas uma forma de beneficiamento, ou seja, filés de tilápia congelados, que permanece até os dias de hoje. Segundo KUBITZA (2000), a região sul do Brasil contribui com 75 % da produção nacional de tilápia, sendo o estado do Paraná o maior produtor atualmente.

KIRSCHNIK (2007) destaca que o rendimento em filé de tilápia é baixo, cerca de 30 a 33 %, conseqüentemente é gerada uma grande quantidade de resíduos sólidos, além do significativo volume de efluente líquido, proveniente de processos de lavagem. Tendo em vista que esses efluentes apresentam matéria orgânica, gordura e elevada concentração de nitrogênio, apenas o emprego de tratamento primário e o secundário convencional, não é suficiente para atingir os padrões exigidos pelos órgãos ambientais. Assim, faz-se necessário o emprego de técnicas de tratamento de efluentes que minimizem os impactos gerados ao meio ambiente.

A descarga de efluentes não tratados em corpos de água receptores pode resultar ou não em severos problemas ambientais, deterioração dos meios naturais e morte da fauna de rios e lagos (CERVANTES et al., 1998).

Atualmente, tem sido crescente a preocupação com a remoção dos nutrientes das águas, fundamentada na necessidade de garantir a qualidade do efluente, bem como para proteger os corpos de água receptores.

O acúmulo de nutrientes, principalmente o nitrogênio, 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, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, dificultando a autodepuração do corpo hídrico receptor (SCHÄFER, 1985).

Assim, as exigências ambientais quanto à qualidade do efluente da agroindústria preconizam a remoção de matéria orgânica e de nutrientes como prioridades dos tratamentos biológicos e físico-químicos disponíveis e aplicados.

De acordo com FERREIRA (2000), os compostos nitrogenados podem ser removidos de efluentes por intermédio de tratamentos químicos, físicos ou biológicos. Os processos biológicos de remoção de nitrogênio apresentam-se eficazes e de fácil projeto e operação, quando comparados aos métodos físico-químicos. Assim sendo, os processos biológicos de remoção de nitrogênio estão encontrando crescentes aplicações e vêm substituindo os processos físico-químicos, com menores custos operacionais.

Para a remoção dos compostos de nitrogênio, a nitrificação é uma etapa intermediária, visto que, neste processo, acontece apenas a conversão do nitrogênio presente na água residuária, em compostos oxidados de nitrogênio. A etapa seguinte compreende o processo de desnitrificação, no qual os compostos oxidados de nitrogênio, nitrito e nitrato serão, então, transformados em nitrogênio gasoso que é devolvido à atmosfera (ISOLDI & KOETZ, 2004).

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar o processo de desnitrificação de efluente de abatedouro de tilápia, em reator em batelada, através da remoção biológica de nitrato, nitrito e DQO. Para isto, foram avaliados o efluente gerado por uma indústria processadora de mandioca

(manipueira) como fonte de carbono, bem como as condições de agitação do sistema.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Geração de resíduos no processamento de peixes

Com o avanço tecnológico, o processo de industrialização de pescado cresce de forma constante com o surgimento de indústrias de beneficiamento que visam ao aprimoramento no processo de obtenção de filés. Um dos grandes problemas de tal desenvolvimento está no descarte dos resíduos de peixes que, quando realizado de forma incorreta, constitui problema sanitário e ambiental para os produtores e as indústrias (OLIVEIRA et al., 2006).

Segundo LOVSHIN (2000), o Brasil é considerado o país com maior potencial de produção de tilápias em complexos aquícolas devido à grande disponibilidade de áreas propícias e grande abundância em água.

As tilápias representam o segundo maior grupo de peixes cultivados no mundo por apresentarem crescimento rápido e rusticidade (HAYASHI et al., 1999). Além disso, a espécie apresenta os requisitos típicos dos peixes preferidos pelo mercado consumidor, tais como carne branca de textura firme, sabor delicado e fácil filetagem, não tendo odor desagradável (SOUZA, 2002).

O principal produto da industrialização da tilápia é o filé, e os resíduos do processamento representam de 60 a 70% da matéria-prima utilizada (BOSCOLO et al., 2001). Entre esses resíduos destacam-se: cabeças, vísceras, escamas, nadadeiras e espinhos, e mais o peixe fora do padrão de qualidade exigido no comércio. De acordo com BOSCOLO (2003), esses resíduos são geralmente descartados pelas indústrias de filetagem.

Além da grande quantidade de resíduo sólido, a indústria processadora de pescado gera um significativo volume de efluente líquido. KIRSCHNIK (2007) relatou que o processo de lavagem da carne de tilápia processada gera grande quantidade de efluente líquido, contendo proteínas, ácidos graxos, minerais e outros nutrientes solúveis. Ainda, segundo SARAIVA (2003), esse efluente líquido se caracteriza pelas altas concentrações de nitrogênio total, gordura, sólidos totais e matéria orgânica, os quais dificilmente seriam assimilados pelos corpos hídricos sem qualquer tipo de tratamento. Segundo dados de GIORDANO (1999), os efluentes líquidos da indústria do pescado

apresentam pH próximo ao neutro (6,2 - 7,0), DQO média de 4300 mgO₂.L⁻¹, DBO de 1700 mgO₂.L⁻¹ e óleos e graxas superiores a 800 mg.L⁻¹.

2.2 Poluição por nutrientes em corpos de água

Os compostos nitrogenados podem ser introduzidos em corpos hídricos por fontes naturais ou como consequência de atividades antropogênicas. A fixação biológica, o processo de precipitação, o escoamento e a drenagem rural são alguns exemplos de fontes naturais de nitrogênio. Pode-se ainda considerar a influência de atividades humanas sobre os processos naturais, como nos casos em que a precipitação tem seu teor de nitrogênio elevado, resultante da combustão fóssil ou aplicações de fertilização agrícola de amônia líquida, liberada por volatilização na atmosfera (EPA, 1975).

As principais descargas de nitrogênio nos corpos de água são decorrentes do lançamento de esgoto (tratados ou não) e de efluentes industriais (GASPAR, 2003). Em relação aos efluentes industriais, as concentrações de nitrogênio estão contidas em faixas de valores amplos já que são função do tipo de indústria, do processo industrial empregado e do sistema e grau de tratamento a que os despejos são eventualmente submetidos. Os processos industriais que geram maiores concentrações de nitrogênio são: usinas de álcool, matadouros e frigoríficos, cervejarias, indústrias de alimento, produção de fertilizantes, refinarias e derivados de petróleo, indústrias têxteis e siderúrgicas (SOUZA, 1996).

ZENATTI (2007), ao trabalhar com efluente de abatedouro de tilápia coletado na saída da lagoa anaeróbia, observou valores médios de DQO de 454,4 mgO₂.L⁻¹, 84,79 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e pH próximo ao neutro (6,97).

Segundo JEON & PARK (2000), o excesso de nutrientes em águas superficiais pode causar eutrofização, a responsável pelo crescimento desordenado de algas e plantas aquáticas, e tem sido um dos problemas mais significantes no que se refere à qualidade de águas no mundo inteiro.

Como principais efeitos negativos da eutrofização, destacam-se: formação de material tóxico (toxinas de algas); resíduos e problemas de odor;

aumento dos custos de tratamento; morte de peixes; diminuição da concentração de oxigênio, os quais impedem a autodepuração do corpo receptor e causam efeitos nocivos à saúde humana (KIELING, 2004).

2.3 Importância da remoção biológica do nitrogênio

O nitrogênio é um elemento químico de suma importância na composição de uma vasta gama de moléculas orgânicas, como proteínas e ácidos nucleicos, essenciais aos seres vivos (HAGOPIAN & RILEY, 1998). Desta forma, o nitrogênio atua como um dos principais fatores limitantes à vida, participando de processos primários na dinâmica dos ecossistemas (FERRETI, 2005).

Na natureza, o nitrogênio ocorre em diversas formas: nitrogênio molecular, nitrato, nitrito, amônia, íon amônio, óxido nitroso, nitrogênio orgânico (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos) e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (SOUZA, 1996).

De acordo com KIELING (2004), as principais fontes de nitrogênio orgânico lançado nos corpos de água são o esgoto doméstico, os dejetos de animais e os efluentes altamente protéicos de certos processos industriais.

Em esgotos sanitários não tratados, as formas comuns de nitrogênio são: nitrogênio orgânico, amoniacal e, em menor quantidade, nitrato e nitrito; o último muito instável e logo oxidado para nitrato (GASPAR, 2003). Dessa forma, a concentração de diferentes formas de nitrogênio pode ser um indicativo do estágio de poluição ocasionada pelo descarte de efluentes.

Os compostos nitrogenados são encontrados em elevadas concentrações nas águas residuárias industriais, resultantes da fabricação de alimentos (fabricação de pectina, farinha de peixe, carnes e embutidos), refinarias e petróleo, processos metalúrgicos, tintas e fertilizantes. Nos esgotos sanitários, em geral, as concentrações são baixas, com predominância de nitrogênio amoniacal (60 %) e nitrogênio orgânico (39 %), e a fração de nitritos e nitratos corresponde a menos de 1 % (BARNES & BLISS, 1983; SEDLAK, 1991).

VAN HAANDEL & MARAIS (1999) relataram que, para esgotos sanitários, a concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no afluente é da ordem de 10 a 60 mgN.L⁻¹, dessa concentração total, aproximadamente 75 % são referentes ao nitrogênio amoniacal e 25 % são de nitrogênio orgânico.

Segundo GRAY (1992), o esgoto doméstico, com concentração de nitrogênio amoniacal de 35 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, é extremamente diluído comparado a outros efluentes ricos em nitrogênio, tais como efluentes de indústria frigorífica com concentração média de 170 mgN-NH₄⁺.L⁻¹.

Segundo METCALF & EDDY (1991), no tratamento de esgotos, os compostos nitrogenados sofrem transformações do tipo assimilação, nitrificação e desnitrificação, convertendo o nitrogênio amoniacal em produtos que podem ser removidos do esgoto.

SOUZA (1996), ao estudar o ciclo do nitrogênio, citou as seguintes reações básicas:

- Fixação: fixação biológica de nitrogênio molecular em nitrogênio orgânico, realizada por determinados microrganismos; fixação industrial para produção de fertilizantes e explosivos e fixação devido ao relâmpago;
- Assimilação: utilização de nitrato ou nitrogênio amoniacal por plantas, na presença de luz, para síntese de proteínas e outros compostos nitrogenados;
- Amonificação: transformação de nitrogênio orgânico por intermédio de enzimas catalisadoras que produzem o íon amônio ao final da reação; a fonte de nitrogênio orgânico é o material oriundo da endogenia microbiana ou do material produzido após a hidrólise química: aminoácidos, açúcares, aminas, amidas e peptídeos;
- Nitrificação: oxidação biológica, sob condições aeróbias, de nitrogênio amoniacal a nitrito e em seguida a nitrato;
- Desnitrificação: redução biológica, sob condições anóxicas, de nitrato a nitrito e em seguida a óxidos de nitrogênio e nitrogênio gasoso.

O objetivo principal de um sistema de tratamento de efluentes é corrigir as suas características indesejáveis, de tal maneira que o seu uso e/ou sua

disposição final possam ocorrer de acordo com a legislação ambiental. Neste sentido, diversos processos de tratamento podem ser aplicados para a remoção de nitrogênio de águas residuárias. Eles podem ser classificados em processos de remoção físico-química e processos de remoção biológica (FERRETTI, 2005).

O tratamento biológico de efluentes, como o próprio nome indica, ocorre inteiramente por mecanismos biológicos que, de certo modo, reproduzem os processos naturais que acontecem em um corpo de água após o lançamento de despejos. Assim, em uma estação de tratamento, são introduzidas estratégias de eficiência e controle para que ocorram os processos básicos de depuração (FERRETTI, 2005).

O tratamento biológico para remoção de nitrogênio, convencionalmente empregado para águas residuárias, é realizado através da nitrificação e desnitrificação, em que, primeiro, há oxidação da amônia a nitrito e nitrato, via processo aeróbio, com posterior redução a nitrogênio gasoso, em meio anóxico (EPA, 1975).

2.4 Reator em batelada

O processo biológico de nitrificação e desnitrificação pode ser realizado em reator em batelada seqüencial (RBS), cujos ciclos permitem que ocorra o processo. Esses reatores podem ter crescimento da biomassa em suspensão ou fixa (EPA, 1993; METCALF & EDDY, 1991).

Para PICKBRENNER (2002), o sistema de reator em batelada seqüencial (RBS) consiste de uma unidade onde ocorrem todas as etapas do tratamento através do estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas, em que a massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos.

SARAIVA & KOETZ (2002) avaliaram a remoção de nutrientes em efluentes de parboilização de arroz em um sistema de tratamento composto por um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e um reator em batelada seqüencial (RBS). Os reatores foram operados à temperatura média de 25 °C e o reator (RBS) em programa de quatro ciclos de seis horas.

O sistema foi eficiente na remoção de DQO e NTK, sendo 87 % e 76 %, respectivamente.

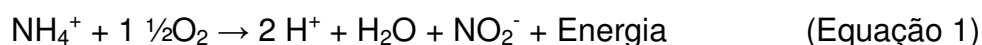
2.5 Nitrificação

O estudo da nitrificação é um grande atrativo, pois esta é considerada a etapa limitante na remoção de nitrogênio em sistemas biológicos, devido à baixa velocidade de crescimento dos microrganismos nitrificantes, de sua grande sensibilidade a uma gama de inibidores e, ainda, pela importância no desenvolvimento de novos processos (ABREU et al., 2000).

A nitrificação é, em síntese, o processo no qual ocorre a oxidação biológica do íon amônio, forma reduzida de nitrogênio, por bactérias autotróficas nitrificantes, tendo como produto final o nitrato, via nitrito.

A reação requer a mediação de bactérias específicas e ocorre em dois passos seqüenciais:

1^o) Nitritação - oxidação do íon amônio para nitrito através da ação bioquímica de bactérias do gênero *Nitrosomonas* sp., representada pela Equação 1:



2^o) Nitratação - a oxidação de nitrito para nitrato, mediada por bactérias do gênero *Nitrobacter* sp., representada pela Equação 2:



Ambos os gêneros, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, somente desenvolvem atividade bioquímica quando na presença de oxigênio dissolvido e são aeróbios obrigatórios.

De acordo com HENZE et al. (1997), a temperatura, o pH, a concentração de oxigênio dissolvido, a concentração e a composição do substrato, o tempo de retenção de sólidos, bem como a fração de bactérias nitrificantes presentes no sistema são parâmetros importantes na cinética da nitrificação.

METCALF & EDDY (1991) e ABREU (1994) citaram e comentaram os fatores seguintes que influenciam a nitrificação;

- Relação carbono/nitrogênio: a fração de organismos nitrificantes decresce à medida que a relação C/N cresce. Em processos combinados de remoção de carbono e nitrogênio, essa relação é maior que 5, e, em processos de nitrificação em estágios separados, a relação é menor que 3;
- pH e concentração de amônia: os valores ótimos de pH para as *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* encontram-se na faixa de 7 a 9. Segundo SURAMPALLI et al. (1997), em valores de pH abaixo de 7 ou acima de 9, a velocidade de nitrificação é menor que 50 % da ótima. O valor do pH influencia na concentração do íon amônio e afeta a nitrificação;
- Temperatura: a temperatura ótima para o crescimento de bactérias nitrificantes está na faixa de 28 a 36 °C;
- Oxigênio dissolvido: o oxigênio é utilizado pelas bactérias nitrificantes nas reações de oxidação. De acordo com ABREU (1994), as *Nitrobacter* parecem apresentar maior sensibilidade que as *Nitrosomonas*, em baixas concentrações de oxigênio dissolvido (0,5 mg.L⁻¹). Segundo EPA (1975), para garantir que haja nitrificação em reatores com aeração por ar difuso, um limite mínimo comum de oxigênio dissolvido é de 2,0 mg.L⁻¹.

2.6 Desnitrificação

A desnitrificação é o processo de remoção de nitrogênio por meio da redução do nitrato a nitrogênio gasoso, que é realizada biologicamente sob condições anóxicas, por meio de bactérias que utilizam uma fonte de carbono como doador de elétrons. O principal caminho bioquímico da desnitrificação não é anaeróbio, mas uma modificação do caminho aeróbio, por isso o uso do termo anóxico no lugar de anaeróbio.

Tem-se o baixo nível de oxigênio dissolvido disponível no meio como requisito para o processo, de tal forma que os microrganismos utilizam o oxigênio do nitrato e do nitrito para respiração, ao invés do oxigênio do ar.

Segundo SOUSA & FORESTI (1999), as bactérias desnitrificantes utilizam preferencialmente o oxigênio molecular, que compete com o nitrato na função de receptor de elétrons. Acima de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de oxigênio dissolvido, a desnitrificação é inibida pela maior facilidade de utilização do oxigênio molecular (FERREIRA, 2000).

A desnitrificação pode ser realizada por um número considerável de gêneros de bactérias. Segundo GASPAR (2003), diversas bactérias, heterotróficas e autotróficas, têm a capacidade de promover a desnitrificação. Entretanto, no tratamento de esgoto sanitário, a desnitrificação ocorre, geralmente, por ação de bactérias heterotróficas que, neste caso, apresentam maior taxa de crescimento e possibilitam um tempo de retenção celular menor, quando comparadas com as bactérias autotróficas (SOUSA & FORESTI, 1999).

ISOLDI & KOETZ (2004) relataram que a conversão é feita por muitas bactérias anaeróbias ou facultativas, como *Achromobacter*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. Ainda, ¹Rittman & Langeland (1985), citados por SOUSA & FORESTI (1999), apresentaram os seguintes gêneros de bactérias que realizam desnitrificação: *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Hiphomicrobium*, *Chromobacterium*, *Halobacterium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Azospirillum*, *Rhodopseudomonas*, *Thiobacillus*, *Vibrio*, *Xanthomonas* e *Klebsiella*.

Tais bactérias são heterotróficas e capazes de reduzir nitrato em quatro etapas. A primeira é a conversão de nitrato a nitrito e as demais etapas incluem produção de óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio de acordo com as Equações 3 a 6:



¹ RITTMANN, B.E.; LANGELAND, W.E. Simultaneous denitrification with nitrification in single channel oxidation ditches. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v.45, n.2, p.249 – 260, 1985.



Os três últimos compostos são gasosos e podem ser retirados para a atmosfera. Os microrganismos oxidam um substrato orgânico (fonte de energia) e os equivalentes de redução produzidos são transferidos para o nitrato, que atua como receptor final de elétrons na cadeia respiratória. Em consequência, para que se produza desnitrificação, são necessários um substrato oxidável e uma concentração adequada de nitrato (ZENATTI, 2007).

2.6.1 Fatores que afetam a desnitrificação

De acordo com PICKBRENNER (2002), a desnitrificação, quando comparada com a nitrificação, apresenta-se como um processo bastante robusto, sendo menos afetado pelas variações ambientais. Isto ocorre porque as bactérias responsáveis pela desnitrificação são microrganismos heterotróficos, mais resistentes que as bactérias autotróficas.

Segundo SOUSA & FORESTI (1999), os principais fatores que controlam o processo de desnitrificação são: temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, concentração de nitrato, presença de carbono orgânico, tempo de retenção celular e a presença de substâncias tóxicas.

A temperatura influi na taxa de crescimento dos microrganismos, entretanto muitas bactérias responsáveis pela desnitrificação possuem boa capacidade de adaptação às variações de temperatura (PICKBRENNER, 2002). Segundo VAN HAANDEL & MARAIS (1999), a desnitrificação aumenta com a temperatura até o valor próximo a 40 °C. BARNES & BLISS (1983) sugerem uma faixa ótima de 25 a 35 °C para o desenvolvimento do processo de desnitrificação. Contudo, segundo EPA (1975) e SURAMPALLI et al. (1997), a faixa ótima para desnitrificação é de 10 a 30 °C.

O processo de desnitrificação caracteriza-se por elevar o pH do meio, devido à produção da alcalinidade durante a conversão do nitrato e nitrito a nitrogênio gasoso. O pH ótimo para a desnitrificação encontra-se na faixa de

7,0 a 8,0. Entretanto, diversos autores, dentre eles SOUSA & FORESTI (1999), citam faixa ótima de pH entre 6,5 e 8,0; VAN HAANDEL & MARAIS (1999) comentaram que a faixa ótima está no intervalo de 7,0 e 7,5 e que, para pH menor que 6,0 e maior que 8,5 há uma grande redução da atividade de desnitrificação.

A ausência de oxigênio dissolvido é um pré-requisito fundamental para a ocorrência da desnitrificação, pois esse tem efeito inibitório sobre o processo. De acordo com SOUSA & FORESTI (1999), a concentração de oxigênio dissolvido no meio inibe tanto a atividade como a síntese de enzimas desnitrificantes. Teoricamente, recomenda-se nível máximo de 0,2 a 0,3 mg.L⁻¹. Na prática, é usual e aceitável trabalhar com concentração de oxigênio dissolvido de 0,5 mg.L⁻¹, com máximo de 1,0 mg.L⁻¹, onde começa a inibição mais intensa da desnitrificação (FERREIRA, 2000). Em condições com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, os microrganismos utilizam o oxigênio dos nitratos e nitritos para respirar, ocorrendo então a desnitrificação.

PICKBRENNER (2002) comentou que as bactérias nitrificantes são muito mais sensíveis às substâncias tóxicas ou inibidoras do que as bactérias heterotróficas, responsáveis pela desnitrificação. No caso do processo conjunto de nitrificação e desnitrificação, em havendo presença de substâncias tóxicas ou inibidoras, é bem provável que a desnitrificação seja bastante reduzida pela simples razão da nitrificação ter sido inibida.

Segundo METCALF & EDDY (1991) e HENZE et al. (1997), a água residuária a ser desnitrificada deve conter carbono orgânico suficiente para promover fonte de energia para conversão de nitrato a nitrogênio molecular pelas bactérias. O requerimento de carbono pode ser provido por meio de fonte interna (recirculação de parte da água residuária, material celular) ou externa (aminoácidos, etanol, acetato, acetona, glicose, óleo de oliva e benzoato).

2.6.2 Fonte de carbono no processo da desnitrificação

A desnitrificação ocorre na presença de uma fonte de carbono que funciona como doador de elétrons, enquanto o nitrato age como acceptor de elétrons na cadeia respiratória (SÁNCHEZ et al., 2000).

A desnitrificação tem sido investigada para uma variedade de substâncias como fontes de energia carbonácea (EPA, 1975). Tais fontes podem ser:

a) fonte de energia externa: que corresponde a compostos presentes naturalmente no esgoto afluente, ou seja, é adicionado no estágio do processo onde ocorre a desnitrificação (tais como metanol, metano, etanol, acetona e ácido acético);

b) fonte de energia carbonácea interna: a qual entra no sistema com a água residuária; e

c) fonte de energia autogerada dentro do sistema pela liberação de nutrientes em função da morte dos organismos.

Quando o efluente a ser tratado apresenta altas concentrações de nitrogênio amoniacal e baixas concentrações de compostos orgânicos biodegradáveis, uma fonte suplementar de carbono é requerida para propiciar a adequada desnitrificação (KIELING, 2004).

ILIES & MAVINIC (2001) relataram que o metanol é comprovadamente uma excelente fonte de carbono. No entanto, existe uma gama de compostos naturais que podem ser usados como substrato pelas bactérias desnitrificantes, tais como detergentes não iônicos, compostos aromáticos e sintéticos e solventes clorados (KIELING, 2004). De acordo com FERREIRA (2000), pode-se utilizar metanol, etanol, açúcar (sacarose), esgotos brutos e lodos primários do tratamento de efluentes como fonte de carbono para a desnitrificação.

Com o objetivo de otimizar a eficiência da desnitrificação, diversos estudos têm demonstrado a influência da fonte de carbono, bem como da relação C/N sobre o processo.

Segundo SOUSA (1996), a desnitrificação predomina quando a relação C/N é baixa. A alta relação C/N favorece a amonificação, principalmente, em reatores anaeróbios onde as bactérias formadoras de amônia estão presentes em abundância no lodo anaeróbio, então, não é conveniente a redução do nitrato utilizando-se lodo anaeróbio porque resultaria em conservação do nitrogênio ao invés de sua perda via produtos gasosos (ISOLDI & KOETZ, 2004).

HENZE et al. (1997) relataram valores ótimos de C/N, de 4 a 5 kg DQO.kg N⁻¹, no caso de matéria orgânica; e de 3,1 a 3,7 kg DQO.kg N⁻¹, no caso de ácido acético como fonte de carbono.

POCHANA & KELLER (1999) relataram que a desnitrificação completa pode ser atingida em esgoto sanitário com relação DQO/NTK de 7. Para fontes de carbono prontamente biodegradáveis, ²Narcis et al. (1979), citados por IAMAMOTO (2006), comentaram que a relação DQO/NO₃⁻ de 3 a 6 (massa/massa) possibilita a completa redução de nitrato a nitrogênio molecular. BAE et al. (1997) citaram que as relações teóricas DQO/N via nitrito e nitrato são respectivamente 1,72 e 2,86.

Segundo IAMAMOTO (2006), sistemas biológicos semelhantes podem ter diferentes, mas ótimas relações C/N, se usadas para tratar diferentes águas residuárias, sob condições ambientais e em reatores distintos, como pode ser observado na Tabela 1.

HALLING-SORENSEN & JORGENSEN (1993) defendem que valores de DQO/N requeridos para a completa desnitrificação encontram-se na faixa de 2,9 a 5, variando de acordo com a fonte de carbono utilizada.

KUJAWA & KLAPWIJK (1999), ao analisarem vários trabalhos sobre desnitrificação encontrados na literatura, verificaram a ocorrência de uma ampla faixa de variação da relação DQO/N. Essa relação variou na faixa de 4 a 15. Os autores também verificaram que a mínima relação de 3,5 a 4 é necessária para que o processo de desnitrificação ocorra, independente do tipo de matéria orgânica utilizada.

Para PICKBRENNER (2002), na prática, a quantidade de matéria orgânica necessária para satisfazer eficientemente o processo depende do fato de a DQO ser exclusivamente utilizada para a desnitrificação, da fração real biodegradável da DQO total afluente e da taxa de crescimento real dos microrganismos.

² NARCIS N.; REBHUYN, M.; SCHEINDORF, C. Denitrification at various carbon to nitrogen ratio. **Water Research**, New York, v.13, p.93 – 8, 1979.

Tabela 1 Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação em diferentes reatores

Referência	Tipo de reator	Fonte de carbono	Forma de N a ser desnitrificada	Relação ótima
Turk e Mavinic (1987)	Batelada	Acetato	NO_2^-	DQO/N=2
Çeçen & Gonenç (1992)	Lodos ativados	Melado	NO_x	DQO/N=5
Kim et al. (1992)	Reator contínuo	Amido	NO_3^-	C/N=2,58
Bernet et al. (1996)	Frasco batelada	Águas residuárias de suinocultura	NO_3^-	C/N=2,88
			NO_3^-	C/N=4,16
Katsogiannis et al. (2003)	RBS	acetato	NO_2^-	C/N=3
Gee & Kim (2004)	RBS	metanol	NO_3^-	DQO/N=1,56

Fonte: adaptado de IAMAMOTO (2006).

2.7 Manipueira

Considerando-se os principais tipos de processamento das raízes de mandioca no Brasil, como a fabricação de farinha de mandioca e a extração de fécula, os subprodutos gerados podem ser sólidos ou líquidos, com destaque para a manipueira que é um efluente líquido (CEREDA et al., 2001).

O subproduto líquido constituído pela água de extração de fécula de mandioca é composto pela mistura da água captada pela indústria com o líquido de constituição da raiz de mandioca. Dessa forma, tem-se uma diluição da água de constituição da raiz, denominada tecnicamente de manipueira.

De acordo com PRADO (2000), a água vegetal, resultante do processo de extração do amido de mandioca, é responsável por 90 % da carga poluidora do efluente das fecularias. Isto ocorre porque esse efluente possui grandes quantidades de açúcares, o que proporciona condições de desenvolvimento de bactérias responsáveis pelo processo de fermentação.

SILVA et al. (2003) relataram que, mesmo diluídos, a elevada carga orgânica e os compostos poluentes contidos no efluente industrial de fecularia podem causar sérios problemas ao meio ambiente. A disposição no solo da manipueira sem um prévio tratamento pode acarretar em um prejuízo à vida microbiana do solo devido à elevada DQO. Os mesmos autores, ao avaliarem o efluente de fecularia, obtiveram valores médios de 8861,6 mg.L⁻¹ de DQO. Ainda de acordo com CEREDA (1994), os resíduos líquidos originados na industrialização de mandioca apresentam DQO média de 6.365,5 mg.L⁻¹ e relação C/N de 7,57.

Nesse contexto, a utilização da manipueira, como fonte de carbono para o tratamento de outros efluentes agroindustriais, torna-se uma alternativa interessante, visto que apresenta elevada DQO, além de minimizar os problemas ambientais decorrentes da poluição por esses efluentes.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Origem do efluente de abatedouro de peixe

O efluente a ser desnitrificado foi proveniente de uma indústria de abate de tilápia localizada na cidade de Toledo – Paraná – Brasil. A indústria prioriza a obtenção de filés e abate cerca de 8 toneladas/dia, sendo que cada quilo de tilápia processada rende em média:

- 370g de filé;
- 76g de petiscos (subprodutos); e
- 554g de resíduos que incluem vísceras, carcaça, pele, além do peixe fora do padrão de consumo, destinados à produção de farinha.

Em todo o processo são utilizados de 6 a 8L de água por quilo de tilápia abatida. Isso gera, em média, 56.000L de água residuária por dia. Ressalta-se que somente a água utilizada no processamento de peixe é encaminhada ao sistema de tratamento da indústria, pois as águas provenientes dos tanques de depuração e dos esgotos sanitários são destinadas a outros sistemas.

Para tratamento das águas residuárias, a indústria utiliza um sistema de gradeamento para retenção dos sólidos grosseiros, seguido de caixas com telas para retenção de óleos e graxas, uma lagoa anaeróbia (volume útil de 464 m³) e duas lagoas facultativas (Figura 1), que ainda não estão em funcionamento.

O efluente utilizado no estudo foi coletado na saída da lagoa anaeróbia, acondicionado em galões de polietileno de 5L, preservado à temperatura de 0°C a 4 °C e caracterizado através de análises físico-químicas descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Na Tabela 2, estão os valores médios referentes à caracterização do efluente coletado na saída da lagoa anaeróbia.

Após caracterização, para cada ensaio, 2L de efluente eram submetidos a nitrificação, em um reator aeróbio operado em bateladas seqüenciais, com volume útil de 2,5 L, biomassa imobilizada e vazão de ar constante de 2 L.min⁻¹.

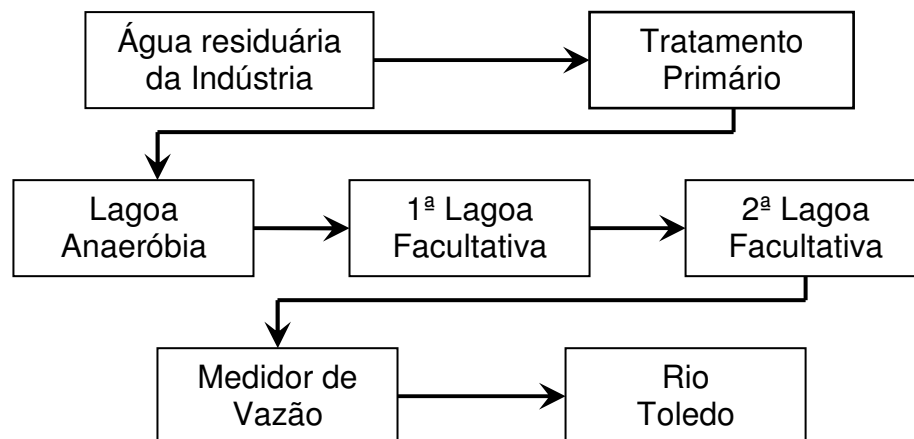


Figura 1 Fluxograma do sistema de tratamento de água residuária da indústria

Tabela 2 Caracterização do efluente coletado na saída da lagoa anaeróbia

Parâmetro	n	Unidade	Efluente	σ	CV (%)
DQO	12	mgO ₂ .L ⁻¹	317,8	31,4	9,9
pH	6	-	6,9	0,1	0,8
N-Total	6	mgN.L ⁻¹	75,2	2,7	3,6
N-amoniacal	6	mgN.L ⁻¹	70,4	0,8	1,1
Nitrito	6	mgNO ₂ ⁻ .L ⁻¹	nd	-	-
Nitrato	6	mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹	nd	-	-
Alcalinidade	6	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	309	3,8	1,2

nd: não detectado; n = número de amostras; σ = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

A vazão de ar foi promovida através de um aerador de aquário, e controlada por um fluxômetro, conforme apresentado na Figura 2.

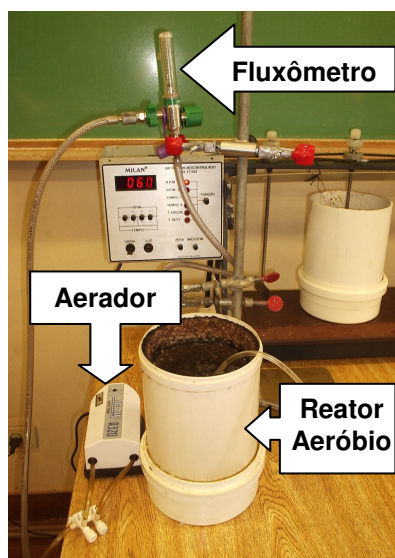


Figura 2 Reator aeróbio em operação.

O reator foi operado em ciclos de 24 horas, com monitoramento das concentrações de amônia, entre outros parâmetros, para verificar a conversão de nitrogênio às formas oxidadas (nitrito e nitrato).

3.2 Origem da manipueira

A manipueira foi proveniente de uma indústria processadora de mandioca, localizada na cidade de Toledo-PR. O produto principal da industrialização é a fécula, o qual gera cerca de 100.000L de água residuária por dia, tendo em vista que são utilizados 4L de água por quilo de mandioca processada.

Como sistema de tratamento, a indústria apresenta lagoas de estabilização e decantação, com um total de 6 lagoas de 20 x 40m.

A coleta da água residuária foi realizada na saída da indústria (Figura 3), antes do sistema de tratamento. As amostras foram acondicionadas em galões de polietileno de 5L e preservadas à temperatura de 0º a 4 ºC, para evitar a fermentação do líquido.



Figura 3 Local de coleta da manipueira

Em laboratório, antes de ser caracterizada, a manipueira foi peneirada para eliminação de resíduos sólidos (presença de casca de mandioca) e submetida ao processo de sedimentação por 15 minutos, para eliminação dos sólidos suspensos (terra). Dessa forma, o resíduo líquido, utilizado como fonte de carbono no estudo, foi o sobrenadante resultante da sedimentação.

3.3 Condução do experimento

O experimento foi conduzido no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE – campus de Cascavel.

3.3.1 Partida do reator anóxico

Para o processo de desnitrificação, foi utilizado um reator anóxico (não aerado) em batelada, construído com tubo de PVC, com 20 cm de altura e 15 cm de diâmetro, cujo volume útil foi de 2,5L. O fundo do reator foi revestido com espuma de poliuretano de 1 cm de espessura para dar suporte e promover crescimento da biomassa desnitrificante (Figura 4).



Figura 4 Reator anóxico

Durante quatro semanas o reator anóxico foi operado em ciclos de 24 horas, e compreendeu as seguintes etapas: a) Enchimento com 963 mL do efluente nitrificado; b) adição de 37 mL da fonte de carbono (manipueira) em uma relação DQO/N de aproximadamente 3 (3,06); c) 24 horas com agitação de 60 rpm no Jar Test e; d) retirada do efluente.

Tendo em vista que no planejamento estatístico desejava-se estudar a relação DQO/N em uma faixa compreendida entre 0,1 e 6,3, optou-se por adaptar o reator com uma relação DQO/N que representasse a metade desse

intervalo. Vale ressaltar que, na relação DQO/N, foi considerado o nitrogênio nas formas oxidadas, ou seja, a soma de nitrato e nitrito.

Na última semana, foi realizado um estudo com o objetivo de avaliar a eficiência do processo de desnitrificação através da remoção de nitrato e nitrito ao longo do tempo, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 Valores médios de nitrato e nitrito em função do tempo

Tempo (Horas)	Nitrato (mg.L⁻¹)	Nitrito (mg.L⁻¹)
0	50	9
2	22,5	3
4	10	3
5	nd	nd

*nd = não detectado

Pela Tabela 3, percebe-se que houve remoção de nitrato e nitrito em um período de 5 horas. Entretanto, no estudo, optou-se pelo uso de ciclos de 4 horas, pois se esperava que para relações de DQO/N, superiores a 3, ocorresse a desnitrificação nesse período.

3.3.2 Operação do reator

O reator anóxico foi operado em ciclos de 4 horas, e alimentado, através de sifonação, com o efluente oriundo do processo de abate de peixes, previamente nitrificado em reator aeróbio.

O reator foi adaptado a um Jar Test, aparelho utilizado em ensaios de floculação, com agitação suficiente para promover maior contato do líquido com a biomassa suspensa (Figura 5). As velocidades de agitação estudadas variaram de 20 a 100 rotações por minuto (rpm), conforme delineamento estatístico.

O volume de operação do reator foi de 1L, considerando-se a soma do volume do efluente nitrificado mais o volume da fonte de carbono, manipueira, que era adicionada no início de cada ciclo operacional, atendendo às relações DQO/N estipuladas no delineamento estatístico, com variação entre 0,1 e 6,3.



Figura 5 Reator anóxico adaptado ao Jar Test

A relação DQO/N foi calculada de acordo com as características do efluente nitrificado, que apresentou DQO próxima de zero, nitrato em torno de $50,2 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e nitrito de $9,5 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$.

Dessa forma, na entrada do reator, para cada ciclo operacional, foi considerada apenas a DQO da fonte de carbono (manipueira) com o objetivo de promover a desnitrificação, ou seja, a conversão de aproximadamente 60 mg.L^{-1} de nitrogênio nas formas oxidadas (nitrito e nitrato) a nitrogênio gasoso.

A Tabela 4 apresenta as relações de DQO/N estudadas, o volume de manipueira utilizado para cada relação, bem como o valor médio da concentração de DQO na mistura (efluente nitrificado mais a manipueira).

Tabela 4 Relação DQO/N, volume de manipueira e concentração de DQO na mistura

Relação DQO/N	Manipueira (mL)	DQO da mistura (mg.L^{-1})
0,1	1	6,1
1	12	61,7
3,2	38,6	196,2
5,4	65,2	330,7
6,3	76,2	386,3

3.3.3 Análises

No início e final de cada ciclo operacional, após a mistura do efluente nitrificado com a manipueira, o Jar Test era desligado, e após 5 minutos eram

coletadas as amostras. As coletas foram realizadas manualmente, em frascos de 25 mL, padronizando-se a altura de coleta das mesmas.

O monitoramento analítico envolveu análises físico-químicas, conforme apresentado na Tabela 5, sendo analisados entre outros parâmetros, o nitrato e nitrito, para avaliar a eficiência do processo pela remoção dos mesmos.

Tabela 5 Parâmetros de monitoramento do processo de desnitrificação

Parâmetro	Unidade	Método
DQO	mgO ₂ .L ⁻¹	Espectrofotométrico
N – amoniacal	mgN.L ⁻¹	Titulométrico
Nitrito	mgN-NO ₂ -.L ⁻¹	Espectrofotométrico
Nitrato	mgN-NO ₃ -.L ⁻¹	Espectrofotométrico
pH	-	Potenciométrico
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Titulométrico

Os métodos aplicados para determinação destes parâmetros estão descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Os parâmetros nitrito e nitrato foram determinados pelo uso de kits da HACH.

3.4 Planejamento Experimental

Para o estudo, foi proposto um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) que permite otimizar o experimento pela redução no número de ensaios, tendo em vista o enorme esforço requerido pelas análises no processo de desnitrificação. Segundo BARROS NETO et al. (2001), essa técnica de planejamento visa mostrar como os fatores (variáveis envolvidas no processo) podem influenciar uma resposta. A função que descreve tal influência é chamada de superfície de resposta.

Neste estudo, foi avaliada a influência das variáveis independentes e/ou fatores: velocidade de agitação (rpm) e a relação DQO/N, sobre o processo de desnitrificação, ou seja, sobre a remoção de nitrato, de nitrito e de DQO, em porcentagem. Vale ressaltar que o nitrogênio da relação DQO/N, se refere às formas oxidadas de NO₂⁻ e NO₃⁻.

A Tabela 6 mostra os fatores com seus respectivos valores utilizados nos experimentos, considerando-se, para cada fator, um nível inferior codificado como -1; um nível superior codificado como +1; pontos axiais codificados como -1,414 e +1,414 e um ponto intermediário codificado como zero.

Tabela 6 Especificação dos níveis dos fatores usados no planejamento

Fatores	Nível				
	-1,414	-1	0	+1	+1,414
Relação DQO/N	0,1	1	3,2	5,4	6,3
Agitação (rpm)	20	32	60	88	100

Dessa forma, foi realizado um planejamento do tipo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), com 4 ensaios nos níveis +1 e -1, 4 ensaios nos níveis dos pontos axiais (-1,414 e +1,414) e mais uma triplicata no ponto central (0), totalizando 11 ensaios, como apresentado na Tabela 7. Vale ressaltar que todos os ensaios foram realizados em seqüência aleatória.

Tabela 7 Matriz do planejamento (DCCR) em termos de 2 fatores

Número de ensaios	Fatores (valores codificados)		Fatores (valores reais)	
	Relação DQO/N	Velocidade de Agitação	Relação DQO/N	Velocidade de Agitação (rpm)
1	-1	-1	1	32
2	1	-1	5,4	32
3	-1	1	1	88
4	1	1	5,4	88
5	-1,414	0	0,1	60
6	+1,414	0	6,3	60
7	0	-1,414	3,2	20
8	0	+1,414	3,2	100
9	0	0	3,2	60
10	0	0	3,2	60
11	0	0	3,2	60

3.5 Análise estatística

Através de um programa computacional estatístico, foram calculados os principais efeitos dos fatores e suas interações sobre as variáveis respostas que são: remoção de nitrato (%), remoção de nitrito (%) e remoção de DQO (%), bem como os dados relativos à análise de variância (ANOVA).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos efluentes

Na Tabela 8 encontram-se os valores médios referentes aos parâmetros de caracterização do efluente nitrificado em reator em batelada seqüencial, e da manipueira.

Tabela 8 Caracterização do efluente nitrificado e da manipueira

Parâmetro	Unidade	Efluente Nitrificado	σ	CV(%)	Manipueira	σ	CV(%)
DQO	mgO ₂ .L ⁻¹	nd	-	-	5056,9	89,7	1,8
pH	-	8,6	0,1	1,4	4,3	-	0,6
N-Total	mg.L ⁻¹	nd	-	-	35,5	1,3	3,6
N-amoniaco	mgN-NH ₃ .L ⁻¹	nd	-	-	10,0	1,4	14,1
Nitrito	mgNO ₂ .L ⁻¹	9,5	1,2	12,4	0	-	-
Nitrato	mgN-NO ₃ .L ⁻¹	50,2	1,3	2,6	2,5	-	-
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	335	1,4	0,4	nd	-	-

nd: não detectado

Na Tabela 8, os valores de DQO obtidos na caracterização da manipueira são semelhantes àqueles observados por CEREDA (1994), que relatou que os resíduos líquidos originários na produção de fécula de mandioca apresentam em média uma DQO de 6.365 mg.L⁻¹. A elevada quantidade de DQO apresentada possibilitou a utilização deste resíduo como fonte de carbono para o processo da desnitrificação.

Na Tabela 8, são também apresentados os dados de caracterização do efluente nitrificado, que apresentou em média 59,7 mg.L⁻¹ de nitrogênio nas formas oxidadas (nitrito e nitrato). Dessa forma, a fonte de carbono foi adicionada ao sistema para promover a remoção de, em média, 60 mg.L⁻¹ de nitrogênio, considerando-se a soma de nitrito mais nitrato.

4.2 Avaliação do desempenho da desnitrificação

A análise da influência dos fatores objetivou identificar, nas faixas investigadas, as melhores condições para o processo da desnitrificação, através da remoção de DQO, de nitrito (NO_2^-) e, principalmente de nitrato (NO_3^-).

Na Tabela 9, pode ser vista a matriz do planejamento, gerada pela aplicação do Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), com as respectivas variáveis respostas, onde cada linha da matriz representa uma corrida experimental ou um ensaio. De acordo com GUARACHO et al. (2005), as matrizes de planejamento são tabelas utilizadas para organizar informações relacionadas ao desenvolvimento de um planejamento.

Tabela 9 Matriz do planejamento (DCCR) com os fatores (codificados e reais) e resultados obtidos de remoção de nitrato (%), remoção de nitrito (%) e remoção de DQO (%).

Número de ensaios	Fatores (valores codificados)		Fatores (valores reais)		Variáveis Respostas		
	Relação DQO/N	Agitação	Relação DQO/N	Agitação (rpm)	Remoção de Nitrato (%)	Remoção de Nitrito (%)	Remoção de DQO (%)
1	-1	-1	1	32	75,1	75,0	62,81
2	1	-1	5,4	32	100,0	66,7	34,57
3	-1	1	1	88	63,4	66,7	64,07
4	1	1	5,4	88	93,5	100,0	40,16
5	-1,414	0	0,1	60	14,3	0,0	22,41
6	1,414	0	6,3	60	85,6	66,7	19,10
7	0	-1,414	3,2	20	100,0	75,0	36,64
8	0	1,414	3,2	100	93,5	100,0	53,73
9	0	0	3,2	60	100,0	100,0	63,09
10	0	0	3,2	60	100,0	100,0	51,33
11	0	0	3,2	60	100,0	100,0	54,80

Os dados apresentados na Tabela 9 mostram que obteve-se a remoção máxima de nitrato nas relações DQO/N de 3,2 e 5,4. Para a relação DQO/N igual a 0,1, a remoção de nitrato foi de apenas 14,3 %, evidenciando que, na utilização de valores abaixo do recomendado, com a manipueira como

fonte de carbono em um período de 4 horas, há uma pequena eficiência na remoção de nitrato e nitrito.

OLIVEIRA e BLUNDI (2003) estudaram a desnitrificação através da remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO) e nitrogenada, em um sistema de reatores seqüenciais em batelada, quando trataram esgoto sanitário sintético usando como fonte de carbono o próprio esgoto sintético.

O sistema avaliado era composto por dois reatores dispostos em série, um aeróbio (R1), responsável pela remoção de matéria carbonácea e nitrificação, e outro anaeróbio (R2), responsável pela desnitrificação. Para a avaliação da desnitrificação, foi introduzida uma fonte externa de carbono no R2 (próprio substrato sintético) com relações DQO/N-NO₃⁻ de 0; 0,5; 1; 5; 10 e 14. O afluente do sistema apresentou em média 580 mg.L⁻¹ de DQO. A eficiência de desnitrificação manteve-se em torno de 99 % para o ciclo de 24 horas. As maiores velocidades de desnitrificação foram alcançadas com aplicação de maiores concentrações de fonte externa de carbono, ou seja, maiores relações DQO/N-NO₃⁻. A eficiência na remoção de DQO foi, em média, 95 % e na nitrificação, 99 %, valores superiores aos encontrados para este trabalho.

Nos ensaios 5 e 6, a remoção de DQO foi de 22,41 % e 19,10 %, correspondendo às relações DQO/N de 0,1 e 6,3, respectivamente. Assim, a remoção média de DQO foi de 45,7 %. ISOLDI et al. (2005) encontraram valor de remoção de DQO superior ao deste trabalho, quando operaram um sistema combinado de reator UASB - reator aeróbio, para a remoção de nitrogênio total e DQO de efluente de parbolização de arroz. O experimento foi realizado em reatores de bancada, com volumes de 4L (UASB) e 3,6 L (reator aeróbio). As médias de DQO, NTK e N-NH₃⁻ no afluente do reator UASB foram de 1673 mgO₂.L⁻¹, 140,3 mg.L⁻¹ e 70,3 mgN-NH₃⁻.L⁻¹, respectivamente; enquanto no reator aeróbio, as médias foram de 298,6 mgO₂.L⁻¹, 64,6 mg.L⁻¹, 49,6 mgN-NH₃⁻.L⁻¹, além de 4,3 mg.L⁻¹ de NO₃⁻ e 1,3 mg.L⁻¹ de NO₂⁻. O sistema combinado apresentou uma eficiência de remoção de DQO de 84 % e remoção de NTK de 83 %.

SOUSA e FORESTI (1999) utilizaram lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias (de suinocultura e esgoto sanitário sintético). O objetivo da pesquisa foi avaliar o

potencial de desnitrificação de uma coluna preenchida com lodo anaeróbio. A coluna era alimentada com afluente nitrificado em fluxo ascendente com concentração média de nitrato superior a $30 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. Durante 30 semanas de operação, a eficiência de remoção na coluna de desnitrificação permaneceu em torno de 72 %.

Os autores concluíram que o lodo anaeróbio se comportou como fonte externa de carbono adequada para o processo e a maior eficiência de remoção de nitrato ocorreu quando a coluna foi operada com maior concentração de sólidos suspensos voláteis.

4.2.1 Parâmetros monitorados

Durante os ensaios realizados, foram também monitorados parâmetros como temperatura, pH e alcalinidade (CaCO_3), tendo em vista que os mesmos podem exercer influência sobre o processo de desnitrificação. Na Tabela 10, estão apresentados os resultados obtidos na determinação desses parâmetros.

Tabela 10 Valores médios dos parâmetros monitorados durante a condução do experimento

Número de ensaios	Temperatura (°C)		pH		Alcalinidade (CaCO_3) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	
	Início	Final	Início	Final	Início	Final
1	26,0	29,0	8,0	8,5	280	345
2	25,5	27,0	7,0	7,9	265	345
3	29,0	27,0	7,8	8,5	285	345
4	26,5	27,0	7,0	7,8	265	345
5	25,4	28,0	8,5	8,7	345	355
6	26,0	28,5	7,1	7,2	305	360
7	26,0	27,0	7,4	8,0	400	470
8	25,5	27,0	7,8	8,7	450	520
9	27,0	29,0	7,8	8,7	280	395
10	26,0	27,0	7,4	7,6	295	380
11	26,5	28,5	7,5	8,3	360	440
Média	27,0		7,6	8,2	321	391
σ	1,2		0,5	0,5	60,7	60,1
CV (%)	4,4		6,1	6,2	18,9	15,4

σ = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

A temperatura média do ambiente de trabalho foi de 27 °C, o que favoreceu o crescimento dos microrganismos desnitrificantes, pois em todos os ensaios ocorreu a remoção de nitrato, em maior ou menor quantidade. A temperatura está na faixa reportada por BARNES & BLISS (1983) e SURAMPALLI et al. (1997), que citaram faixas ótimas de trabalho entre 10 e 35°C.

Os parâmetros pH e alcalinidade apresentaram o comportamento esperado tendo em vista que a produção de alcalinidade durante a conversão de nitrato e nitrito a nitrogênio gasoso implica no aumento do pH. Em média, o pH na entrada foi de 7,6 e na saída de 8,2, com exceção do ensaio 5, cujo pH na entrada encontrava-se com valor de 8,5. VAN HAANDEL & MARAIS (1999) relatam que para pH menor que 6,0 e maior que 8,5 há uma grande redução da atividade de desnitrificação. Entretanto, o efeito no processo de desnitrificação para o ensaio 5 se deve à baixa relação DQO/N utilizado nesse ensaio. Os valores de alcalinidade variaram em média 321mg.L⁻¹ na entrada e 391mg.L⁻¹ na saída, o que evidenciou a produção de alcalinidade no processo.

4.2.2 Análise estatística da remoção de nitrato (%)

Na Tabela 11, são apresentados os valores estatísticos dos efeitos estimados para a remoção de nitrato (%).

Tabela 11 Efeitos estimados para remoção de nitrato (%)

Parâmetro	Efeito	Erro padrão ¹	t(5)	p-valor	Coefficientes	Erro padrão ²
Intercepto	99,998	5,534	18,070	0,000	99,998	5,534
Rel. DQO/N (L)	38,960	6,778	5,748	0,002	19,480	3,389
Rel. DQO/N (Q)	-45,233	8,069	-5,606	0,002	-22,616	4,034
Agitação (L)	-6,849	6,778	-1,010	0,359	-3,424	3,389
Agitação (Q)	1,581	8,069	0,196	0,852	0,791	4,034
Rel. DQO/N x Agitação	2,600	9,585	0,271	0,797	1,300	4,792

¹Erro padrão do efeito; ²Erro padrão do coeficiente; L: linear; Q: quadrático.

Os valores em *itálico* evidenciam os fatores que são significativos para o experimento, no intervalo de confiança de 95 %, ou seja, valores de p menor que 0,05. A estatística “ $t(5)$ ” representa a razão entre o valor estimado do efeito e seu erro padrão, e constitui o valor do efeito padronizado, indicado pelo gráfico de Pareto.

Na Figura 6, está apresentado o gráfico de Pareto que ilustra a significância dos parâmetros, considerando-se significativos aqueles cujas colunas horizontais ultrapassam as linhas tracejadas, representativas para intervalo de confiança de 95 %.

Portanto, pelos valores apresentados na Tabela 11 e pelo gráfico de Pareto (Figura 6), pode-se afirmar que a relação DQO/N apresentou efeito significativo sobre a remoção de nitrato, em um intervalo de confiança de 95 %. A velocidade de agitação e a interação dos dois fatores não têm efeito significativo sobre a remoção de nitrato (%), para um nível de 5 % de significância.

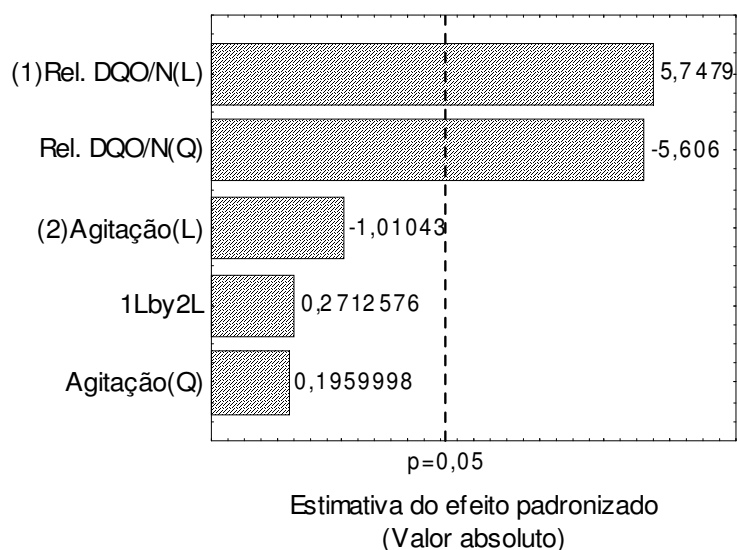


Figura 6 Gráfico de Pareto para a variável resposta remoção de nitrato (%).

A partir dos valores apresentados na Tabela 11, gerou-se uma equação matemática (modelo quadrático) apresentada na Equação 7.

$$\text{Remoção de Nitrato (\%)} = 99,998 + 19,480 \cdot (\text{Rel. DQO/N}) - 22,616 \cdot (\text{Rel. DQO/N})^2$$

(equação 7)

Vale ressaltar que essa equação considera o fator relação DQO/N na sua forma codificada. O modelo de regressão quadrático, apresentado na equação 7 para os dados da eficiência do processo na remoção de nitrato, apresentou $R^2 = 0,9327$. Isto significa que 93,27 % da variação na eficiência da remoção de nitrato (%) são explicados pelo modelo apresentado.

Na Tabela 12, está apresentada a análise de variância (ANOVA) para o modelo quadrático de remoção de nitrato (%). Tal análise é necessária para melhor avaliação do modelo.

Tabela 12 ANOVA do modelo quadrático da remoção de nitrato (%)

Fonte de Variação	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F _{calculado}
Regressão (modelo)	6365,182	5	1273,036	13,86
Resíduos	459,360	5	91,872	
Total	6824,542	10		

Através dos resultados apresentados na análise de variância verifica-se que o modelo quadrático é válido no intervalo de 95 % de confiança, tendo em vista que o $F_{\text{calculado}}$ (13,86) é maior que o $F_{\text{tabelado}} (5;5;0,05)$ (5,05), o que torna o modelo passível de ser usado para estimar valores para a resposta remoção de nitrato (%), a partir das superfícies de resposta. Conclui-se que o modelo é adequado para prever o comportamento do processo, ou seja, a variação da remoção de nitrato em função dos fatores velocidade de agitação e relação DQO/N.

Na Figura 7, verifica-se que a distribuição dos resíduos em função dos valores observados para remoção de nitrato apresentou-se aleatória e independentemente distribuída ao redor do ponto zero.

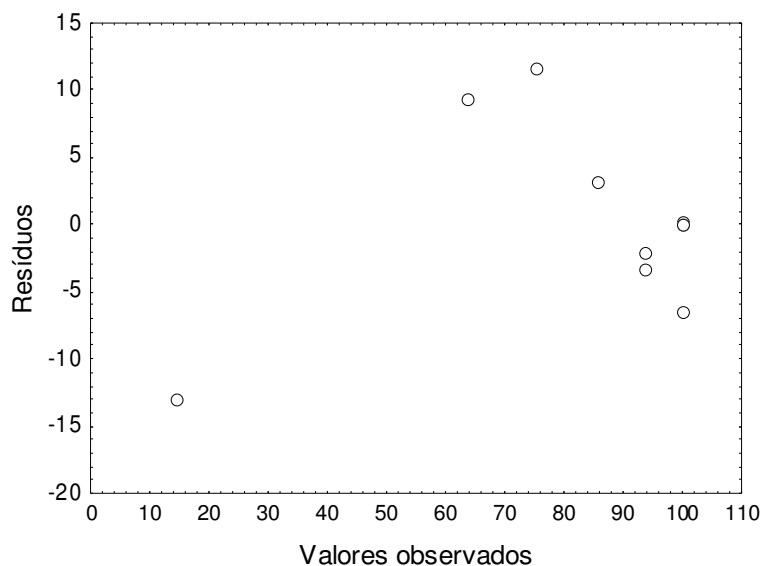


Figura 7 Gráfico dos resíduos pelos valores observados de remoção de nitrato.

Os resultados estatísticos dessa regressão também podem ser avaliados pela Figura 8, que mostra o gráfico da probabilidade normal dos resíduos, e que apresenta um ajuste satisfatório, pois os pontos estão distribuídos próximos à reta.

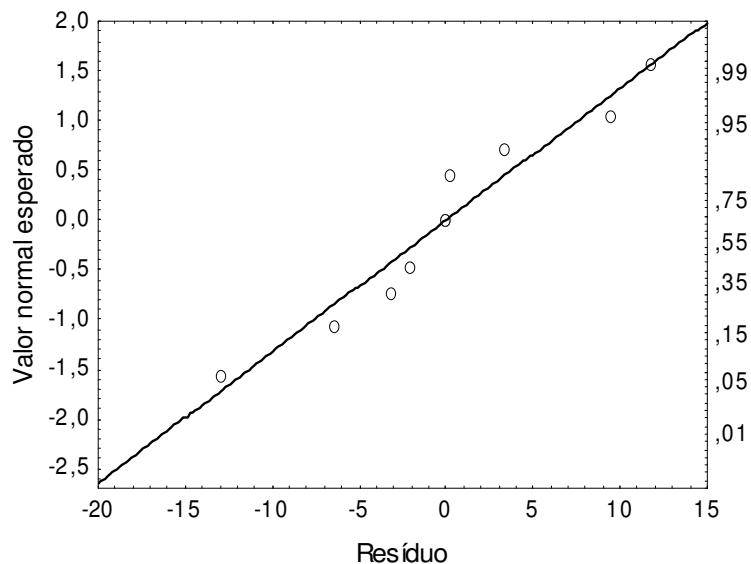


Figura 8 Gráfico da probabilidade normal dos resíduos para a variável reposta remoção de nitrato (%).

Na Figura 9, encontra-se a superfície de resposta obtida para o processo da desnitrificação, considerando a remoção de nitrato como resposta, de acordo com a equação 7.

De acordo com a Figura 8, observa-se que os maiores valores de remoção de nitrato (%) foram obtidos quando foram utilizadas as condições no ponto central para a relação DQO/N, isto é, relações entre 3,2 e 5,4. Com o aumento da relação DQO/N, houve um aumento da remoção de nitrato até um ponto ótimo (100 % de remoção) e, à medida que a relação DQO/N aumentou, ocorreu conseqüente queda na remoção de nitrato (%).

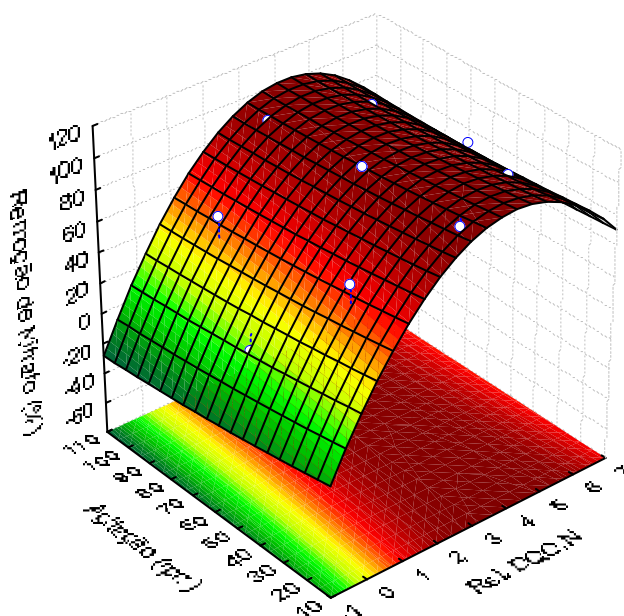


Figura 9 Superfície de resposta para a remoção de nitrato (%), em função da velocidade de agitação e relação DQO/N.

Os dados encontrados neste estudo são semelhantes àqueles reportados por Narcis et al. (1979), citados por IAMAMOTO (2006), os quais relataram que a relação DQO/NO_3^- de 3 a 6 possibilitou completa redução de nitrato a nitrogênio elementar. Estudos futuros podem investigar essa faixa de relação DQO/N para melhor otimização do processo, utilizando a manipueira como fonte de carbono.

Estudo semelhante foi realizado por HER & HUANG (1995), que avaliaram algumas fontes de carbono (ácido acético, glicose, ácido benzóico e metanol) em diferentes relações C/N, no processo de desnitrificação de esgoto sintético nitrificado, através da remoção das formas oxidadas de nitrogênio (nitrito e nitrato).

Os autores supracitados encontraram uma relação mínima e máxima requerida para cada fonte de carbono, para completa desnitrificação (98 a 100%). Para o ácido acético e glicose, a relação C/N deve ser maior que 2, para o ácido benzóico, a relação ótima encontrada foi de 3, pois abaixo e acima desse valor houve uma considerável queda na eficiência da desnitrificação. Para o metanol, que é uma fonte comumente usada, a faixa de relação C/N ficou entre 1 e 5, conforme Figura 10.

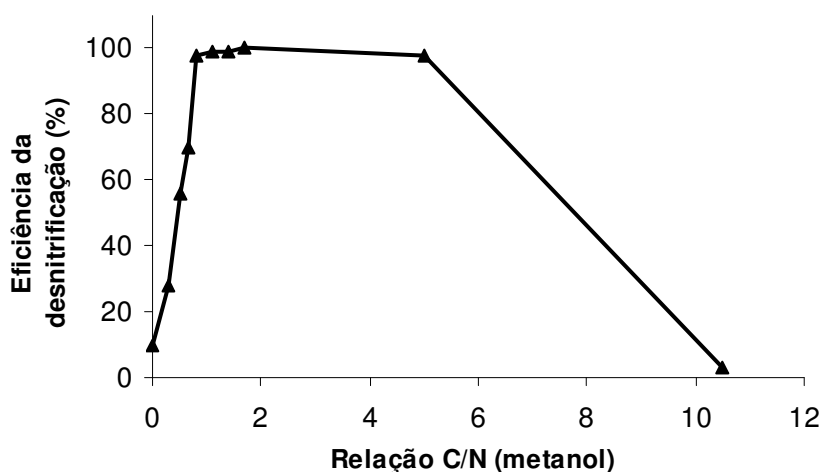


Figura 10 Eficiência da desnitrificação em função da relação C/N com metanol como fonte de carbono.
Fonte: adaptado de HER & HUANG (1995).

Nota-se que, devido ao aumento na relação C/N, houve crescimento linear da desnitrificação, que atingiu um patamar no qual a remoção de nitrogênio se manteve constante (aproximadamente 98,8 %), até atingir um valor de relação C/N no qual houve queda na taxa de desnitrificação. Os autores relacionaram essa queda ao peso molecular dos compostos utilizados como fonte de carbono.

4.2.3 Análise estatística da remoção de nitrito (%)

Apesar de o nitrito ser considerado uma forma instável no processo de desnitrificação, a remoção desse apresentou comportamento semelhante à remoção de nitrato. Na Tabela 13, estão os valores estatísticos dos efeitos estimados para a remoção de nitrito (%), onde os valores em *itálico* evidenciam os fatores que são significativos no intervalo de confiança de 95 % ($p < 0,05$).

Tabela 13 Efeitos estimados para remoção de nitrito (%)

Parâmetro	Efeito	Erro padrão ¹	t(5)	p-valor	Coeficientes	Erro padrão ²
Intercepto	<i>99,997</i>	<i>8,836</i>	<i>11,317</i>	<i>0,000</i>	<i>99,997</i>	<i>8,836</i>
Rel. DQO/N (L)	<i>29,833</i>	<i>10,823</i>	<i>2,757</i>	<i>0,040</i>	<i>14,917</i>	<i>5,411</i>
Rel. DQO/N (Q)	<i>-58,321</i>	<i>12,883</i>	<i>-4,527</i>	<i>0,006</i>	<i>-29,160</i>	<i>6,442</i>
Agitação (L)	15,090	10,823	1,394	0,222	7,545	5,411
Agitação (Q)	-4,154	12,883	-0,322	0,760	-2,077	6,442
Rel. DQO/N x Agitação	20,800	15,304	1,359	0,232	10,400	7,652

Na Figura 11 está o gráfico de Pareto que ilustra a significância dos parâmetros. Consideram-se significativos os parâmetros cujas colunas horizontais ultrapassam as linhas tracejadas, representativas para intervalo de confiança de 95 %.

Ao serem analisadas a Tabela 13 e a Figura 11, representada pelo gráfico de Pareto, pode-se afirmar que a relação DQO/N influenciou significativamente na remoção de nitrito, em um intervalo de confiança de 95%. A velocidade de agitação e a interação dos dois fatores não apresentam efeito significativo sobre a remoção de nitrito (%), para um nível de 5 % de significância.

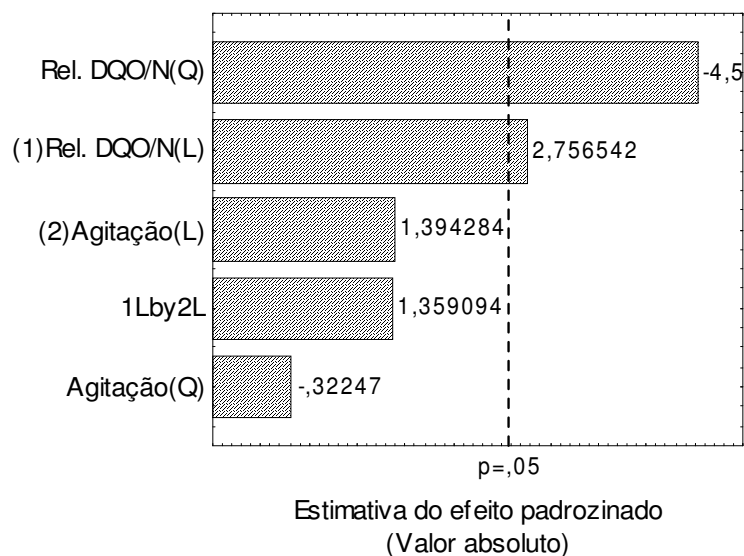


Figura 11 Gráfico de Pareto para a variável remoção de nitrito (%).

A partir dos valores apresentados na Tabela 12 gerou-se uma equação matemática (modelo quadrático) apresentada na equação 8:

$$\text{Remoção de Nitrito (\%)} = 99,997 + 14,917 \cdot (\text{Rel. DQO/N}) - 29,160 \cdot (\text{Rel. DQO/N})^2$$

(equação 8)

Ressalta-se que essa equação considera o fator relação DQO/N na sua forma codificada. O modelo de regressão quadrático, apresentado na equação 8, para os dados da eficiência do processo de remoção de nitrito, apresentou $R^2 = 0,8684$, isto significa que 86,84 % da variação na eficiência da remoção de nitrito (%) são explicados pelo modelo apresentado.

A Tabela 14 apresenta a análise de variância (ANOVA) para o modelo quadrático de remoção de nitrito (%).

Tabela 14 ANOVA do modelo quadrático da remoção de nitrito (%)

Fonte de Variação	Graus de liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F _{calculado}
Regressão (modelo)	7728,286	5	1545,657	6,599
Resíduos	1171,110	5	234,22	
Total	8899,396	10		

A partir dos resultados apresentados na análise de variância, verificou-se que o modelo quadrático é válido no intervalo de 95 % de confiança, tendo em vista que o $F_{\text{calculado}}$ (6,599) é maior que o $F_{\text{tabelado}} (5;5;0,05)$ (5,05), o que torna o modelo passível de ser usado para estimar valores para a resposta quanto à remoção de nitrito (%), a partir das superfícies de resposta.

Na Figura 12, verifica-se que a distribuição dos resíduos, em função dos valores observados, apresentou-se de certa forma aleatória e independentemente distribuída ao redor do ponto zero, o que valida o modelo gerado.

Os resultados estatísticos dessa regressão podem ser avaliados também pela Figura 13 que mostra o gráfico da probabilidade normal dos resíduos, e apresenta um ajuste satisfatório, pois os pontos estão distribuídos próximos da reta.

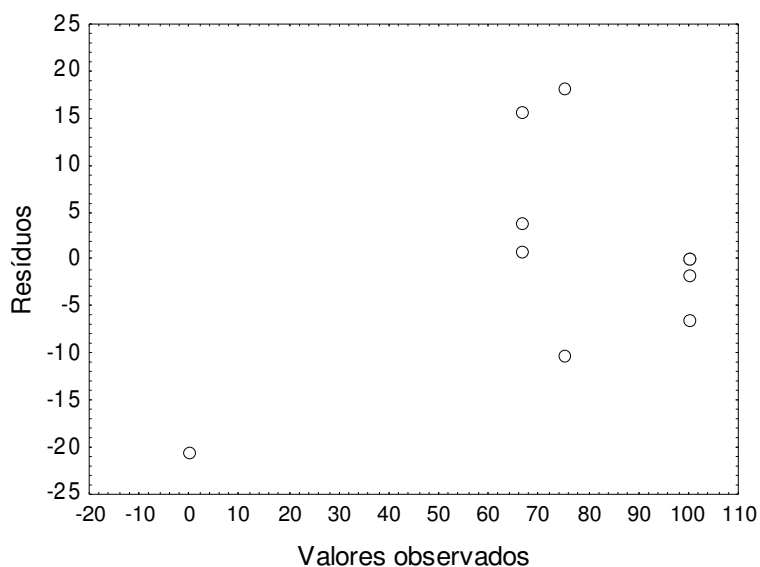


Figura 12 Gráfico dos resíduos pelos valores observados de remoção de nitrito.

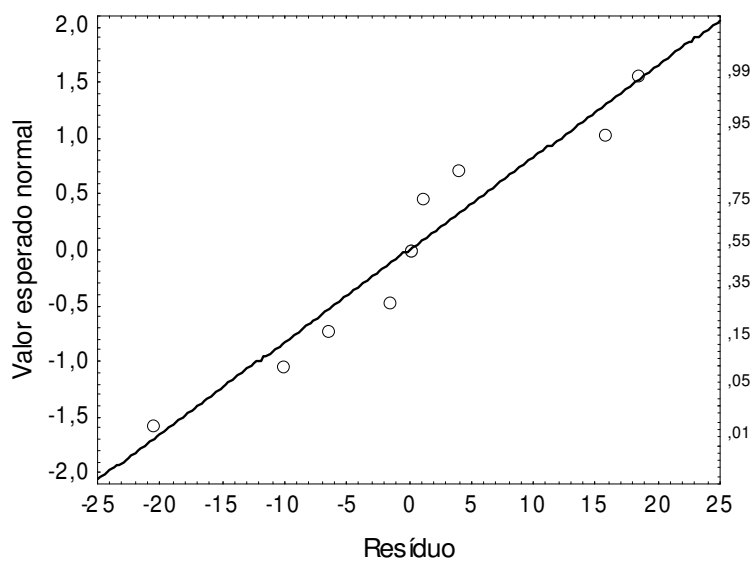


Figura 13 Gráfico da probabilidade normal dos resíduos para a variável resposta remoção de nitrato (%).

Na Figura 14 encontra-se a superfície de resposta obtida para o processo de desnitrificação, considerando a remoção de nitrito como resposta, de acordo com a equação 8.

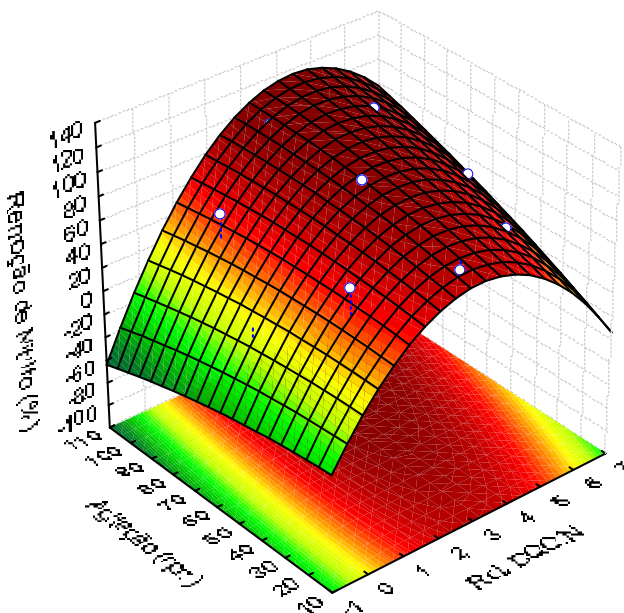


Figura 14 Superfície de resposta para a remoção de nitrito (%), em função da velocidade de agitação e relação DQO/N.

De acordo com a Figura 14, observa-se que, assim como para a variável resposta remoção de nitrato, os maiores valores de remoção de nitrito (%) foram obtidos quando se utilizam as condições no ponto central para a relação DQO/N, isto é, relações entre 3,2 e 5,4, com conseqüente queda a partir desse valor.

A partir da avaliação das eficiências de remoção de nitrato e nitrito (Figuras 8 e 13, respectivamente), constatou-se que a agitação não apresentou efeito significativo sobre o processo de desnitrificação (remoção das formas oxidadas: nitrito e nitrato). Entretanto, SÀNCHEZ et al. (2000) encontraram efeito da agitação sobre o processo de desnitrificação. Os autores estudaram os efeitos da relação C/N (1,3 e 2), agitação (0 e 180rpm) além da concentração de SSV, na determinação da atividade desnitrificante de um esgoto sintético.

Tais parâmetros foram avaliados com o objetivo de se estabelecerem as condições operacionais ótimas. A máxima atividade desnitrificante obtida foi com 1,5 gSSV.L⁻¹, relação C/N de 1,3 e frascos agitados a 180rpm, sendo observada, neste caso, completa desnitrificação a nitrogênio molecular (98-99% de nitrogênio molecular na composição do gás).

A relação DQO/N teve efeito significativo, ao nível de 5 % de significância, com eficiência de remoção de 100 %, nas faixas compreendidas entre 3,2 e 5,4, relação esta maior que a encontrada por SÀNCHEZ et al. (2000).

A desnitrificação em um sistema aeróbio/anaeróbio para remoção de nitrogênio de efluente proveniente de indústria de tintas e vernizes foi estudada por SASSIM et al. (2001). O reator anaeróbio foi operado durante 140 dias com TDH de 52 horas. O reator recebia efluente de um reator aeróbio, cujas finalidades eram a nitrificação da matéria orgânica nitrogenada e a promoção da desnitrificação do resíduo. Os autores encontraram remoção de NTK de 51%, 66 % de nitrato e 50 % de nitrito.

4.2.4 Análise estatística da remoção de DQO (%)

Na Tabela 15 são apresentados os valores estatísticos dos efeitos estimados para a remoção de DQO (%).

Tabela 15 Efeitos estimados para remoção de DQO (%)

Parâmetro	Efeito	Erro padrão ¹	t(5)	p-valor	Coefficientes	Erro padrão ²
Intercepto	56,403	8,166	6,907	0,001	56,403	8,166
Rel. DQO/N (L)	-14,210	10,002	-1,421	0,215	-7,105	5,001
Rel. DQO/N (Q)	-26,937	11,906	-2,262	0,073	-13,468	5,953
Agitação (L)	7,755	10,002	0,775	0,473	3,878	5,001
Agitação (Q)	-2,499	11,906	-0,210	0,842	-1,250	5,953
Rel. DQO/N x Agitação	2,165	14,144	0,153	0,884	1,083	7,072

¹ Erro padrão do efeito; ² Erro padrão do coeficiente.

Pelos dados apresentados na Tabela 15 e pelo gráfico de Pareto representado pela Figura 15, observa-se que não há termos significativos. Logo, conclui-se que esse tipo de planejamento não é indicado para representar os dados de remoção de DQO e/ou as faixas estudadas para a relação DQO/N e velocidade de agitação estão fora do mais indicado para a análise da remoção de DQO.

Na Figura 15 está ilustrado o gráfico de Pareto, o qual não apresenta significância dos parâmetros, ou seja, as colunas horizontais, representativas desses parâmetros, não ultrapassam as linhas tracejadas, representativas para o intervalo de confiança de 95 %.

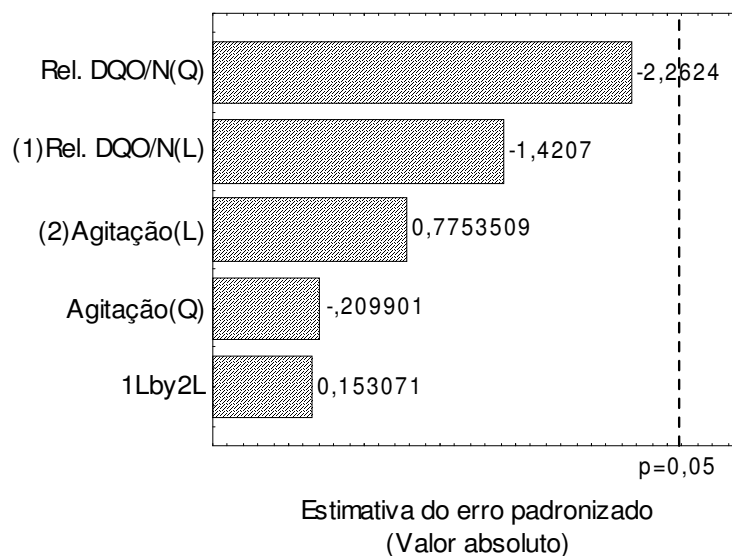


Figura 15 Gráfico de Pareto para a variável remoção de DQO (%).

Desta forma, resolveu-se analisar apenas a porção linear do planejamento (ensaios 1 a 4), incluindo a triplicata no ponto central, a qual serviria para analisar a curvatura do processo. Assim sendo, a nova matriz do planejamento é (a partir da Tabela 9) aquela indicada na Tabela 16.

Tabela 16 Matriz do planejamento 2^2 com os fatores (codificados e reais) e resultados obtidos de remoção de DQO (%).

Número de ensaios	Fatores (valores codificados)		Fatores (valores reais)		Remoção de DQO (%)
	Relação DQO/N	Agitação	Relação DQO/N	Agitação (rpm)	
1	-1	-1	1	32	62,81
2	1	-1	5,4	32	34,57
3	-1	1	1	88	64,07
4	1	1	5,4	88	40,16
5	0	0	3,2	60	63,09
6	0	0	3,2	60	51,33
7	0	0	3,2	60	54,80

Na Tabela 17 estão apresentados os valores estatísticos dos efeitos estimados para a remoção de DQO (%).

Tabela 17 Efeitos estimados para remoção de DQO (%)

Parâmetro	Efeito	t(2)	p-valor	Coefficientes	Erro padrão ²
Intercepto	<i>50,403</i>	<i>16,683</i>	<i>0,004</i>	<i>50,403</i>	<i>3,021</i>
Curvatura	12,008	1,301	0,323	6,004	4,615
DQO/N (L)	<i>-26,075</i>	<i>-4,315</i>	<i>0,050</i>	<i>-13,038</i>	<i>3,021</i>
Agitação (L)	3,425	0,567	0,628	1,713	3,021
Rel. DQO/N x Agitação	2,165	0,358	0,754	1,083	3,021

Na Tabela 17, os valores em itálico evidenciam que apenas a relação DQO/N foi significativa no intervalo de confiança de 95 %. A curvatura não foi significativa ($p > 0,05$), ou seja, fica explícito que um modelo quadrático obtido por um planejamento do tipo do planejamento anterior (DCCR) realmente não é indicado. Neste caso, o planejamento da Tabela 16 é indicado e mostra que a relação da variável DQO/N com a remoção de DQO é linear do tipo (Equação 9):

$$\text{Remoção de DQO (\%)} = 50,40 - 13,04 \cdot (\text{DQO/N}) \quad (\text{equação 9})$$

A equação acima considera o fator relação DQO/N na sua forma codificada. O modelo de regressão linear apresentado na equação 9 para os dados da eficiência do processo na remoção de DQO apresentou $R^2 = 0,912$. Isto significa que 91,20 % da variação na eficiência da remoção de DQO (%) são explicados pelo modelo apresentado.

O gráfico de Pareto (Figura 16) ilustra a significância dos parâmetros. Consideram-se significativos os parâmetros cujas colunas horizontais ultrapassam as linhas tracejadas, representativas para intervalo de confiança de 95 %.

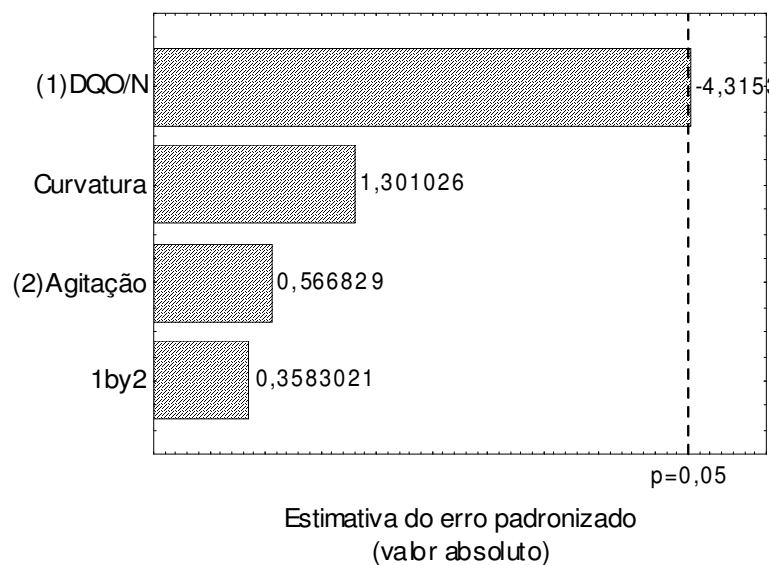


Figura 16 Gráfico de Pareto para a variável remoção de DQO (%).

Assim, pelos valores apresentados na Tabela 17 e pelo gráfico de Pareto (Figura 16), percebe-se que a relação DQO/N apresenta influência significativa para um intervalo de confiança de 95 %.

Na Tabela 18, está apresentada a análise de variância (ANOVA) para o modelo linear de remoção de DQO (%). Tal análise é necessária para melhor avaliação do modelo.

Tabela 18 ANOVA do modelo linear da remoção de DQO (%)

Fonte de Variação	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	F _{calculado}
Regressão (modelo)	696,32	3	232,11	5,16
Resíduos	134,820	3	44,940	
Total	831,14	6		

A partir dos resultados apresentados na análise de variância, verifica-se que o modelo linear não é válido no intervalo de 95 % de confiança, tendo em vista que o $F_{\text{calculado}}$ (5,16) é menor que o $F_{\text{tabelado}} (3;3;0,05)$ (9,28), e neste caso não pode ser usado para prever o comportamento do processo.

Na Figura 17, verifica-se que a distribuição dos resíduos, em função dos valores observados para remoção de DQO, não está distribuída aleatoriamente em torno do zero.

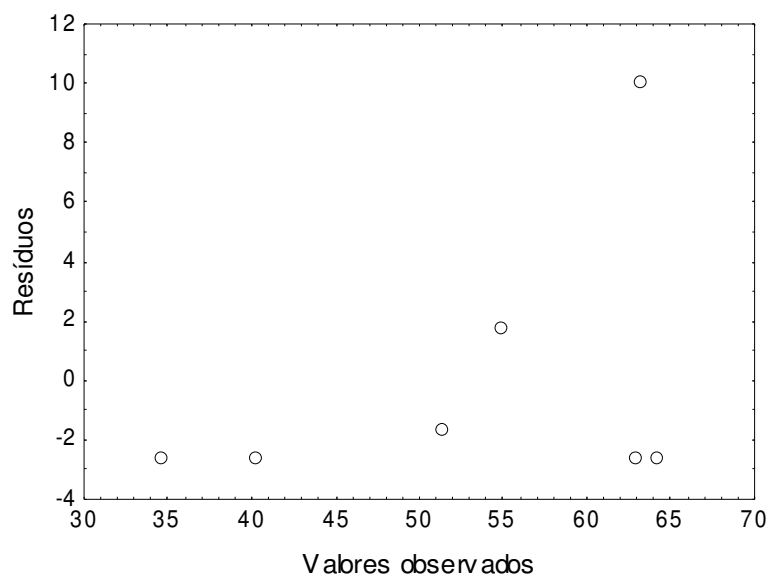


Tabela 17 Gráfico dos resíduos pelos valores observados de remoção de DQO.

Conclui-se, portanto, que o modelo não pode ser usado para outra função como otimização. Entretanto, pode-se utilizar a superfície de resposta, apresentada na Figura 17, para visualizar o processo.

De acordo com a Figura 18, observa-se que os maiores valores de remoção de DQO (%) foram obtidos quando se utilizou uma baixa relação DQO/N, ou seja, quanto menor a relação DQO/N maior foi a remoção de DQO. Logo, conclui-se que, através da superfície de resposta, a remoção de DQO (%) deve ser estudada em faixas abaixo de 3,2 para a relação DQO/N.

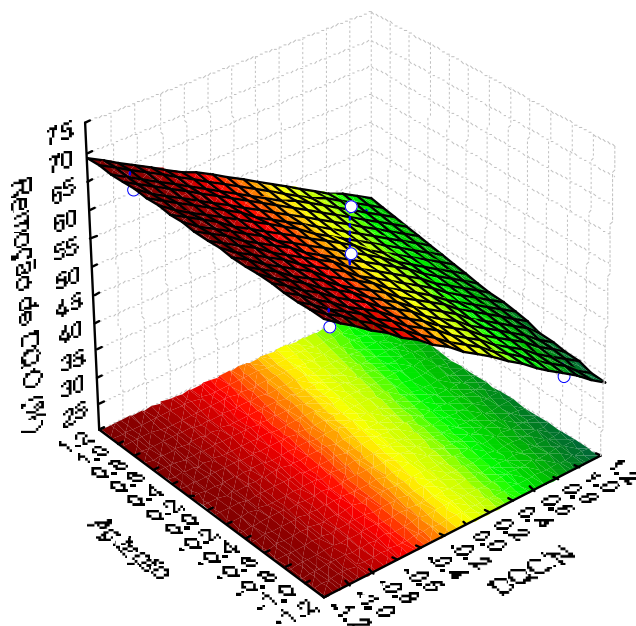


Figura 18 Superfície de resposta para remoção de DQO (%).

Estudo semelhante foi realizado por CALLADO & FORESTI (2000), porém esses autores encontraram remoção de matéria orgânica de 90 %. Eles avaliaram o desempenho de um sistema composto de três reatores seqüenciais em batelada (RSB), em escala de laboratório, formando um sistema anaeróbio/aeróbio/anaeróbio na remoção biológica de carbono e nutrientes.

O sistema foi operado em ciclos de 12 horas, com 8,0 L por batelada, tratando esgoto doméstico sintético. O primeiro reator (R1) tinha por finalidade remover a maior fração de matéria carbonácea e promover a amonificação; o segundo (RA), visava promover a nitrificação e a remoção biológica de fosfato, e o terceiro (R2) a desnitrificação, tendo sido testada a utilização de acetato de sódio (no RA para remoção do fosfato) e metanol (no R2) como fonte externa de carbono. O sistema foi operado em quatro etapas, diferenciadas pela concentração de DQO do substrato sintético e pela fonte de carbono adicionado ao RA para remoção biológica de fosfato, em que foi testada a utilização de acetato de sódio. O sistema combinado de reatores mostrou-se

eficiente na remoção biológica de matéria orgânica (90 %), nitrogênio (85 %) e fósforo (68 %).

COSTA et al. (2005) estudaram o comportamento de um reator em batelada seqüencial com enchimento escalonado, a fim de remover biologicamente a matéria orgânica carbonácea (DQO), nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico. O reator piloto possuía volume máximo de trabalho de 1,3m³. O tempo de detenção hidráulica variou de 6 a 8 horas. A partir dos dados obtidos na pesquisa, observou-se que o reator em batelada seqüencial apresentou eficiência média de 82 % na remoção de DQO, 94,4 % no processo de nitrificação, 71,4 % do processo de desnitrificação e 64,5 % no processo de biodefospatação. Os autores concluíram que o RBS pode ser uma boa alternativa para o tratamento usado no esgoto doméstico.

5 CONCLUSÕES

De acordo com os dados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que:

- O reator anóxico, revestido com espuma poliuretana, mostrou-se eficiente para sediar o processo da desnitrificação;
- A manipueira se apresentou como uma fonte de carbono viável para o processo;
- A agitação não teve efeito significativo, ao nível de 5 % de significância, sobre o processo da desnitrificação;
- A relação DQO/N influenciou significativamente a remoção de nitrato e de nitrito, no intervalo de confiança de 95 %, com faixa ótima de operação entre 3,2 e 5,4, em que foram obtidas eficiências de remoção de nitrogênio de 100 %;
- A relação DQO/N influenciou significativamente a remoção de DQO, e essa deve ser estudada em faixas abaixo de 3,2 para relação DQO/N;
- Os parâmetros pH e alcalinidade (CaCO_3), monitorados durante todos os experimentos, apresentaram comportamento esperado para o processo da desnitrificação, evidenciando a produção de alcalinidade;
- A temperatura média do ambiente de trabalho, que foi de 27°C, favoreceu o crescimento dos microrganismos desnitrificantes; e
- O TDH de 4 horas no reator anóxico foi suficiente para promover a desnitrificação.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Otimizar o processo da desnitrificação, com estudo referente às faixas de relação DQO/N entre 3,2 e 5,4;
- Trabalhar com velocidades de agitação superiores a 100 rpm;
- Testar TDH inferior a 4 horas, para reator anóxico e
- Investigar a viabilidade de um sistema em escala piloto, que una os processos de nitrificação e desnitrificação em um mesmo reator, utilizando a manipueira como fonte de carbono.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, A.F.; CATUNDA, Y. S. C.; GUIMARÃES, P.; VAN HAANDEL, A. Uso da respirometria para a determinação experimental da cinética de nitrificação. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre – RS.

ABREU, L. M. Aspectos Microbiológicos de los Procesos de Nitrificación-Desnitrificación. In: TALLER Y SEMINARIO LATINO AMERICANO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, 3, 1994, Montevideo – Uruguay. **Anais...** Montevideo – Uruguay: Universidad de la Republica, 1994. p. 55-63.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 1998.

BAE, J. H.; KIM, S. K.; CHANG, H. S. Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via fenton's treatment followed by activated sludge. **Water Science and Technology**, v.36, p.341-348, 1997.

BARNES, D.; BLISS, P.J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**. New York: E&F Spon, 1983.

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

BOSCOLO, W.R. **Farinha de resíduos da industria de filetagem de tilápia na alimentação da tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus***. 2003. 83 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá – PR, 2003.

BOSCOLO, W.R.; HAYASHI, C.; SOARES, C.M.; FURUYA, W. M.; MEURER, F. Desempenho e características de carcaça de machos revertidos de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), linhagens tailandesa e comum, nas fases iniciais e de crescimento. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.30, n.5, p.1391-1396, 2001.

CALLADO, N.H.; FORESTI, E. Tratamento de esgoto doméstico com remoção de nitrogênio e fósforo em reatores seqüenciais em batelada. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre – RS. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

CEREDA, M. P. **Caracterização dos resíduos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Paulicéia, 1994.

CEREDA, M. P.; et al. **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2001.

CERVANTES, F.; MONROY, O.; GOMEZ, J. Eliminación potenciada de altas concentraciones de nitrógeno por dos vías respiratorias distintas. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE AGUAS RESIDUALES, 5, 1998, Viña del Mar. **Anais...** Viña del Mar: UCVP/IAWQ/UTFSM, 1998.

COSTA, T.B.; HOSSA, C.L.; HOFFMAN, H.; COSTA, R.H.R. Remoção biológica de nitrogênio e fósforo utilizando reator em batelada seqüencial com enchimento escalonado. In: V Congresso Regional de la IV Región de AIDIS, 2005, Asunción, Paraguai. **Anais...** Asunción, Paraguai: AIDIS, 2005.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving water to freshwater and marine organisms**, Cincinnati – U.S.A., 1993.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Process design manual for nitrogen control**, Washington – U.S.A.: 1975.

FERREIRA, E. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre – RS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. CD-ROM.

FERRETTI, E. C. **Estudo da influência da relação S0/X0 na determinação da atividade específica de bactérias nitrificantes**. 2005. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2005.

GASPAR, P.M. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB em sistema de lodos ativados visando à remoção biológica do nitrogênio associada à remoção físico-química do fósforo**. São Paulo, 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

GIORDANO, G. Tratamento e controle de efluentes industriais. **Relatório Técnico**. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 1999.

GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. New York, US: Oxford University Press, 1992.

GUARACHO, V. V.; PONTE, M. J. J. S.; ADAMOSKI, L. F.; OLIVEIRA, M. Utilização da técnica de remediação eletrocinética para remoção de chumbo e níquel de solos de landfarming de refinaria de petróleo. In: TERCEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE P&D EM PETRÓLEO E GÁS, 2005, Salvador - BA. **Anais...** Salvador: Terceiro Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás, 2005.

HAGOPIAN, D. S.; RILEY, J. G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Revista Eletrônica Aquacultural engineering**, v. 18, p. 223-244, 1998.

HALLING-SORENSEN, B; JORGENSEN, S.E. The removal of nitrogen compounds from wastewater. **Elsevier**. Amsterdam, London, New York, Tóquio, 443p, 1993.

HAYASHI, C.; BOSCOLO, W.R.; SOARES, C.M. Uso de diferentes graus de moagem dos ingredientes em dietas para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) na fase de crescimento. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.21, n.3, p.733-737, 1999.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; ARVIN, E.; JANSEN, J. C. **Wastewater treatment: Biological and chemical processes**. 2. ed. New York - U.S.A: Springer, 1997.

HER, J.; HUANG, J. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. **Bioresource Technology**, Taiwan, v.54, p.45-51, 1995.

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas seqüenciais e sob aeração intermitente**. 2006. 139 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

ILIES, P.; MAVINIC, D.S. The Effect of Decreased Ambient Temperature on the Biological Nitrification and Denitrification of a High Ammonia Landfill Leachate. **Water Research**, Britain, v.35, n.8, p.2065-2072, 2001.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R. Tratamentos biológicos para remoção de matéria carbonada e nitrogenada. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**, Rio Grande-RS, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, v. 12, p. 01-12, 2004.

ISOLDI, L.A.; KOETZ, P.R.; ISOLDI, L.A. Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.10, n.4, p.271-277, 2005.

JEON, C.O.; PARK, J.M. Enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor supplied with glucose as a sole carbon source. **Water Research**, Pohang, v.34, n.7, p.2160-2170, 2000.

KIELING, D.D. **Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxicas**. 2004. 106 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2004.

KIRSCHNIK, P.G. **Avaliação da estabilidade de produtos obtidos de carne mecanicamente separada de tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*)**. 2007. 91 f. Tese (Doutorado em Aqüicultura) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, Jaboticabal – SP, 2007.

KUBIZTA, F. **Tilápia: Tecnologia e planejamento na produção comercial**. 1. ed. Jundiaí: Fernando Kubitza, 2000, 289 p.

KUJAWA, K.; KLAPWIJK, B. A method to estimate denitrification potential for predenitrification systems using NUR batch test. **Water Research**, Wageningen, v. 33, n. 10, p. 2291- 2300, 1999.

LOVSHIN, L. L. Tilápia culture in Brazil. In: COSTA-PIERCE, B. A.; ROKOCY, J. E. (eds.). **Tilapia aquaculture in the America**. United States: The World Aquaculture Society, v. 2, 2000.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 3. ed. Nova York – EUA: McGraw-Hill Editions, 1991.

OLIVEIRA, A.L.; BLUNDI, C.E. Desnitrificação em sistema de reatores seqüenciais em batelada tratando esgoto sanitário sintético usando como fonte de carbono o próprio esgoto sintético. In: 22º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville – SC. **Anais...** ABES, 2003.

OLIVEIRA, M.M.; PIMENTA, M.E.S.G.; CAMARGO, A.C.S.; FIORINI, J.E.; PIMENTA, C.J. Silagem de resíduos da filetagem de tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*), com ácido fórmico – análise bromatológica, físico-química e microbiológica. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.30, n.6, p.1218-1223, 2006.

PICKBRENNER, K. **Uso de reator seqüencial em batelada (RBS) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. 2002. 194 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, London, v.39, n.6, p.61-68, 1999.

PRADO M. R.; PAWLOWSKY, U. Estudo de alternativas para o reaproveitamento de resíduos líquidos em fecularias. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre –RS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. p.01-04.

SÁNCHEZ, M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J.M. Simple Methods for the Determination of the Denitrifying Activity of Sledges. **Bioresource Technology**, v.75, p.1-6, 2000.

SARAIVA, E. **Perspectiva da utilização da cianobactéria aphanothece microscópica Nageli no tratamento de efluente da indústria de pescado**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2003.

SARAIVA, L.B.; KOETZ, P.R. Avaliação da remoção de nutrientes em efluente de parboilização de arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.8, n.3, p.259-264, 2002.

SASSIM, M.N.M.; BLUNDI, C.E.; PICANÇO, A.P. Estudo da desnitrificação em reator compartimentado para tratamento de esgoto proveniente de indústria de tintas e vernizes. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 4, 2001, João Pessoa – PE. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. p.01-06.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: UFRGS, 1985, 533p.

SEDLAK, R. **Phosphorus and nitrogen from municipal wastewater: principles and practice**. Chelsea: Lewis Publisher, 1991.

SILVA F. F; FREITAS P. S. L; BERTONHA A; REZENDE R; GONÇALVES A. C. A.; DALLACORT R. Variação da carga orgânica do efluente de fecularia de mandioca. **Acta Scientiarum: Agronomy**, Maringá - PR, v.25, n.1, p.161-165, 2003.

SOUSA, J.T.; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.3, n.1, p. 69-73, 1999.

SOUZA, J.T. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. 1996. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 1996.

SOUZA, M.L.R. Comparação de seis métodos de filetagem, em relação ao rendimento de filé e de subprodutos do processamento da Tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, n.3, p.1076-1084, 2002.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 61. p. 151-157, 1997.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projeto e operação**. Campina Grande-PB: Epgraf - Universidade Federal da Paraíba, 1999.

VILAS BOAS, E.V.B.; LIMA, L.C.O.; BRESSAN, M.C.; BARCELOS, M.F.P.; PEREIRA, R.G.F.A. **Manejo de resíduos da agroindústria**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2001, 110 p.

ZENATTI, D. C. **Avaliação da nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em reator em batelada seqüencial com biomassa imobilizada**. 2007. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel - PR, 2007.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)