

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
MESTRADO EM ENGENHARIA E CIÊNCIA DE ALIMENTOS**

**UTILIZAÇÃO DA CIANOBACTÉRIA *Aphanothece microscopica Nägeli* COMO
PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA**

**Marcio Oliveira Hornes
Engenheiro de Alimentos**

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria Isabel Queiroz

RIO GRANDE, RS

2004.

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
MESTRADO EM ENGENHARIA E CIÊNCIA DE ALIMENTOS**

**UTILIZAÇÃO DA CIANOBACTÉRIA *Aphanothece microscopica Nägeli* COMO
PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA**

**Marcio Oliveira Hornes
Engenheiro de Alimentos**

**Dissertação apresentada para a obtenção do
título de Mestre em Engenharia e Ciência de
Alimentos**

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Isabel Queiroz

RIO GRANDE, RS

2004.

**A minha avó
Laura Carvalhal Hornes
Sempre estará presente no meu coração**

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Zilmar Carvalhal Hornes e Zaida H. Oliveira Hornes, pelo apoio e carinho dado em toda a minha vida;

À minha esposa Tatiane, por estar sempre ao meu lado;

À professora Maria Isabel Queiroz, pelos ensinamentos e dedicação durante todo o trabalho;

À CAPES, pela bolsa de mestrado concedida;

À empresa Albano de Oliveira e Cia Ltda;

Aos técnicos Maria da Graça Amaral, Maria da Graça Oliveira, Mariluce Martins, Rogério Oliveira, Roque Zilio e Jaques Rizzi;

Aos funcionários Islanda Passos, Angelita Mandagará e Ubirajara Menezes, pela amizade, gentileza e prestatividade no atendimento;

Ao professor Tabajara Lucas de Almeida, pelo grande educador que é;

Aos professores Carlos Prentice-Hernández e Marta Augusto Marchezam, por terem cedido os seus equipamentos;

Aos amigos e colegas de laboratório Raquel Franceschini, Dariane Schoffen, Christiane Maio, Luciana Monks, Everson Saraiva, Leonardo Rosa, Daniel Lehn, Marlice Bonacina, Fernanda Neves, Gustavo (Anjinho), Alfaro (Garnizé), Jackson, Ademir, Adriana Bastos, Bianca Cappelletti, Camila Rosa, Rosana Goldbeck, Andréia (Paulista), Leila Zepka, Eduardo Lopes, Marcio Garcia, Marina e todos aqueles que contribuíram das formas mais variadas.

Ao colega de laboratório Felipe, pela ajuda na etapa final do projeto.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	ii
AGRADECIMENTOS	iii
SUMÁRIO	iv
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	x
NOMENCLATURA	xi
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL	1
RESUMO	2
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO	4
CAPITULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
1 Efluentes industriais	7
2 Tratamento de efluentes	9
2.1 Tratamento anaeróbio	11
2.1.1 Parâmetros operacionais	16
2.1.1.1 Razão AI/AP	16
2.1.1.2 Índice Volumétrico do Lodo	17
2.1.2 Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio	18
2.2 Tratamento aeróbio	20
3 Cianobactérias	23
3.1 <i>Aphanothece microscopica Nægeli</i>	27
4 Remoção de nutrientes	28
4.1 Remoção de fósforo	29
4.2 Remoção de nitrogênio	30
5 Razões C/N e N/P	32
6 Resistência à amônia	34
7 Cinética de crescimento	38
8 Referências bibliográficas	43

CAPÍTULO 3 – DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO	58
Desempenho de um sistema de tratamento de efluente da indústria da pesca	59
Resumo	60
Abstract	61
1 Introdução	62
2 Material e métodos	64
2.1 Avaliação do sistema de tratamento de efluente de uma indústria processadora de pescado	64
2.1.1 Parâmetros de monitoramento	64
2.1.2 Experimentos piloto	65
2.1.2.1 Ajuste dos parâmetros operacionais	65
2.2 Análise estatística	66
3 Resultados e discussão	66
3.1 Avaliação do sistema de tratamento.....	66
3.1.1 Avaliação das relações AI/AP, C/N e N/P	76
3.2 Ajustes nas condições operacionais do reator	78
4 Conclusão	82
5 Referências bibliográficas	82
Avaliação do crescimento da cianobactéria <i>Aphanothece microscopica Nágeli</i> em meio amoniacal	87
Resumo	88
Abstract	89
1 Introdução	90
2 Material e métodos	91
2.1 Microorganismo	91
2.2 Meio de cultura	92
2.3 Condições experimentais	92
2.4 Incubação	92
2.5 Análise cinética de crescimento	93
2.6 Análise estatística	94
3 Resultados e discussão	94

3.1 Crescimento da cianobactéria <i>Aphanothece microscopica Nægeli</i> sob diferentes condições de nitrogênio amoniacal	94
3.2 Resistência da cianobactéria no meio amoniacal	100
4 Conclusão	105
5 Referências bibliográficas	106

Aplicação da cianobactéria <i>Aphanothece microscopica Nægeli</i> como pós-tratamento em efluente da indústria da pesca	109
Resumo	110
Abstract	111
1 Introdução	112
2 Material e métodos	114
2.1 Microorganismo	114
2.2 Efluente	115
2.3 Condições experimentais	115
2.4 Incubação	116
2.5 Análise cinética de crescimento	116
2.6 Análise estatística	117
3 Resultados e discussão	117
3.1 Crescimento	117
3.2 Remoção de matéria orgânica	120
3.3 Remoção de nutrientes	122
4 Conclusão	128
5 Referências bibliográficas	129
CAPÍTULO 4 – CONCLUSÃO GERAL.....	134
Conclusão geral	135
CAPÍTULO 5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136
Referências bibliográficas	137
ANEXOS	155

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 3 – DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO	
Desempenho de um sistema de tratamento de efluente da indústria da pesca	
Tabela 1. Monitoramento do sistema de tratamento de efluente gerado pela indústria da pesca para os parâmetros DQO, NT-K, P-PO ₄ ⁻³ , N-NH ₃ , OGX e SSED	67
Tabela 2. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro DQO a cada etapa do processo	69
Tabela 3. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro sólidos sedimentáveis a cada etapa do processo	69
Tabela 4. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro óleos e graxas a cada etapa do processo	70
Tabela 5. Relação entre os diferentes parâmetros avaliados para a etapa de gradeamento	71
Tabela 6. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro N-TK a cada etapa do processo	72
Tabela 7. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro N-NH ₃ a cada etapa do processo	72
Tabela 8. Monitoramento do sistema de tratamento de efluente gerado pela indústria da pesca para os parâmetros pH, AVT, ALC, ST, SF, SV e SS	73
Tabela 9. Valores obtidos para eficiência global da planta de tratamento	75
Tabela 10. Comparativo das condições de descarte do efluente com os padrões de emissão segundo a legislação vigente	76
Tabela 11. Monitoramento das razões AI/AP a cada etapa do processo de tratamento de efluente	76
Tabela 12. Monitoramento das razões C/N a cada etapa do processo de tratamento de efluente	77
Tabela 13. Monitoramento das razões N/P a cada etapa do processo de	

tratamento de efluente	77
Tabela 14. Monitoramento dos parâmetros DQO, NT-K e P-PO ₄ ⁻³ em função dos ajustes propostos para o experimento 1	78
Tabela 15. Monitoramento dos parâmetros DQO, NT-K e P-PO ₄ ⁻³ em função dos ajustes propostos para o experimento 2	80
Tabela 16. Parâmetros cinéticos calculados para ambos experimentos	81
Tabela 17. Comparação entre as eficiências de remoção de matéria orgânica em função dos ajustes do Índice Volumétrico do Lodo, razão Al/AP e razão C/N	82
Avaliação do crescimento da cianobactéria <i>Aphanothece microscopica Nægeli</i> em meio amoniacal	
Tabela 1. Teste de Tukey para o crescimento a 35° e 35 mg/L NH ₄ Cl	96
Tabela 2. Teste de Tukey para o crescimento a 35° e 70 mg/L NH ₄ Cl	96
Tabela 3. Teste de Tukey para o crescimento a 35° e 140 mg/L NH ₄ Cl	97
Tabela 4. Teste de Tukey para o crescimento a 20° e 35 mg/L NH ₄ Cl	98
Tabela 5. Teste de Tukey para o crescimento a 20° e 70 mg/L NH ₄ Cl	98
Tabela 6. Teste de Tukey para o crescimento a 20° e 140 mg/L NH ₄ Cl	99
Tabela 7. Efeitos dos fatores para a variável crescimento	99
Tabela 8. Modelos de crescimento a 35, 70 e 140 mg/L NH ₄ Cl – 20°C	99
Tabela 9. Modelos de crescimento a 35, 70 e 140 mg/L NH ₄ Cl – 35°C	100
Tabela 10. Modelos de concentração de amônia a 35, 70 e 140 mg/L NH ₄ Cl e 35°C	101
Tabela 11. Teste de Tukey para o efeito da concentração de NH ₄ Cl e temperatura na variável eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal	101
Tabela 12. Modelos de concentração de amônia a 35, 70 e 140 mg/L NH ₄ Cl e 20°C	102
Tabela 13. Variáveis cinéticas obtidas para os experimentos com 35, 70 e 140 mg/L NH ₄ Cl a 20 °C	104
Tabela 14. Variáveis cinéticas obtidos para os experimentos com 35, 70 e 140 mg/L NH ₄ Cl a 35 °C	105

Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* como pós-

tratamento em efluente da indústria da pesca

Tabela 1. Velocidades específicas de crescimento máximas	119
Tabela 2. Resumo dos efeitos dos fatores para a variável velocidade específica de crescimento máxima ($\mu_{\text{máx}}$)	120
Tabela 3. Modelos de crescimento para a cianobactéria <i>Aphanothece microscopica Nægeli</i> no efluente de pescado	120
Tabela 4. Remoções máximas de DQO do efluente de pescado	121
Tabela 5. Resumo dos efeitos dos fatores para a variável eficiência de remoção de DQO	121
Tabela 6. Modelos de consumo de DQO no efluente de pescado	122
Tabela 7. Máximas eficiências de remoção para os parâmetros N-TK e N-NH ₃ do efluente de pescado	123
Tabela 8. Resumo dos efeitos dos fatores para as variáveis E-N-TK e E-NH ₃	124
Tabela 9. Variação do pH com o tempo nas diferentes condições experimentais	125
Tabela 10. Modelos de consumo de P-PO ₄ ⁻³ no efluente do processamento de pescado	127
Tabela 11. Variáveis cinéticas calculadas através do modelo de Contois	127

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 3 – DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO	
Desempenho de um sistema de tratamento de efluente da indústria da pesca	
Figura 1. Fluxograma geral do tratamento de efluentes	64
Figura 2. Relação entre DQO e Óleos e graxas	70
Figura 3. Curva de crescimento para o experimento 1	79
Figura 4. Curva de crescimento para o experimento 2	80
Avaliação do crescimento da cianobactéria <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli em meio amoniacal	
Figura 1. Curvas de crescimento em diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal a 35°C	95
Figura 2. Curvas de crescimento em diferentes concentrações de amônia a 20°C	97
Figura 3. Valores observados e preditos para o crescimento celular a 35° e 35 mg/L de NH ₄ Cl	100
Figura 4. Valores observados e preditos para o crescimento celular a 35° e 70 mg/L de NH ₄ Cl	100
Figura 5. Variação da concentração de N-NH ₃ com o tempo – 35°C	103
Figura 6. Variação da concentração de N-NH ₃ com o tempo – 20°C	103
Aplicação da cianobactéria <i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli como pós-tratamento em efluente da indústria da pesca	
Figura 1. Curvas de crescimento para culturas mantidas no meio BGN	118
Figura 2. Curvas de crescimento para culturas mantidas no meio BGN modificado	119
Figura 3. Consumo de DQO do efluente do processamento de pescado	121
Figura 4. Consumo de N-TK do efluente do processamento de pescado	123
Figura 5. Variação da remoção de N-TK em função dos fatores culturas e razão C/N	124

Figura 6. Variação da remoção de N-NH ₃ em função dos fatores culturas e razão C/N	124
Figura 7. Consumo de P-PO ₄ ⁻³ do efluente do processamento de pescado	126

NOMENCLATURA

μ : velocidade específica de crescimento
$\mu_{\text{máx}}$: velocidade específica de crescimento máxima (h^{-1})
θ : tempo de detenção celular (h)
Al/AP: razão entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial
ALC: alcalinidade (mg/L)
APHA: American Public Health Association
AVT: ácidos voláteis totais (mg/L)
BGN: Brau-Grunow Medium
CH ₄ : metano
C/N: razão entre carbono e nitrogênio
CO ₂ : gás carbônico
CO ₃ ⁻² : íon carbonato
CV: coeficiente de variação
DQO: demanda química de oxigênio (mg/L)
dS/dt: taxa de consumo de substrato
dX/dt: taxa de produção de biomassa
EG: entrada do gradeamento
ECG: entrada da caixa de gordura
ETE: entrada do tanque de equalização
ER1: entrada do primeiro reator
ER2: entrada do segundo reator
EFB: entrada do filtro de brita
SFB: saída do filtro de brita
E-N-TK: eficiência de remoção de N-TK
E-NH ₃ : eficiência de remoção de N-NH ₃
F: estatística de Snedecor
FA: concentração de amônia livre (mg/L)
H ₂ O: água
HCO ₃ ⁻ : íon bicarbonato
IVL: índice volumétrico de lodo (mL/g)
K _C : constante de saturação de Contois (h^{-1})
K _d : constante de decaimento celular (h^{-1})
K _S : constante de saturação (h^{-1})
N ₂ : nitrogênio atmosférico
NH ₃ : amônia
N-NH ₃ : nitrogênio amoniacal (mg/L)
NH ₄ ⁺ : íon amônio
N-TK: nitrogênio total Kjeldhal (mg/L)
N/P: razão entre nitrogênio e fósforo
OGX: óleos e graxas (mg/L)
p: probabilidade
pH: potencial hidrogeniônico
P-PO ₄ ⁻³ : fósforo como fosfato (mg/L)

q: taxa específica de remoção de substrato (mg S/mg biomassa.h)
q_{máx}: taxa máxima de remoção de substrato (mg S/mg biomassa.h)
r: coeficiente de correlação
S: concentração de substrato (mg/L)
STR: reator de mistura completa (Stirred tank reactor)
SF: sólidos fixos (mg/L)
SS: sólidos suspensos (mg/L)
SSED: sólidos sedimentáveis (mg/L)
ST: sólidos totais (mg/L)
SV: sólidos voláteis (mg/L)
t: tempo (h)
T: temperatura (°C)
TCA: ciclo dos ácidos tricarboxílicos
tg: tempo de geração (h)
UASB: reator de fluxo ascendente e manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)
V.E.: variância explicada
VVM: volume de ar por volume de meio
X: concentração celular (mg/L)
X₀: concentração celular no início da fase exponencial (mg/L)
X_f: concentração celular após o crescimento exponencial (mg/L)
Y_{x/s}: fator de conversão de substrato em célula (mg biomassa/mg DQO)

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

RESUMO

O setor industrial de Rio Grande caracteriza-se pelo processamento de pescado. Essa atividade gera uma significativa quantidade de efluente rico em matéria orgânica e nutrientes, os quais dificilmente seriam assimilados pelos corpos hídricos sem qualquer tipo de tratamento. Por isso, muita atenção passou a ser dada às necessidades de desenvolvimento tecnológico com vistas ao tratamento, de forma a causar o mínimo impacto sobre o ambiente e que atenda a legislação ambiental vigente. Nesse sentido, o trabalho teve por objetivo monitorar o sistema de tratamento de efluente de uma empresa processadora de pescado e avaliar a eficiência da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* como pós-tratamento da etapa anaeróbia. O tratamento experimental constou de três etapas: Em um primeiro instante realizou-se o monitoramento na entrada e saída de cada fase, que consiste de um tratamento primário, o qual abrange uma etapa de gradeamento, caixa de gordura e tanque de equalização, e um tratamento secundário, onde atuam dois reatores anaeróbios em série, seguido de um filtro de brita. Foram avaliados os seguintes parâmetros: N-TK, N-NH₃, P-PO₄⁻³, pH, DQO, alcalinidade, ácidos voláteis totais, óleos e graxas, sólidos sedimentáveis, suspensos, totais, fixos e voláteis, segundo a metodologia indicada por Standard Methods. Na segunda fase do trabalho foi avaliado o crescimento da cianobactéria em estudo na presença de amônia, onde inóculos na fase exponencial de crescimento foram utilizados em meio BGN modificado, substituindo-se NaNO₃ por NH₄Cl em concentrações equivalentes ao teor de amônia registrada no final do processo de tratamento do efluente (35, 70 e 140 mg/L N-NH₄⁺¹, respectivamente). Por último, realizaram-se experimentos onde foram ajustados a alcalinidade, índice volumétrico e razão C/N para avaliar o efeito na eficiência de remoção de matéria orgânica. O efluente do tratamento secundário foi submetido à ação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* para remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nas razões C/N 20 e 60 e utilizando inóculos desenvolvidos em meio BGN e BGN modificado. Foram utilizados neste experimento inóculos de 200 mg/L, aeração de 1 VVM, ausência de luminosidade e temperatura controlada de 30°C. O sistema de tratamento de efluentes utilizado pela indústria de processamento de pescado avaliada não é eficiente na redução dos parâmetros de controle aos níveis exigidos pela legislação vigente. Com o ajuste do índice volumétrico e a razão AI/AP em torno de 40 mL/g e 0,3, respectivamente, obteve-se ao final do experimento uma redução média de 88,15% de matéria orgânica, porém não foram verificadas remoções de nitrogênio e fósforo. Os experimentos com diferentes concentrações de amônia mostraram a tolerância da cianobactéria nas condições avaliadas. Utilizando-se a cianobactéria com inóculos gerados em meio BGN foram consideradas as melhores condições avaliadas, apresentando uma redução significativa dos parâmetros N-TK e P-PO₄⁻³ em menos de 24 horas de cultivo e atingindo neste período concentrações inferiores aos limites estabelecidos pela legislação.

Palavras-chave: efluente de pescado, remoção de nutrientes, cianobactéria, *Aphanothece microscopica Nægeli*

ABSTRACT

The industrial section of Rio Grande is characterized by the fish processing. That activity generates a meaningful amount of effluent rich in organic matter and nutritious, the ones which difficultly would be assimilated by the hydric bodies without any type of treatment. Therefore, focus has been to the needs of technological development with views to the treatment, to cause the minimum impact on the environment and that assists the effective environmental legislation. In that sense, this study aimed to monitor the system of treatment of effluent of a fish processing company and to evaluate the efficiency of the cyanobacterium *Aphanothece microscopica Nägeli* as post-treatment of the anaerobic stage. The experimental treatment consisted of three stages: In a first instant the monitoring took place in the entrance and exit of each phase, which is a primary treatment, involving railing stage, fat collector and equalization tank, and a secondary treatment, where two anaerobic reactors work in series. The following parameters were assessed: N-TK, N-NH₃, P-PO₄⁻³, pH, COD, alkalinity, total volatile acids, oils and greases, sedimental solids, total solids and volatile solids, according to the suitable methodology for Standard Methods. In the second phase of the work the growth of the cyanobacterium in study was evaluated in the presence of ammonia, where inocula in the exponential phase of growth were used in modified medium BGN, being replaced NaNO₃ by NH₄Cl in equivalent concentrations to the tenor of ammonia registered in the characterization of the effluent (35, 70 and 140 mg/L N-NH₄⁺¹, respectively). Finally, experiments were made where the alkalinity, volumetric index and C/N ratio were adjusted to evaluate the effect in the efficiency of removal of organic matter. The effluent of the secondary treatment was submitted to the action of the cyanobacterium *Aphanothece microscopica Nägeli* for removal of nitrogen, phosphorus and organic matter in the ratio C/N 20 and 60 and using inocula developed in medium BGN and modified BGN. Inocula of 200 mg/L were used in the experiment, aeration of 1 VVM, absence of brightness and controlled temperature of 30°C. The system of treatment of effluent used by the industry of fish processing evaluated is not efficient in the reduction of the control parameters to the established limits for the legislation. With the adjustment of the volumetric index and the ratio AI/AP nearly 40 mL/g and 0,3, respectively, it was obtained at the end of the experiment an average reduction of 88,15% of organic matter, although removals of nitrogen and phosphorus were not verified. The experiments with different concentrations of ammonia showed the growth the tolerance of the cyanobacterium in the conditions studied. Used the cyanobacterium with inocula generated in medium BGN presented the best conditions assessed, showing a significant reduction of the parameters N-TK and P-PO₄⁻³ in less than 24 hours of cultivation and reaching in this period lower concentrations to the established limits for the legislation.

Key Words: fish effluent, removal of nutrients, cyanobacterium, *Aphanothece microscopica Nägeli*

1 INTRODUÇÃO

O porto pesqueiro da cidade do Rio Grande, situado no extremo sul do Brasil, concentra as atividades da pesca artesanal e industrial, realizadas na região e provenientes dos ambientes estuarino, lacunar, costeiro e alto-mar. Conta com treze empresas de processamento de pescado, as quais produzem grande quantidade de resíduos que devem ser tratados. Devido a sua privilegiada localização e adequada infra-estrutura, serve também para receber as produções importadas de países vizinhos, como Uruguai, Argentina e Chile. No Rio Grande do Sul, somente no ano de 2002, foram desembarcadas cerca de 44000 toneladas de pescado (BRASIL, 2002).

Este contingente gera importante quantidade de efluente, o qual é considerado um dos principais problemas ambientais em regiões de tradição pesqueira, como a cidade de Rio Grande. Segundo LIM et al. (2003), o efluente oriundo do processamento de pescado tem sido tratado pelas plantas de tratamento industrial ou municipal com sobrecargas do sistema, ocasionando um sério problema em relação ao descarte deste tipo de efluente devido ao elevado volume em que é gerado.

O tratamento de efluente tem o objetivo de preservar o oxigênio dissolvido dos corpos receptores e, para isso, deve-se minimizar a quantidade de nutrientes descarregados, tendo uma atenção especial para as substâncias inorgânicas, as quais estimulam o crescimento vegetativo, tais como: amônio, nitratos e fosfatos, contribuindo assim para o processo de eutrofização dos corpos receptores, no qual ocorre o crescimento excessivo de algas diminuindo a quantidade de oxigênio dissolvido e provocando a morte de plantas e animais aquáticos (MARTINEZ et al., 2000; MULKERRINS et al., 2004).

No parque industrial de Rio Grande há a predominância do tratamento anaeróbio no processo biológico de remoção de matéria orgânica. Este tratamento é de eficiência comprovada na remoção de matéria orgânica, no entanto no que se refere ao nitrogênio e fósforo, este passa a ser um problema quanto à exigência dos

órgãos públicos de controle. Desta forma, trabalhos que desenvolvem um pós-tratamento visando adequar o efluente aos padrões ambientais se faz necessário.

O uso de cianobactérias tem sido sugerido há vários anos em tratamentos biológicos, demonstrando alta eficiência na redução de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, dissolvidos em despejos urbanos e industriais (GONZÁLES et al., 1997; MARTINEZ et al., 2000, NUÑEZ et al., 2001).

A *Aphanothece microscopica Nägeli* é uma cianobactéria de ocorrência natural nos corpos hídricos adjacentes à cidade do Rio Grande e sua utilização em tratamento de efluentes da parboilização de arroz vem sendo estudada pela Fundação Universidade Federal do Rio Grande, obtendo ótimos resultados na remoção de matéria orgânica e nitrogênio (QUEIROZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2002; BASTOS et al., 2002a; BASTOS et al., 2002b). No entanto, no que tange a utilização deste microorganismo no efluente de pescado, poucas são as informações até o momento disponíveis.

Em face disso, o trabalho teve por objetivo avaliar o sistema de tratamento de efluente de uma indústria de pescado e a eficiência da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* como pós-tratamento do processo anaeróbio existente.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1 Efluentes industriais

Os efluentes produzidos pelas indústrias de alimentos são caracterizados por terem alto conteúdo de matéria orgânica, constituída por compostos facilmente biodegradáveis, como carboidratos, proteínas e lipídios (GUERRERO et al., 1999, BERARDINO et al., 2000).

As concentrações em matéria orgânica e sólidos suspensos nos efluentes industriais podem apresentar uma variação significativa durante o dia. Um exemplo disto ocorre no processamento de vegetais, onde no período que corresponde a etapa de lavagem as concentrações de matéria orgânica e sólidos suspensos excedem as de outras horas de trabalho (METCALF e EDDY, 1991; LYBERATOS et al., 1997). Os efluentes gerados a partir da industrialização de frutas e hortaliças apresentam aproximadamente 75% do total de matéria orgânica solúvel (BERTOLA et al., 1999). Algumas dessas indústrias variam a produção durante o ano, tal como a matéria prima que elas processam dependem da estação do ano, e a consequência é que o efluente resultante varia significativamente durante o ano tanto em quantidade como nas características (LYBERATOS et al., 1997).

KALAVATHI et al. (2001), citam que o efluente de destilaria, proveniente principalmente do melaço utilizado como matéria-prima, possui alta carga orgânica, o que pode ser observado nos altos valores de DBO e DQO, os quais apresentam concentrações em torno de 45000 mg/L e 100000 mg/L, causando poluição nos corpos receptores.

BASHAN et al. (2002) citam que os íons fosfato e amônio são os principais contaminantes do efluente agroindustrial. QUEIROZ e KOETZ (1997), caracterizaram o efluente da parboilização do arroz em relação à concentração de N-TK, DQO, N-NH₃ e P-PO₄⁻³, obtendo valores entre 28,35-139,8 mg/L para N-TK, 1742,8-4422,9 mg/L de DQO, 11,27-34,57 mg/L de N-NH₃ e P-PO₄⁻³ entre 11,75-93,9 mg/L.

Assim como em qualquer outro processamento industrial, as operações de processamento de pescado produzem efluentes, os quais contêm matéria orgânica na

forma solúvel, coloidal e particulada. Dependendo da operação, o grau de contaminação pode ser pequeno, como nas operações de lavagem, médio no fileteamento, ou alto, na drenagem de sangue de tanques de estocagem de pescado (GONZALEZ, 1995). Segundo LIM et al. (2003), os resíduos sólidos incluem pescado inteiro, vísceras, espinhas e pedaços de carne, que são resíduos das etapas de evisceração e fileteamento, enquanto que a geração de efluentes líquidos resulta principalmente da limpeza da fábrica, lavagem da matéria-prima e lavagem do pescado eviscerado.

As fábricas de processamento de pescado geram efluentes altamente poluídos, os quais comumente são descarregados diretamente nas áreas costeiras. Isto representa um dos principais problemas ambientais detectados em regiões com tradição pesqueira (ASPÉ et al., 1997; GUERRERO et al., 1997; CONTRERAS et al., 2000; LIM et al., 2003).

AFONSO e BÓRQUEZ (2002) reportam que uma planta com capacidade de processar 100 toneladas de pescado por hora gera, em média, 1100 m³/h de efluente, o qual contém alta quantidade de matéria orgânica. Essa quantidade se distribui entre as épocas de maior captura, pois, enquanto em alguns meses a fábrica processa uma grande quantidade de matéria-prima, em outros trabalha somente com o que está estocado.

ASPÉ et al. (1997) relatam que mesmo após o tratamento primário para remover o excesso de gorduras e proteínas, o efluente do processamento de farinha de pescado contém carga orgânica entre 4-6 kg DQO/m³ e grandes concentrações de sais, com média de 1,8 Kg SO₄⁻²/m³ e 16 kg Cl⁻/m³. Além disso, é caracterizado por apresentar coloração amarelo-esverdeada, odor intenso e alta turbidez (AFONSO e BÓRQUEZ, 2002a).

O grau de poluição do efluente de uma fábrica de processamento de pescado dependerá de vários parâmetros. Os mais importantes são o tipo de operação que está sendo realizada e as espécies que estão sendo processadas (GONZALES, 1995; AFONSO e BÓRQUEZ, 2002a).

Os efluentes das indústrias de processamento de pescado são caracterizados por apresentarem um conteúdo elevado de matéria orgânica (700-3000 mg DQO/L), parte disso presente como sólidos suspensos (5-40 g sólidos voláteis suspensos/L) e fração protéica maior do que 70% da matéria orgânica (GUERRERO et al., 1997; LUCAS, 1999).

As águas doces e salinas do território brasileiro são protegidas pela legislação brasileira, portaria 36/GM de 18 de junho de 1986 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1990). No âmbito estadual a FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental, através da Lei n.º 9.077, de 1990 estabelece padrões para o efluente de qualquer fonte poluidora quanto ao pH, temperatura, materiais sedimentáveis, DQO, fósforo. É o órgão responsável pela fiscalização da emissão de efluentes industriais e domésticos, além de licenciar os empreendimentos que possam gerar algum impacto ambiental (BRASIL, 1990). Desta forma para atender as exigências legislativas, as fontes poluidoras devem dispor de sistemas de tratamento de efluentes e a forma de tratamento estará relacionada intimamente com as características dos efluentes.

2 Tratamento de efluentes

O objetivo principal do tratamento de efluente é a remoção de sólidos e compostos orgânicos dissolvidos, visando diminuir o desenvolvimento excessivo das algas e a conseqüente redução do oxigênio dissolvido. Nos anos mais recentes, ênfase considerável tem sido dada para minimizar a quantidade de nutrientes descarregados, principalmente o nitrogênio e o fósforo. Os métodos de tratamento escolhidos em cada empresa variam em função da disponibilidade de área, custo, complexidade de operação e necessidade de mão-de-obra especializada, podendo ser físicos, químicos ou biológicos (METCALF e EDDY, 1991).

O tratamento de efluentes é relacionado com a proteção ambiental e a redução dos custos de produção com a redução da geração e desperdício dos resíduos. Levando em consideração o crescente interesse sobre o impacto ambiental causado pelos efluentes lançados pelas indústrias, é provável que as exigências ambientais reguladoras levem a um aumento de despesas (SONG et al., 2000).

O pré-tratamento de efluentes implica na remoção de sólidos suspensos e o condicionamento do efluente para ser descarregado nos corpos receptores ou enviado para um tratamento secundário após a etapa de equalização (METCALF e EDDY, 1991).

A etapa de gradeamento é empregada para a remoção de materiais grosseiros e sólidos suspensos de vários tamanhos. O sistema de gradeamento pode consistir de barras paralelas, arames, grades, malhas de arames ou chapas perfuradas, e as aberturas geralmente são circulares ou retangulares (METCALF e EDDY, 1991). O espaçamento entre as barras pode variar de acordo com o seu propósito (RAMALHO, 1983; WHEATON e LAWSON, 1985; METCALF e EDDY, 1991). O sistema de gradeamento em série pode ser usado para atingir a remoção máxima dos sólidos desejados. Contudo, estima-se que a utilização de apenas uma grade remova mais de 50% dos sólidos, dependendo da abertura da mesma e da característica do efluente gerado (WHEATON e LAWSON, 1985).

Esse sistema se classifica em grades finas e grosseiras. A primeira possui abertura de 4,76 mm ou menor, normalmente feitos de malha de aço ou chapas de aço perfuradas e algumas vezes são utilizados no lugar dos tanques de sedimentação. No entanto, enquanto removem apenas 5-25% de sólidos suspensos, 40-60% é removido na etapa de sedimentação. O sistema de grades grosseiras possui abertura que varia entre 38,1-50,8 mm. São usados como esquema de proteção, evitando assim o dano de tubulações e outros equipamentos (RAMALHO, 1983).

A remoção por sedimentação é baseada na diferença de massa específica entre as partículas sólidas e o volume do líquido, o qual resulta na deposição dos sólidos suspensos no fundo do tanque (STENSTROM et al., 2002). Promove a remoção de areia, material particulado, partículas biológicas e químicas. Na maioria dos casos, o propósito primário é produzir um efluente clarificado, mas é também necessário formar um lodo com concentração de sólidos que possa ser facilmente manipulado e tratado (METCALF e EDDY, 1991).

A sedimentação é um dos processos mais comumente usados no tratamento primário devido ao fato que a maioria dos efluentes do processamento de pescado contém quantidades substanciais de materiais de fácil deposição (WHEATON e LAWSON, 1985). Efluentes do processamento de pescado contêm concentrações

variáveis de óleos e graxas, as quais dependem do tipo de processamento, das espécies processadas e do procedimento operacional. Em qualquer caso, eles deverão ser removidos, uma vez que flutuam e afetam a transferência de oxigênio para a água, podendo ainda se aglomerar nos dutos e reduzir a capacidade de escoamento ao longo do tempo (GONZALEZ, 1995; JONES et al., 2001).

Seguindo o processo e precedendo qualquer outro tipo de operação unitária tem-se o sistema de equalização. O tanque de equalização é usado para superar os problemas operacionais causados pelas variações de fluxo e para melhorar a performance do processo. Tem por finalidade amortecer as variações de escoamento de modo que uma constante ou quase constante taxa de escoamento seja alcançada (METCALF e EDDY, 1991).

O tratamento secundário ou biológico de efluentes é o mais freqüentemente utilizado, uma vez que permite o tratamento de grandes volumes transformando compostos orgânicos tóxicos ou não em CO_2 e H_2O ou CH_4 e CO_2 (FREIRE et al., 2000; SUNG e SANTHA, 2003; UZAL et al., 2003).

O tratamento biológico fundamenta-se na utilização dos compostos presentes no meio como substrato para o crescimento e a manutenção de microorganismos. Dependendo da natureza do aceptor de elétrons, os processos biológicos podem ser divididos em aeróbios ou anaeróbios. Nos aeróbios, que levam à formação de CO_2 e H_2O , o aceptor de elétrons é o oxigênio molecular. Nos anaeróbios, que degradam a CO_2 e CH_4 , o oxigênio molecular está ausente, sendo que algumas formas de carbono, enxofre e nitrogênio participam como aceptores de elétrons, como o íon nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}) e dióxido de carbono (CO_2) (FREIRE et al. 2000).

A performance do sistema de tratamento biológico pode ser melhorada pela utilização de altas concentrações de biomassa, pois a capacidade do tratamento de efluentes é proporcional à biomassa total do reator (JIANLONG e HANCHANG, 2000).

2.1 Tratamento anaeróbio

O processo de digestão anaeróbia tem sido utilizado para o tratamento de efluentes de indústrias de alimentos, como processamento de óleo de oliva, sorvetes,

pescado, entre outros (ASPÉ et al., 1997; MOSQUERA-CORRAL et al., 2001; HU et al., 2002; UZAL et al., 2003). Nos processos anaeróbios a degradação da matéria orgânica é realizada por microorganismos que se desenvolvem na ausência de oxigênio, em lagoas anaeróbias, filtros e reatores de contato anaeróbios (DIEZ et al., 1999).

O processo de digestão anaeróbia é um processo biológico natural, no qual há uma cooperação de um grupo de bactérias para formar uma fermentação estável e regular, que converte a matéria orgânica em uma mistura de dióxido de carbono e gás metano. Essa ação envolve três processos principais: hidrólise, acidogênese e metanogênese. No primeiro estágio, bactérias anaeróbias hidrolíticas degradam compostos orgânicos complexos como carboidratos poliméricos, proteínas e gorduras em compostos simples; como polissacarídeos, polifenóis, sendo estes convertidos aos seus monômeros (monossacarídeos, aminoácidos e fenóis). Diversos fatores podem afetar o grau e a taxa com que o substrato é hidrolisado, como a decomposição de material particulado, a relação superfície/volume e o microorganismo e/ou enzima envolvida, fazendo com que determinado substrato tenha uma taxa de degradação maior ou menor que outro substrato. Durante o segundo estágio, as bactérias formadoras de ácidos (acetogênicas) convertem os fenóis, monossacarídeos e aminoácidos em ácidos orgânicos, tais como acético, láctico e fórmico e álcool. Finalmente, no terceiro estágio as bactérias metanogênicas, as quais são caracterizadas por sua sensibilidade ao pH, convertem os ácidos orgânicos em biogás (uma mistura de 60-80% de metano e outros gases, principalmente dióxido de carbono). Entre os microorganismos existem interações tão estreitas que, por exemplo, a atividade dos metabolismos metanogênicos influi de forma decisiva sobre os produtos de outras etapas, inclusive sobre a hidrólise (OLIVEIRA et al., 2001; STERLING et al., 2001; UENO et al., 2001).

No metabolismo anaeróbio, as rotas produtoras de energia ou catabólicas geram ATP e coenzimas necessárias para as sínteses, além de intermediários químicos utilizados como pontos de partida para as reações de biossíntese. Os açúcares se rompem por uma das três vias, a de Embden-Meyerhof-Parnas (EMP) ou glicolítica, a de hexose monofosfato (HMP) e a Entner-Doudoroff (ED). A rota EMP converte a glicose em duas moléculas de piruvato, através da triose fosfato, e faz parte do metabolismo de plantas, fungos, leveduras e bactérias. Como os

microorganismos não produzem precursores para a síntese de aminoácidos aromáticos, ADN e ARN, aqueles que unicamente utilizam esta rota para assimilação da glicose tem de se abastecer de fatores de crescimento. A rota ED é relativamente restrita já que poucas bactérias a utilizam. Um ciclo da rota HMP dá lugar à conversão líquida de glicose em CO_2 com produção de 12 moléculas de $\text{NADPH} + \text{H}^+$. Os microorganismos podem utilizar esta rota para produzir piruvato. Um produto final significativo de todas estas rotas é o ácido pirúvico que no metabolismo aeróbio se introduz no ciclo dos ácidos tricarboxílicos ou TCA sendo assim mesmo precursor de ácidos, álcoois e outros produtos finais do metabolismo anaeróbio (WARD, 1989).

A performance geral dos digestores anaeróbios e a diversidade dos efluentes que estes podem tratar tiveram significativo aumento durante a última década, como um resultado do projeto de novos reatores, condições operacionais, uso de aditivos e da associação de microorganismos especializados. Esse processo é largamente utilizado para tratar efluente com níveis de matéria orgânica acima de 2 g/L, especialmente em casos de efluentes ricos em carboidratos. O tipo de reator mais comumente utilizado é o Reator de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo – UASB (VERSTRAETE e VANDEVIVERE, 1999; PENDER et al., 2004).

A partir da década de setenta houve um grande avanço na utilização de reatores anaeróbios. Dentre esses reatores podemos citar o reator anaeróbio de contato, de mistura completa, de fluxo ascendente e manta de lodo, reatores de leito fluidizado, reatores híbridos, filtro anaeróbio, entre outros. Uma vez escolhido o sistema para o tratamento de um efluente, a opção do reator deve ser feita de forma criteriosa, levando em consideração que maior eficiência do sistema e menor tempo de detenção hidráulica geralmente equivalem a sistemas mais sofisticados e com maior complexidade de operação (VIEIRA, 1994; JIANLONG e HANCHANG, 2000).

O reator de fluxo ascendente e manta de lodo - UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), por exemplo, tem sido instalado em várias plantas de processamento de alimentos, tais como cervejarias, processamento de pescado e enlatados, para o tratamento de efluentes a alta taxa. O princípio de funcionamento do reator UASB é baseado na formação de grânulos de fácil deposição, agitação natural causada pela produção de gás e um separador gás-sólido corretamente projetado, a fim de reter todas as bactérias ativas e concentrá-las no digestor para minimizar o tempo de

aclimatação. Enquanto que esse tipo de sistema é útil para a redução de matéria orgânica, não remove eficientemente compostos nitrogenados e fosfato. Um tratamento adicional é então necessário para prevenir a eutrofização no meio ambiente (SAWAYAMA, 2000; MOSQUERA-CORRAL et al., 2001; BEUN et al., 2002; FERREIRA et al., 2003; MAHMOUD et al., 2003).

De acordo com FOGLER (1999), dentre os diversos reatores anaeróbios utilizados nos processos industriais, destacam-se os reatores de mistura completa ou STR (Stirred tank reactor).

Os reatores de mistura completa são comumente utilizados para tratamento de efluentes industriais com características operacionais e projetos bem definidos (SUNG e LIU, 2003). São capazes de efetuar uma mistura suficiente de certos materiais que podem estar presentes no digestor que poderiam ser um problema para outros tipos de reatores, como por exemplo, resíduos com alta quantidade de gordura (HU et al., 2002).

Este tipo de reator apresenta todo o seu conteúdo agitado, mantendo-se a composição constante ao longo do reator. Assim, a mistura na saída tem a mesma composição da mistura no interior do tanque. É projetado para que não haja variações na concentração e temperatura, possuindo os mesmos valores tanto na saída do reator como em qualquer local do mesmo (FOGLER, 1999).

Os principais parâmetros de projeto de reator objetivando a remoção de carbono orgânico são o tempo de detenção celular (θ_c), concentração de biomassa, sólidos suspensos, razão de reciclo e a concentração média de oxigênio dissolvido. O tempo de detenção hidráulico (t) relaciona o volume de líquido do sistema com o volume de líquido retirado do sistema por unidade de tempo. Em um reator de mistura completa sem recirculação de sólidos, o tempo de detenção hidráulico é igual ao tempo de detenção celular (θ_c). Entretanto, em sistemas com recirculação de sólidos, a maior eficiência é devida ao fato que o tempo de detenção celular é maior que o tempo de detenção hidráulica (VON SPERLING, 1997; HUANG et al., 2001).

Os reatores de mistura completa apresentam a vantagem de diluir os contaminantes na entrada do reator. A diluição reduz as taxas de biodegradação,

porém pode ser favorável para compostos que exibem toxicidade um pouco acima do limiar de concentração. O tratamento utilizando esses reatores pode requerer somente um tanque, mas a abrasão causada pelo escoamento contínuo pode resultar em altos custos de operação e manutenção (CASSIDY et al., 2000).

Sistemas de duas fases são extremamente úteis para efluentes com altas concentrações de sólidos suspensos, uma vez que poderiam degradar ácidos voláteis no primeiro reator pelas bactérias hidrolíticas e acidogênicas e após converter em metano no segundo reator. A disposição final dos ácidos graxos voláteis gerados dependerá principalmente da natureza do substrato e das condições operacionais, especialmente o pH (GUERRERO et al., 1999; VAVILIN et al., 2001).

As principais vantagens esperadas de um tratamento anaeróbio em duas fases são: melhor controle das etapas acidogênica e metanogênica, menor dimensão dos reatores, alta eficiência de remoção dos sólidos suspensos, crescimento acentuado dos microorganismos acidogênicos sem provocar distúrbios na atividade metanogênica e uma atividade específica metanogênica maior no segundo reator. Além disso, compostos potencialmente tóxicos para os microorganismos metanogênicos que podem ser gerados na primeira etapa da digestão anaeróbia, como amônia, ácidos graxos de cadeia longa ou sulfetos, podem ser removidos em um estágio intermediário entre os reatores (GUERRERO et al., 1999).

SUNG e LIU (2003) utilizaram reatores de mistura completa a uma taxa de DQO de 4 g/L.dia, tempo de retenção igual 7 dias, temperatura constante de 55 °C e submetidos a concentrações de nitrogênio amoniacal de 0.4, 1.2, 3.05, 4.92 e 5.77 g/L. As duas últimas concentrações causaram uma queda na eficiência do reator em relação ao experimento controle, indicando a sensibilidade à amônia na digestão anaeróbia termofílica.

A escolha dos parâmetros de monitoramento deve ser feita baseada no conhecimento do processo anaeróbio. Eles devem ser suficientes para informar sobre os requerimentos de cada processo biológico e garantir que um ambiente adequado é formado e efetivamente controlado. Por fim, devem ser de fácil operacionalidade, uma vez satisfeita a exigência anterior (RAMALHO, 1983; METCALF e EDDY, 1991). A sensibilidade a altas cargas orgânicas e variações do pH e temperatura para as

bactérias metanogênicas são exemplos da importância do controle dos parâmetros físicos e químicos (MAHMOUD et al., 2003).

2.1.1 Parâmetros operacionais

2.1.1.1 Razão AI/AP

A alcalinidade é uma medida da capacidade do líquido de neutralizar os ácidos, ou seja, a capacidade de resistir às mudanças de pH. Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-) (FORESTI, 1994). O pH pode variar durante a acidogênese, fazendo com que o sistema tenda a tamponar em direção a um valor de pH entre 5-7 se nenhum controle é realizado. O valor final do pH depende das condições ambientais existentes no reator, mas principalmente da natureza do efluente (GUERRERO et al., 1999).

De acordo com CHERNICHARO (1997), entre os vários fatores envolvidos em um sistema anaeróbio, a alcalinidade e a concentração em ácidos voláteis se destacam, devido à relação entre si. A concentração de ácidos voláteis no reator aumenta consideravelmente com o aumento da carga orgânica, sendo que a alcalinidade existente no processo de digestão deve ser suficiente para neutralizar o excesso de ácidos voláteis e manter o pH na faixa ótima (SUNG e SANTHA, 2003).

A capacidade tamponante na digestão anaeróbia é normalmente devido ao bicarbonato em relação ao carbonato, pois este último é geralmente desprezível quando comparado ao bicarbonato (a razão carbonato/bicarbonato é igual a 0,001 para pH 8,2). Essa ação protege contra possível acidificação do reator resultando em um pH da mesma ordem que o valor ótimo para as bactérias metanogênicas (BORJA et al., 2003).

RIPLEY et al. (1986) relacionam a estabilidade do processo à alcalinidade e à concentração de ácidos voláteis, e desenvolveram um método de monitoramento que consiste em titular as amostras em dois estágios, calculando-se o valor da alcalinidade parcial (AP) e intermediária (AI), respectivamente. O valor de AP representa quase que a totalidade da alcalinidade de bicarbonato, enquanto o valor de AI representa basicamente a alcalinidade de ácidos voláteis.

A relação AI/AP é considerada um parâmetro extremamente útil, preciso e de fácil aplicação para indicar a ocorrência de distúrbios do processo. Valores próximos a 0,3 indicam a estabilidade operacional, sendo que valores superiores foram associados à certa instabilidade do processo de tratamento (RIPLEY et al., 1986; SUNG e SANTHA, 2003). Da mesma forma, BORJA et al. (2003), considera a razão menor que 0,3-0,4 para o processo estar operando favoravelmente e sem risco de acidificação.

2.1.1.2 Índice Volumétrico do Lodo

O Índice Volumétrico de Lodo (IVL) é definido como o volume ocupado por um grama de lodo após uma decantação de 30 minutos, utilizado para a quantificação das propriedades do lodo, particularmente sua sedimentabilidade. É um parâmetro de controle útil e relativa facilidade, possibilitando que as análises sejam conduzidas por pessoal sem prática laboratorial. No entanto, modificações têm sido propostas para a determinação deste parâmetro, tais como o Índice Volumétrico de Lodo Diluído (IVLD), o Índice Volumétrico de Lodo com Agitação (IVLA), de modo a eliminar as interferências que usualmente ocorrem no procedimento normal (JORDÃO et al., 1999; VON SPERLING, 2001; GIOKAS et al.; 2003).

O índice volumétrico é um indicador da sedimentabilidade do lodo. Valores entre 40 e 150 mL/g indicam uma boa qualidade do lodo formado garantindo assim pouco arraste de lodo no efluente. Valores acima de 200 são normalmente indicativos de um lodo de qualidade inferior (JORDÃO e PESSOA, 1995; TEMPS e PAWLOWSKY, 1996).

OLIVEIRA et al. (2001), utilizando um processo de lodo ativado no tratamento do efluente proveniente de uma indústria processadora de farinha de mandioca, obtiveram a redução acima de 90% de DQO, em 60 dias, utilizando valores de IVL entre 90 e 130 mL/g.

Segundo JORDÃO e PESSOA (1995) o índice volumétrico de lodo é dado pela equação 1:

$$IVL = \frac{V}{V_0 \cdot X_{av}} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: V = Volume ocupado pelos sólidos que sedimentam em 30 minutos em cone de Imhoff (mL)

V_0 = Volume total testado (L)

X_{av} = concentração de sólidos (g/L)

2.1.2 Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio

O baixo consumo de energia, por não existir a introdução forçada de oxigênio no meio como nos processos aeróbios; a baixa produção de lodo, estimada como inferior a 20% daquela apresentada por processos aeróbios convencionais e a possibilidade de recuperação; menor espaço requerido e a utilização do gás metano como combustível, estão entre as principais vantagens apresentadas para os reatores anaeróbios (HANSEN et al., 1998; WEN et al., 1999; VERSTRAETE e VANDEVIVERE, 1999; McHUGH et al., 2003).

Os processos anaeróbios que operam em condições termofílicas (55°C) têm se destacado devido às várias vantagens apresentadas, como a eliminação de microorganismos patogênicos, aumento da hidrólise de compostos orgânicos complexos e redução da formação de espuma. No entanto, a digestão anaeróbia operando a altas temperaturas é sensível a fatores ambientais, tais como pH, substâncias tóxicas e variações de temperatura (SUNG e LIU, 2003; SUNG e SANTHA, 2003). A digestão anaeróbia psicrófila (15-20 °C) se destaca por apresentar microorganismos tolerantes à amônia e a possibilidade dos reatores serem alimentados intermitentemente, porém, o tempo de adaptação é maior (NOHRA et al., 2003). Contudo, a maioria dos sistemas de digestão anaeróbia ainda opera a temperaturas mesofílicas (30-38 °C), ressaltando a necessidade de longos tempos de retenção no reator devido à alta fração de matéria orgânica presente (SUNG e SANTHA, 2003).

As principais desvantagens do tratamento anaeróbio em relação ao aeróbio estariam relacionadas à sensibilidade do processo a mudanças das condições

ambientais e longos tempos de partida requeridos. Como a maioria dos processos naturais de fermentação, a biodigestão anaeróbia depende muito mais de mecanismos reguladores intrínsecos que de controles externos. Esses mecanismos autorreguladores decorrem das interações entre os diversos grupos de bactérias que participam do processo com funções distintas e específicas, capazes de manter o pH e o potencial redox do sistema no sentido de otimizar a metanogênese (FORESTI, 1994; LYBERATOS et al., 1997, BORJA et al., 2003; SUNG e LIU, 2003).

A selagem do tanque de digestão é essencial, uma vez que o oxigênio elimina algumas das bactérias anaeróbias presentes e a presença de ar pode facilmente romper o processo. Após o efluente prosseguir para um desgasificador e para o sedimentador do qual é descarregado e os sólidos são reciclados. A necessidade do sistema de reciclagem é devido ao fato de que a digestão anaeróbia ocorre numa taxa muito mais lenta do que o processo aeróbio, assim, requer um maior tempo e mais biomassa para concluir a remoção de nutrientes com alta eficiência (GONZALEZ, 1995).

Os efluentes provenientes de indústrias de alimentos podem conter concentrações de proteínas e gorduras que desencadeiam problemas na digestão anaeróbia, como flotação do lodo e formação de camadas de gordura na superfície do reator, as quais não são digeridas, bem como efeitos tóxicos/inibitórios de compostos intermediários, como ácidos graxos de cadeia longa gerados durante o processo de digestão anaeróbia do efluente (HU et al., 2002; MAHMOUD et al., 2003).

A tecnologia anaeróbia é comumente considerada apropriada para o tratamento inicial de efluentes de alimentos processados, entretanto não é considerada suficiente na finalidade de alcance dos parâmetros requeridos de descarte de efluentes (MOODY e RAMAN, 2001).

A necessidade de um pós-tratamento é confirmada por BLIER et al. (1996). Estes autores verificaram que embora a redução de 80-85% de matéria orgânica, expressa como demanda bioquímica de oxigênio, foi observada após o tratamento anaeróbio, os altos níveis residuais de nutrientes inorgânicos levaram ao crescimento de algas nos corpos receptores.

2.2 Tratamento aeróbio

Este tipo de processo fundamenta-se na utilização de protozoários, fungos, algas, bactérias e cianobactérias. As suas formas mais comuns de aplicação industrial estão representadas pelas lagoas aeradas e pelos sistemas de lodos ativados (MIHALYFALVY et al., 1998; FREIRE et al. 2000; BASHAN et al., 2002).

Nas lagoas aeradas os efluentes são submetidos à ação de grupos de microorganismos, muitas vezes de composição desconhecida, durante vários dias. Neste tipo de tratamento, a toxicidade aguda proveniente de alguns compostos que podem estar presentes nos efluentes é removida com certa facilidade (FREIRE et al., 2000). De acordo com AYZAZ e AKÇA (2001), o uso desses sistemas é uma alternativa de baixo custo para o tratamento de efluentes domésticos, industriais e agrários, todavia uma desvantagem é que exige uma grande área física.

O tratamento por lodos ativados talvez seja o sistema de bioremediação mais versátil e eficiente, no qual atuam um grande número de espécies bacterianas, além de fungos, protozoários e outros microorganismos, que podem favorecer a redução de um grande número de compostos. Esse tipo de processo, desenvolvido na Inglaterra no início do século XX, vem sendo utilizado nos mais diversos tipos de efluentes, inclusive no tratamento de esgotos sanitários (FREIRE et al., 2000).

Os flocos do lodo ativado são constituídos principalmente de bactérias. Estima-se que existam mais de 300 espécies de bactérias no lodo que são responsáveis pela oxidação da matéria orgânica. Com a diminuição do nível de oxigênio no floco, que ocorre na fase de sedimentação, a atividade das bactérias aeróbias decresce. Como a região interna do floco é relativamente grande, a difusão do oxigênio é pequena, o que favorece o desenvolvimento de bactérias anaeróbias como as metanogênicas. Assim, o processo por lodo ativado pode desenvolver um tratamento mais apurado, combinando reações aeróbias e anaeróbias (FREIRE et al., 2000).

Uma importante característica do processo por lodo ativado é a recirculação de uma grande proporção de biomassa. Isto faz com que um grande número de microorganismos permaneça por um longo tempo de residência no meio, o que facilita o processo de oxidação dos compostos orgânicos, diminuindo o tempo de retenção do

efluente. Os principais inconvenientes são o alto custo de implementação e a formação de grandes quantidades de lodo (FREIRE et al., 2000; CARUCCI et al. 1999).

O princípio do processo de lodos ativados por batelada consiste na incorporação de todas as unidades de processos e operações normalmente associadas ao tratamento convencional de lodos ativados, como decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária, em um único tanque. Utilizando um tanque único, esses processos e operações passam a ser simplesmente seqüências no tempo, e não unidades separadas como ocorre nos processos convencionais de fluxo contínuo. O processo de lodos ativados com fluxo intermitente é ainda freqüentemente utilizado na modalidade de aeração prolongada, quando o tanque único passa a exercer também a função de digestão aeróbia do lodo, dispensando unidades de digestão separadas. Atuam então as fases anaeróbia, anóxica e óxica. Esse processo consiste de um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento. Isso é conseguido através do estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando dessa forma a necessidade de decantadores separados e das elevatórias de recirculação de lodo. O ciclo de tratamento é composto das seguintes etapas (VON SPERLING, 2001; KARGI e UYGUR, 2003):

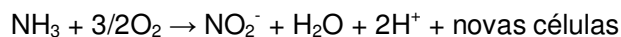
1. Enchimento, no qual consiste a entrada do afluente;
2. Aeração e mistura da massa líquida contida no reator, resultando na oxidação da matéria orgânica;
3. Sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado, produzidos durante a fase de oxidação no tanque de aeração;
4. Esvaziamento, onde ocorre a retirada do material tratado do reator;
5. Repouso, para o ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente.

Uma vez que o mesmo reator é usado para oxidação biológica e sedimentação nessas operações, o capital e os custos operacionais são reduzidos

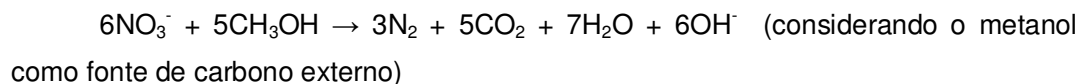
(KARGI e UYGUR, 2003). A composição da população microbiana é susceptível a um controle operacional, além de apresentar boa performance com respeito à remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de efluentes com alta concentração de matéria orgânica (OBAJA et al., 2003).

Para muitas aplicações a operação descontínua é vantajosa. Nestes reatores de batelada grânulos também podem ser formados, proporcionando um tempo de sedimentação muito curto devido à alta velocidade de sedimentação dos grânulos, além de apresentar estrutura microbiana mais rígida e maior retenção de biomassa e resistência aos efeitos inibitórios e tóxicos de alguns efluentes. O crescimento da biomassa neste caso é influenciado principalmente pela taxa de formação de substrato e concentração celular (BEUN et al., 2002; QIN et al., 2004; YANG et al., 2004).

A nitrificação-desnitrificação biológica é o processo mais comumente usado para remoção de nitrogênio de efluentes utilizando unidades de lodo ativados. A nitrificação ocorre em dois passos: primeiro a amônia é convertida em nitrito pelas bactérias oxidantes (Nitrosomonas) e, no segundo passo, as bactérias oxidantes do nitrito (Nitrobacter) convertem este em nitrato (SCHMIDT et al., 2003; RUIZ et al., 2003).



No processo de desnitrificação o nitrato é convertido a nitrito e então a óxido nitroso e óxido nítrico e finalmente a gás nitrogênio, cada etapa consumindo DQO (CAMPOS et al., 2002; RUIZ et al., 2003).



A etapa de nitrificação é altamente influenciada pela competição entre microorganismos heterotróficos e autotróficos e depende da razão C/N do efluente. A matéria orgânica é consumida na primeira fase (anóxica), resultando em uma menor

competição aparente entre os microorganismos nitrificantes e heterotróficos no próximo estágio (aeróbio) (CARRERA et al., 2003).

YANG et al. (2004) citam que devido à sensibilidade das bactérias nitrificantes aos fatores ambientais e as menores velocidades de crescimento, torna-se difícil obter e manter uma quantidade suficiente destas nas plantas de tratamento de efluentes convencionais.

A utilização de cianobactérias como tratamento aeróbio é uma alternativa viável para a remoção de matéria orgânica de efluentes, juntamente com os nutrientes presentes, tais como fósforo e nitrogênio. Várias espécies destes microorganismos têm sido estudadas para a substituição do tratamento anaeróbio ou como um pós-tratamento (LALIBERTÉ et al, 1997; QUEIROZ, 1998; TAM e WONG, 2000; QUEIROZ et al., 2002).

3 Cianobactérias

Cianobactérias ou algas azul-verdes são seres autotróficos, de forma indefinida, altamente adaptáveis para crescer no meio terrestre e aquático, realizando mais de 90% da atividade fotossintética, além de serem a fonte primária de alimentação para a vida aquática (CHOW et al., 1999; BABU et al., 2001; BRIAND et al., 2002).

Esses microorganismos têm seu nome originado a partir de um dos seus principais pigmentos, a ficocianina, que é um pigmento de cor azul. Além da ficocianina, encontram-se pigmentos como a ficoeritrina, a clorofila "a", xantofilas e β -caroteno (CAMPBELL, 1998; TING et al.; 2002).

A absorção de luz é uma função do tamanho, forma e concentração dos pigmentos. As cianobactérias utilizam a energia solar para fixar carbono e combiná-lo com outros elementos como nitrogênio e fósforo a uma taxa estequiometricamente constante (BAIRD e MIDDLETON, 2004).

As cianobactérias possuem organização celular procarionte, caracterizado pela falta de membrana celular interna envolvendo organelas, e sem um núcleo

definido, como as bactérias. Seu principal modo de nutrição é a fotossíntese, envolvendo liberação de oxigênio de forma similar às algas eucarióticas e plantas superiores (FAY, 1983; VOLTOLINA et al., 1998; XU et al., 2001). Para suprir as suas exigências de nitrogênio, utilizam principalmente compostos inorgânicos, embora uréia e fontes orgânicas como aminoácidos possam ser assimilados (FLORES e HERRERO, 1994).

Segundo BURJA et al. (2001), recentemente foram publicados dados que mostram em torno de 150 gêneros e mais de 4000 espécies de cianobactérias de água doce e salgada. Elas têm sido identificadas como um dos grupos mais promissores de microorganismos dos quais se tem isolado recentemente produtos naturais bioquimicamente ativos.

Os principais fatores que parecem determinar o crescimento das populações de cianobactérias, tanto no solo como em culturas de laboratório são: a luz, temperatura, pH, concentração de nutrientes e a presença de solutos orgânicos. O pH ótimo destes organismos está em torno de 7,0-8,5 e, por isso, é necessária a operação de neutralização de despejos ácidos quando se utiliza cianobactérias no tratamento de efluentes (GROSSMAN et al., 1994).

As necessidades nutritivas e a tolerância ao oxigênio permitem que estes microorganismos se desenvolvam nas camadas ricas de O₂ dos ambientes aquáticos, próximos à interface ar-água (FAINTUCH et al., 1992).

O projeto, construção e operação de sistemas de tratamento de efluentes utilizando cianobactérias são influenciados por diversos fatores, como a necessidade de sistemas de agitação para manter a eficiência do tratamento e a dificuldade de separar a biomassa do efluente tratado de forma eficiente e econômica em ordem de completar o processo. A mistura completa do meio contendo os microorganismos garante condições homogêneas de modo a evitar sedimentação das células e aumentar a eficiência da utilização de luz na cultura, além de prevenir a estratificação térmica e a ocorrência de gradientes de pH e nutrientes, supersaturação de oxigênio e o esgotamento do dióxido de carbono na superfície do reator e condições anaeróbias na parte inferior (CRAGGS et al., 1997; MARTÍNEZ et al., 2000).

Um dos maiores problemas na utilização de microalgas para a remoção de nutrientes é a sua recuperação do efluente tratado. As cianobactérias possuem um diâmetro pequeno ($> 20 \mu\text{m}$). Esta característica, junto com o fato que a maioria das espécies possui a densidade específica ligeiramente maior do que a água, torna a sua separação difícil e onerosa. Além disso, muitas têm uma carga elétrica fortemente negativa na superfície, o que as mantém dispersas. Uma maneira de resolver isto é o uso de microorganismos floculantes, podendo ser separados por sedimentação ou floculação, ou então a utilização de tecnologia de imobilização, na qual os microorganismos são fixados em uma matriz, o que impede o arraste da biomassa nos bioreatores e facilita a separação (LALIBERTÉ et al., 1997; CRAGGS et al., 1997; TAM e WONG, 2000; BASHAN et al., 2002).

Segundo VASCONCELOS e PEREIRA (2001), devido à alta quantidade de nutrientes, temperatura morna e intensa luminosidade, as lagoas de estabilização tem o fitoplâncton freqüentemente dominado pelas cianobactérias. Podem ainda afetar a vida terrestre e aquática, podendo causar contaminação ao ser humano; pelo contato, ingestão ou uso de água contaminada por cianotoxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias, além de odores e gostos indesejáveis que podem prejudicar significativamente a qualidade da água (CHOW et al., 1999; KUWATA e MIYAZAKI, 2000).

As hepatotoxinas de cianobactérias são moléculas cíclicas com 5 ou 7 peptídeos, de baixo peso molecular, chamadas nodularinas ou microcistinas. Animais com hepatotoxicose são levados à morte após alteração citoesquelética das células do fígado, causando hemorragia intra-hepática letal ou insuficiência hepática (MATTHIENSEN et al. 1999).

BRIAND et al. (2002), destacam a alta tolerância ao escuro e capacidade de estocagem de fósforo, permitindo o crescimento em baixos níveis de fosfato da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, que contribui para a sua proliferação.

MARTÍNEZ et al. (2000), utilizando a microalga *Scenedesmus obliquus* para remoção de nutrientes do efluente doméstico em diferentes condições de temperatura e agitação, obtiveram o valor máximo de velocidade específica de crescimento de $0,0438 \text{ h}^{-1}$, a $30 \text{ }^\circ\text{C}$ e com sistema de agitação.

LINCOLN et al. (1996), demonstraram em escala piloto que o potencial de produtividade da *Arthrospira platensis* está na ordem de 70 g/m³ por dia, indicando assim o ótimo potencial de produção de biomassa. Foi verificado também que pelo menos metade do peso seco da biomassa é proteína comestível, acentuando assim o prospecto de produção de proteína celular a partir de cianobactéria.

As cianobactérias possuem nutrientes de alto valor nutricional. Além de serem fixadoras de N₂, são também usadas para a recuperação de solos improdutivos e alcalinos, como adubo orgânico e para cultivo em solo encharcado de arroz (BABU et al. 2001).

O uso de cianobactérias tem sido demonstrado na produção de gás hidrogênio (H₂) como uma fonte de energia alternativa e aceitável para o meio-ambiente (PINTO et al., 2002).

KALAVATHI et al. (2001), avaliaram o uso da cianobactéria *Oscillatoria boryana* BDU 92181 para a descoloração da água da lavagem de melão e a possibilidade de usar o pigmento melanoidina como fonte de carbono e nitrogênio.

Além das aplicações citadas acima, o sistema de produção de cianobactérias tem mostrado uma grande versatilidade de utilização, como produção de ração animal, biofertilizantes, produtos químicos simples e complexos, assim como no tratamento de efluentes domésticos e industriais (BLIER et al., 1996; LALIBERTÉ et al., 1997; WEISSMAN et al., 1998; KREITLOW et al., 1999; MARTÍNEZ et al., 2000; BABU et al., 2001).

Entre as inúmeras espécies de cianobactérias existentes, a *Aphanothece microscopica Nægeli* tem se destacado como uma alternativa viável para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de efluentes e na produção de proteínas unicelulares (QUEIROZ et al., 2001; BASTOS et al., 2002b).

3.1 *Aphanothece microscopica Nægeli*

Essa espécie é caracterizada pela formação de colônia macroscópica amorfa, com mucilagem abundante, firme e rígida, coloração verde-azulada escura, células

adultas elípticas a cilíndricas, conteúdo celular finamente granuloso, sem aerótopos; com dimensões de 9,0-9,5 x 4,2 µm, cerca de 2,1 vezes mais compridas que largas (DE LORENZO, 1995).

A *Aphanothece microscopica Nāgeli* ocorre em altas concentrações no estuário da Lagoa dos Patos, com florações constantes durante todo o ano, e tem sido largamente estudada quanto a sua utilização no tratamento do efluente da parboilização do arroz e na produção de proteínas unicelulares (QUEIROZ et al. 2001; QUEIROZ et al., 2002).

QUEIROZ et al. (2002), realizaram estudos sobre a cinética de crescimento no efluente da parboilização do arroz, registrando um baixo tempo de geração (2,89 h) da *Aphanothece* desenvolvida no efluente em comparação ao meio padrão BGN (23,36 h), o qual utiliza nitrato como fonte de nitrogênio.

QUEIROZ et al. (2001), utilizaram a *Aphanothece microscopica Nāgeli* na remoção de nitrogênio e matéria orgânica do efluente da indústria de parboilização do arroz, obtendo máximos de remoção em 24 horas de cultivo.

Embora a luminosidade seja um fator limitante no metabolismo das cianobactérias, foi avaliado o cultivo da *Aphanothece microscopica Nāgeli* no efluente da parboilização do arroz sob diferentes condições luminosas, constatando altas remoções de nitrogênio e matéria orgânica na ausência de luz (PADILHA et al., 2000).

BASTOS et al. (2002b), obtiveram máxima remoção de nitrogênio (90,36%) utilizando inóculo de 300 mg/L a 25 °C, sendo o teor médio de proteína na biomassa nas condições experimentais de 36,67%.

BASTOS et al. (2002a) determinaram teores de 32,33% de proteína na biomassa da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nāgeli* cultivada no efluente da parboilização do arroz, qualificando o microorganismo como fonte de proteína.

4 Remoção de nutrientes

A aplicação de cianobactérias na remoção de nitrogênio e fósforo em efluentes domésticos e industriais tem sido largamente estudada (CRAGGS et al., 1997; MARTÍNEZ et al., 2000; NUÑEZ et al., 2001).

Vários parâmetros podem afetar a remoção biológica de nutrientes, tanto em relação à composição do efluente, como pH e concentração de matéria orgânica, como parâmetros operacionais, tais como temperatura e concentração de oxigênio dissolvido. A dependência das constantes de reação biológica em relação à temperatura é um fator muito importante quando são estimadas as eficiências máximas dos processos de tratamento biológico. A temperatura não somente influencia as atividades metabólicas das populações microbianas, como também exerce um efeito profundo em fatores como taxas de transferência gás-líquido e nas características de sedimentação dos sólidos biológicos. Temperaturas abaixo da faixa ótima têm um maior efeito significativo na velocidade de crescimento do que temperaturas acima da faixa ótima. Tem sido observada a duplicação das velocidades de crescimento a cada 10 °C de aumento na temperatura, aproximadamente, até que a temperatura ótima seja alcançada (MULKERRINS et al. 2004).

O consumo de nutrientes pelas cianobactérias pode ser limitado pelo transporte através de uma camada limite difusiva, pela velocidade de absorção na superfície da célula ou pela combinação de ambos os modos (BAIRD e MIDDLETON, 2004).

Devido ao uso da energia solar pelas microalgas para suprir o oxigênio requerido para a degradação aeróbia e reciclagem dos nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização em biomassa potencialmente útil, elas oferecem uma alternativa econômica em relação às formas convencionais de tratamento secundário de efluentes (CRAGGS et al., 1997).

Efluentes provenientes de esgotos municipais e de indústrias de alimentos possuem quantidades substanciais de nitrogênio e fósforo dissolvidos, os quais podem ser convertidos para o protoplasma de algas, na presença de CO₂ e luz visível (LINCOLN et al., 1996).

QUEIROZ et al. (2001), utilizaram a cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* na remoção de nitrogênio e matéria orgânica do efluente da indústria de

parboilização de arroz na ausência de luz, encontrando uma remoção de 90,37% para nitrogênio em 15 horas para inóculo de 300 mg/L a 25°C.

4.1 Remoção de fósforo

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento, uma vez que participa na transferência da energia intracelular, síntese dos ácidos nucléicos e reações especiais associadas com a divisão celular (SANCHO et al., 1999).

A remoção de fósforo pode ser realizada biologicamente ou quimicamente. A remoção química é alcançada através do uso de produtos como sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), sais de íon férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), sais de íon ferroso (FeCl_2 , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ou óxido de cálcio (CaO). Após adicionar os compostos químicos e misturá-los, os compostos fosforosos são removidos por sedimentação ou floculação (FYTIANOS et al., 1998; REALI et al., 2001).

A remoção biológica de fósforo de efluentes é baseada na atividade de organismos acumuladores de fósforo (PAOs – Phosphorus Accumulating Organisms), os quais são caracterizados por dois diferentes metabolismos: Inicialmente a fase anaeróbia, onde ocorre a acumulação de substratos de carbono facilmente biodegradáveis e a hidrólise do polifosfato intracelular o qual é liberado no meio na forma de ortofosfato; e a fase aeróbia, na qual há o acúmulo de fosfato na forma de polifosfato intracelular usando substratos de carbono facilmente biodegradáveis (carbono intracelular acumulado na fase anaeróbia se não há carbono disponível na fase líquida) como uma fonte de energia. Na fase aeróbia, PAOs consomem mais fosfato do que foi liberado na fase anaeróbia, resultando em um consumo líquido de fósforo (MINO et al., 1998; CARRERA et al., 2001; DUEÑAS et al., 2003).

MARTÍNEZ et al. (2000) observaram na fase inicial do tratamento de efluente doméstico utilizando a microalga *Scenedesmus obliquus* uma redução da concentração de fósforo, a qual não foi atribuída somente ao consumo pela alga, já que a concentração celular neste período foi similar a do momento da inoculação, mas possivelmente devido à adsorção tanto na superfície das células como na superfície do reator. Essa adsorção pode contribuir significativamente em alguns casos na

remoção de fósforo do meio e depende principalmente da concentração e da área da superfície disponível.

DUEÑAS et al. (2003) verificaram que apenas 20% de fósforo solúvel, composto principalmente de fosfato, foi removido pela ação da biomassa de um sistema de tratamento anaeróbio de duas plantas de tratamento de efluentes municipais.

A maioria dos estudos sobre a remoção biológica de fósforo é realizada com efluentes contendo baixa concentração de fosfato, com poucas tentativas para aplicar sistemas biológicos a afluentes contendo concentrações superiores a 20 mg/L. Tem sido proposto que concentrações baixas de fosfato podem suprimir o desenvolvimento de microorganismos acumuladores de fósforo levando ao estabelecimento de microorganismos acumuladores de glicogênio, sendo aqueles predominando nos reatores de batelada em concentrações ricas em fósforo (MULKERRINS et al., 2004).

LALIBERTÉ et al. (1997) constataram a completa remoção de fósforo e nitrogênio no efluente doméstico pela cianobactéria *Phormidium bohneri*, após 50 e 75 h de crescimento, respectivamente. Por outro lado GONZÁLEZ et al. (1997) verificaram uma menor eficiência de remoção de fósforo (55%), após 216 h do efluente agroindustrial pelas microalgas *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus dimorphus*.

4.2 Remoção de nitrogênio

O nitrogênio compreende em torno de 10% do peso seco celular na cianobactéria. É o elemento principal requerido para a síntese de aminoácidos primários e secundários, proteínas, ácidos nucleicos, coenzimas, clorofila e outros pigmentos fotossintéticos, tais como ficobilinas (SAHA et al., 2003).

A amônia é a forma de nitrogênio incorporada nas cadeias de carbono por organismos fotossintéticos em um processo conhecido como assimilação de amônio. Este composto é a mais reduzida forma inorgânica de nitrogênio disponível para assimilação, sendo que normalmente as outras formas de nitrogênio encontradas na natureza estão na forma oxidada, principalmente como nitrato, nitrito ou gás nitrogênio (N₂). Além do que alguns ecossistemas podem conter outras formas de nitrogênio

como uréia. Em geral, todas essas formas de nitrogênio requerem a redução a amônio, em um processo que necessita de energia. Por essa razão a maioria dos organismos fotossintéticos prefere amônia como fonte de nitrogênio. Na ausência desta, os organismos utilizam diferentes estratégias para efetuar a assimilação de nitrogênio, por diferentes sistemas regulatórios que garantem a fonte deste componente a partir de fontes alternativas (MURO-PASTOR e FLORENCIO, 2003).

A maioria das cianobactérias pode usar nitrato, nitrito ou íons amônio como fontes de nitrogênio, e algumas espécies têm a capacidade também de fixar nitrogênio gasoso ou utilizar uréia. Com exceção do gás nitrogênio, as cianobactérias possuem sistemas de transporte específicos para as diferentes formas de nitrogênio, mas a maioria deles pode também entrar na célula por difusão, dependendo de sua concentração ou do pH do meio de cultura. Nitrito e nitrato são reduzidos por nitrito e nitrato redutases, respectivamente, sendo que ambas enzimas usam ferredoxina como doador de elétrons (MURO-PASTOR e FLORENCIO, 2003). Ureia é convertida a amônio pela urease; e o gás nitrogênio é reduzido a amônio pelo complexo nitrogenase. Outras formas de nitrogênio como alguns aminoácidos requerem sistemas de transporte específicos e uma metabolização adicional para produzir amônio (HERRERO et al., 2001).

O íon amônio, assimilado diretamente do meio ou resultante da metabolização de outras fontes de nitrogênio, é incorporado nas cadeias de carbono principalmente através da operação seqüencial de duas enzimas, glutamina sintetase (GS – glutamine synthetase) e glutamato sintase (GOGAT – glutamate synthase) em um caminho comumente conhecido como ciclo GS-GOGAT. A reação catalisada pela enzima glutamina sintetase envolve a amidação com dependência de ATP de glutamato a glutamina. A enzima glutamato sintase então catalisa a transferência redutora do grupo amido da glutamina para 2-oxoglutarato para produzir duas moléculas de glutamato, em uma etapa redutora que envolve dois elétrons. Nos organismos aeróbios fotossintéticos dois tipos de GOGATs foram encontrados; um tipo que usa ferredoxina e outro NADH como doadores de elétrons. Um terceiro tipo de GOGAT que usa NADPH para redução é presente em outros grupos de bactérias (REYES e FLORENCIO, 1995; TEMPLE et al., 1998).

A cadeia carbonada requerida para a assimilação do íon amônio provem do 2-oxoglutarato, o qual é sintetizado pela isocitrato dehidrogenase (IDH), uma enzima

do ciclo do ácido tricarboxílico. Uma vez que as cianobactérias têm o ciclo do ácido tricarboxílico incompleto elas necessitam do complexo enzimático 2-oxoglutarato desidrogenase, e a enzima produzida na reação IDH entra diretamente no ciclo GS-GOGAT. Este fato conecta a reação IDH com o metabolismo fotossintético do nitrogênio e limita o seu papel na produção de energia. A posição central no metabolismo torna o ciclo GS-GOGAT susceptível a regulação por diferentes condições ambientais, especialmente a disponibilidade de carbono e nitrogênio. O íon amônio pode também ser incorporado pela enzima glutamato desidrogenase (GDH), e inclusive ocorre em algumas cianobactérias, mas a significância desta rota é muito limitada (MURO-PASTOR e FLORENCIO, 2003).

CRAGGS et al. (1997) utilizaram culturas de *Phaeodactylum tricornutum* e *Oscillatoria sp* no efluente doméstico durante quatro meses de cultura, demonstrando 100% de remoção constante de amônio e ortofosfato.

5 Razões C/N e N/P

As células biológicas requerem vários nutrientes para os processos metabólicos, tais como carbono, oxigênio, hidrogênio, nitrogênio, enxofre e fósforo. Os nutrientes ditos primários são o nitrogênio, fósforo e carbono. Os requerimentos dos elementos traços das células bacterianas podem ser determinados a partir da composição das células. Contudo, como o excesso desses nutrientes pode ser adsorvido pela parede celular, as concentrações de cinzas da biomassa podem exceder a quantidade requerida (JEFFERSON et al., 2001).

De acordo com GROSSMAN et al. (1994), luz, pH, temperatura, agitação e nutrientes são os fatores de maior importância para o desenvolvimento de cianobactérias. Em relação aos nutrientes, as razões C/N e N/P têm grande influência no crescimento destes microorganismos (LALIBERTÉ et al., 1997). A manutenção destas razões na faixa ótima de crescimento está relacionada intimamente com a ação das enzimas glutamina sintetase e glutamato sintetase na assimilação do nitrogênio (MURO-PASTOR e FLORENCIO, 2003).

O nitrogênio é o nutriente inorgânico requerido em maiores concentrações para o crescimento dos microorganismos. A amônia e a porção de nitrogênio orgânico liberado durante a degradação são as suas principais fontes. Segundo VIÑAS (1998),

os valores de nitrogênio e fósforo recomendados em processos anaeróbios variam com a concentração de DQO do efluente, sendo que a relação C/N deve ser de 57:1 a 143:1.

De acordo com PEARSON (1990), a relação ótima entre os nutrientes nitrogenados e fosforados é de 10 a 16 N para cada P, a qual origina condições favoráveis para o desenvolvimento de florações de cianobactérias. Por outro lado, SYLVESTRE et al. (1996) realizaram estudos que demonstram que em pequenos bioreatores, amônia e fósforo foram eficientemente removidos pela cianobactéria *Phormidium bohneri* de um efluente doméstico contendo 8-17 mg N-TK/L utilizando uma taxa em N/P de 6:1.

As razões C/N e N/P foram calculadas para o efluente da parboilização do arroz. A razão C/N, obtida a partir dos valores médios de DQO e N-TK foi de 31,87, sendo superior aos valores requeridos por microorganismos em geral (C/N = 20). A razão N/P, calculada a partir dos valores médios de N-TK e P-PO₄⁻³ foi de 1,96 (QUEIROZ et al., 2002).

ZEHR et al. (2000) ressaltam que dos diferentes tipos de estresses nutricionais, a limitação de nitrogênio está em primeiro lugar, pois é o elemento essencial principal requerido e a disponibilidade deste elemento é o fator chave na regulamentação da produtividade das cianobactérias. O nitrogênio compreende em torno de 10% do peso celular seco na cianobactéria (SAHA et al., 2003).

MOSQUERA-CORRAL et al. (2001) citam que a natureza da fonte de carbono e a relação C/N são importantes parâmetros na utilização de microorganismos, tendo como exemplo a digestão anaeróbia, que em condições adequadas de razão C/N evitam a inibição da metanogênese. GONZÁLEZ et al. (1998), ajustando as razões alcalinidade/DQO e C/N para 1,06 e 55,5, respectivamente, obtiveram a formação de grânulos de lodo de 3,1 mm de diâmetro médio em noventa dias, utilizando um reator anaeróbio UASB em escala piloto.

ITOKAWA et al. (2001) verificaram altas taxas de emissão de óxido nitroso (N₂O) devido a denitrificação endógena com acumulação NO₂⁻ no final da fase

anóxica. A diminuição da capacidade de redução do NO_3^- a NO_2^- pelos denitrificadores ocorreu em baixa razão C/N (inferior a 3,5).

A determinação da concentração de matéria orgânica (DQO) é essencial na remoção biológica de nutrientes como o fósforo, sendo que a utilização de taxas excessivas de DQO pode diminuir drasticamente a eficiência da remoção deste componente (MULKERRINS et al., 2004).

Diferentes substratos podem ser utilizados para a remoção de nutrientes. Vários estudos foram realizados com diversos compostos orgânicos, tais como acetato, glicose, lactato e propionato, concluindo-se que estas fontes alternativas de carbono são susceptíveis a assimilação biológica (CARUCCI et al., 1999; KARGI e UYGUR, 2003; MULKERRINS et al., 2004).

Entre as várias formas de nitrogênio que estão presentes no efluente e que compõe as razões C/N e N/P, a concentração de nitrogênio amoniacal se destaca devido a sua influência nos processos biológicos do tratamento de efluentes. Nesse contexto, a disponibilidade de amônia no meio associada a fatores físicos e químicos, como por exemplo temperatura e concentração de substâncias inibidoras, poderá afetar o desenvolvimento dos microorganismos utilizados na redução de matéria orgânica e nutrientes.

6 Resistência à amônia

A geração de efluentes com alta concentração de amônia é um sério problema ambiental, pois a amônia livre diluída na água é um dos piores contaminantes da vida aquática (CARRERA et al., 2003).

A inibição pela amônia tem sido sugerida ser diretamente relacionada com a concentração da forma não dissociada (NH_3), portanto sendo mais importante em níveis altos de pH. Esta forma é considerada mais tóxica do que a ionizada devido à capacidade de penetração através da membrana celular (GUERRERO et al., 1997; SUNG e LIU, 2003).

Uma vez que a amônia livre possui alta permeabilidade através da membrana celular, algumas hipóteses têm sido propostas para interpretar os efeitos da amônia

livre na cultura microbiana, como que a amônia livre pode modificar o pH intracelular e aumentar os requerimentos de energia para a manutenção celular, ou inibir as reações enzimáticas. Salienta-se que os mecanismos pelos quais a amônia livre pode influenciar as propriedades físico-químicas e biológicas da superfície celular não foram completamente esclarecidos ainda (YANG et al., 2004).

A concentração de amônia livre depende principalmente de três parâmetros: concentração de nitrogênio amoniacal, temperatura e pH. Além do fato de que o aumento da temperatura provoca o aumento da concentração de amônia livre, destaca-se ainda que os valores extremos de pH tornam os microorganismos mais sensíveis à ação da amônia (GUERRERO et al., 1997; SUNG e LIU, 2003).

Na fase aquosa, o equilíbrio existe entre íon amônio ($\text{NH}_4^+_{(aq)}$), amônia livre ($\text{NH}_3_{(aq)}$) em solução, amônia ($\text{NH}_3_{(g)}$) na fase gasosa, íon hidrogênio (H^+) e íon hidroxila (OH^-). O valor do pH não mede somente a concentração do íon hidrogênio e do íon hidroxila, mas também determina a composição de nitrogênio amoniacal total. Enquanto que a amônia livre e hidrogênio são os componentes majoritários nos valores baixos de pH, amônio e íons hidroxila predominam em pH altos (SUNG e LIU, 2003).

A concentração de amônia livre pode ser estimada a partir da seguinte equação:

$$\frac{FA}{N-NH_3} = \left(1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-\left(0,09018 + \frac{2729,92}{T(K)}\right)}} \right)^{-1} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: FA = concentração de amônia livre

N-NH₃ = concentração de nitrogênio amoniacal

T(K) = temperatura em Kelvin

YANG et al. (2004) utilizou a expressão proposta que descreve o equilíbrio entre o íon amônio e a amônia livre na fase aquosa ($\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$), conforme descrito na equação 3.

$$FA = \frac{NH_4^+ \times 10^{pH}}{\exp[6334/(273 + T)] + 10^{pH}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde: FA = concentração de amônia livre (mg/L)

NH_4^+ = concentração do íon amônio

T = temperatura em °C

O efeito conjunto da ação da amônia com outros íons, como cloretos e sulfatos, contribui com a inibição do crescimento dos microorganismos e a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, pois estes íons podem causar plasmólise e perda da atividade celular. A aplicação de microrganismos tolerantes ao sal para os processos biológicos de tratamento de efluentes é um meio de melhorar a eficiência deste em tais condições (GUERRERO et al., 1997; KARGI e DINÇER, 1998; PANSWAD e ANAN, 1999; CAMPOS et al., 2002; DAN et al., 2003; INCHAROENSAKDI e KARNCHANATAT, 2003).

CAMPOS et al. (2002), verificaram a ineficiência do sistema de tratamento de efluente em um reator de lodo ativado quando a concentração de sal foi maior que 525 nM devido a inibição conjunta da amônia e sal. Porém, mesmo com alta salinidade, o sistema operou de forma eficiente com uma carga de amônia entre 1 e 4 g/L.dia de nitrogênio amoniacal.

A adaptação das culturas é um fator muito importante, uma vez que culturas não adaptadas tendem a apresentar um decréscimo no seu crescimento ou até mesmo serem completamente inibidas. Bactérias adaptadas à amônia mostraram crescimento com uma concentração de amônia livre acima de 700 mg/L, enquanto que em concentrações muito menores (100-150 mg/L) provocaram a inibição de culturas não adaptadas (HANSEN et al., 1998; SUNG e LIU, 2003).

A concentração na qual a toxicidade da amônia se torna efetiva varia largamente com a espécie de microalga e as condições de cultura (TAM e WONG, 1996).

Tanto o tratamento aeróbio como anaeróbio de efluentes pode ser prejudicado em função da presença de amônia no meio. GUERRERO et al. (1997) constataram a diminuição da atividade metanogênica devido à presença de altas concentrações de amônia como resultado da degradação protéica durante o tratamento anaeróbio. Já no processo de nitrificação a amônia livre pode inibir as atividades de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, assim como outras espécies microbianas (HANSEN et al., 1998; VILLAVARDE et al., 2000; YANG et al., 2004).

GONZÁLEZ et al. (1997), estudaram a eficiência de remoção de amônia em efluentes agroindustriais por meio das microalgas *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus dimorphus* em dois tipos de reatores (cilíndricos e triangulares), obtendo-se remoções acima de 90% para ambos reatores.

LI e ZHAO (1999) investigaram a inibição da atividade microbiana pela amônia, utilizando efluente sintético em escala piloto, verificando-se a diminuição da remoção de matéria orgânica (em função da DQO), de 95,1 para 79,1%, quando a concentração de nitrogênio amoniacal aumentou de 50 mg/L para 800 mg/L, respectivamente.

HANSEN et al. (1998), verificaram na digestão anaeróbia dos resíduos de suíno o decréscimo da taxa de crescimento específico aparente com o aumento da concentração de amônia, sendo que acima de 1,1 g N-NH₃/L provocou a inibição do crescimento microbiano.

GUERRERO (1999), estudando o efluente proveniente de uma planta de farinha de pescado em dois reatores anaeróbios, um operando a 37 °C (mesofílica) e outro à 55 °C (termofílica), verificou que a maior parte da proteína foi convertida em ácidos voláteis totais e amônia, mesmo operando com diferentes tempos de retenção hidráulica (6 a 48 h). O conteúdo total de amônia nos reatores alcançou níveis extremamente altos em ambos os casos (15-17 g NH₃/L).

De acordo com GONZÁLEZ et al. (1997), a remoção de amônia e o aumento em nitratos na cultura de cianobactérias no efluente não podem ser atribuídos exclusivamente à conversão de nitrogênio. Outros mecanismos não-biológicos são capazes de eliminar a amônia, tais como aeração (juntamente com agitação), absorção e sedimentação.

7 Cinética de crescimento

O entendimento dos princípios básicos que controlam o crescimento dos microorganismos é essencial para um efetivo controle do tratamento biológico do efluente. O padrão de crescimento baseado no número de células possui quatro fases distintas (FAY, 1983; METCALF e EDDY, 1991).

A fase lag ocorre após inocular o microorganismo de interesse no meio de cultura, e como representa o tempo requerido para o mesmo se ajustar ao novo meio, é desejável que essa fase seja minimizada durante o processo.

Logo após a fase de adaptação está a fase logarítmica ou exponencial, na qual as células se dividem em uma taxa determinada pelo tempo de geração e da disponibilidade de consumo do substrato.

Na fase estacionária o número de células não mais aumenta como no crescimento exponencial. A escassez de nutrientes, o acúmulo de compostos tóxicos, a taxa de suprimento de CO_2 e O_2 e a redução da luminosidade por auto-sombreamento são alguns dos fatores que fazem cessar o crescimento exponencial.

Por último ocorre a fase senescente, na qual a taxa de morte celular excede a produção de novas células. Um dos principais fatores que levam a isto é o decréscimo nas reservas de energia das células, sendo que o tempo que a cultura consegue se manter em fase estacionária antes de morrer varia de acordo com o organismo e as condições do meio. Em alguns casos, a fase senescente é o inverso da fase log.

Como o planejamento de equipamentos requer o conhecimento da cinética dos processos, um estudo dos estágios biológicos pode ser conduzido de acordo com modelos cinéticos, com o objetivo de fornecer as constantes cinéticas úteis para o

projeto dos biorreatores onde as diferentes etapas do processo irão ocorrer nas plantas de tratamento de efluentes (BELTRAN-HEREDIA et al., 2000).

Para o ponto de vista industrial, a fase de maior interesse no ciclo de crescimento de um cultivo em batelada é a fase exponencial, na qual a população de microrganismos esta perfeitamente ajustada ao ambiente. Durante este período, a taxa de produção de biomassa pode ser descrita por uma equação cinética de primeira ordem (METCALF e EDDY, 1991; BELTRAN-HEREDIA et al., 2000):

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} X \quad \text{Equação 4}$$

Onde: μ_{\max} = velocidade específica de crescimento máxima (h^{-1})

X = concentração celular no intervalo de tempo dt (mg/L)

Integrando-se a equação 4, obtém-se:

$$X = X_0 e^{\mu_{\max} (\Delta t)} \quad \text{Equação 5}$$

Onde: X_f = concentração celular após o crescimento exponencial (mg/L)

X_0 = concentração celular no início da fase exponencial (mg/L)

Δt = intervalo de tempo do crescimento exponencial (h)

Ou então, aplicando o logaritmo e isolando:

$$\mu_{\max} = \frac{\ln \frac{x}{x_0}}{\Delta t} \quad \text{Equação 6}$$

Simultaneamente à produção de células, o substrato é consumido e a taxa de consumo de substrato é proporcional à massa de células presente, de acordo com a equação 7:

$$-\frac{dS}{dt} = q X \quad \text{Equação 7}$$

Onde: q = taxa de remoção de substrato específica (mg S/mg biomassa.h)

As bactérias se multiplicam por fissão binária, na qual a célula original forma dois novos organismos, duplicando a população. O tempo requerido para cada fissão é denominado tempo de geração (tg), é específico para cada microorganismo e pode variar de vários dias para menos de 20 minutos. Na fase exponencial de crescimento, o tempo de geração é determinado pela equação 8 (METCALF e EDDY, 1991; VON SPERLING, 1997).

$$tg = \frac{\ln 2}{\mu_{\max}} \quad \text{Equação 8}$$

Onde: tg = tempo de geração (h)

O fator de conversão substrato-microorganismo é definido como a relação entre a massa de microrganismos produzida e a massa de substrato consumida para tal produção e é obtido através da equação 9.

$$Y_{X/S} = -\frac{\Delta X}{\Delta S} \quad \text{Equação 9}$$

Onde: $Y_{X/S}$ = fator de conversão substrato em microorganismo (mg biomassa/mg DQO)

Existem várias expressões que relacionam as taxas específicas (μ e q) com a concentração de substrato. Entre os modelos utilizados para descrever a performance dos sistemas biológicos estão incluídos os de Contois e Monod (HU et al., 2002; BELTRAN-HEREDIA et al., 2000).

O modelo de Contois (CONTOIS, 1959 citado por BELTRAN-HEREDIA et al., 2000), representado pelas equações 10 e 11, provêm excelentes ajustes para os resultados experimentais (BELTRAN-HEREDIA et al., 2000), e relaciona a variável

velocidade específica de crescimento (μ) ou a taxa de remoção de substrato específica (q), com a concentração do substrato (S).

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_C X + S} \quad \text{Equação 10}$$

$$q = q_{\max} \frac{S}{K_C X + S} \quad \text{Equação 11}$$

Onde: q_{\max} = taxa máxima de remoção de substrato (mg S/mg biomassa.h)

K_C = constante de saturação de Contois

Para a obtenção dos parâmetros cinéticos, a equação 11 pode ser linearizada de acordo com a equação abaixo:

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{q_{\max}} + \frac{K_C \cdot X}{q_{\max} \cdot S} \quad \text{Equação 12}$$

No que se refere ao modelo de Monod este tem sido largamente utilizado na literatura para descrever a cinética de crescimento microbiano, e mostra a relação entre a velocidade específica de crescimento, μ , e a concentração de substrato limitante, S , como descrito na equação 13 (HU et al., 2002). O gráfico de $1/q \times X/S$ será uma linha reta, na qual a declividade irá fornecer o valor de K_C/q_{\max} e a intersecção $1/q_{\max}$.

$$\mu = \frac{\mu_{\max} \cdot S}{K_S + S} \quad \text{Equação 13}$$

Onde: K_S = constante de saturação

As constantes μ_{\max} e K_S se referem à velocidade específica de crescimento máxima e a constante de saturação, respectivamente, e são parâmetros intrínsecos

para um dado sistema microbiano. A constante K_s equivale à concentração de substrato correspondente a metade da velocidade específica de crescimento máxima.

Relacionando os modelos de Monod e Contois, obtém-se a seguinte relação:

$$K_s = K_c \cdot X \quad \text{Equação 14}$$

Uma extensão da equação de Monod pode ser utilizada para obter o efeito da ação da amônia na etapa metanogênica de um digestor anaeróbio a um valor de pH específico (SUNG e LIU, 2003).

$$R' = R_m \left(1 - \frac{I}{I^*} \right)^n \left[\frac{S}{S + K_s (1 - (I/I^*))^m} \right] \quad \text{Equação 15}$$

Onde: R' = atividade metanogênica específica determinada a partir de testes em batelada a uma concentração do inibidor "I" (mL CH₄/g sólidos suspensos voláteis.dia)

R_m = atividade metanogênica específica máxima (sem inibição) a um pH específico (mL CH₄/g sólidos suspensos voláteis.dia)

S = concentração do substrato (g/L – expresso como DQO)

K_s = constante de saturação (g/L – expresso como DQO)

I = concentração do inibidor (g/L – Nitrogênio amoniacal total)

I^* = concentração de amônia na qual a reação não pode continuar (g/L – Nitrogênio amoniacal)

n, m = parâmetros cinéticos

8 Referências bibliográficas

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 142, p. 29-45, 2002.

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Nanofiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 151, p. 131-138, 2002a.

ASPÉ, E.; MARTÍ, M. C.; ROECKEL, M. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. **Water Research**. v. 31, n. 9, p. 2147-2160, 1997.

AYAZ, S. Ç; AKÇA, J. Treatment of wastewater by natural systems. **Environment International**. v. 26, p. 189-195, 2001.

BABU, G. S.; HANS, R. K.; SINGH, J.; et al.. Effect of lindane on the growth and metabolic activities of cyanobacteria. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 48, p. 219-221, 2001.

BAIRD, M. E.; MIDDLETON, J. H. On relating physical limits to the carbon: nitrogen ratio of unicellular algae and benthic plants. **Journal of Marine Systems**. Article in Press – Corrected Proof – Available online, 2004.

BASHAN, L. E.; MORENO, M.; HERNANDEZ, J-P.; BASHAN, Y. Removal of ammonium and phosphorus ions from synthetic wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* coimmobilized in alginate beads with the microalgae growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*. **Water Research**. v. 36, p. 2941-2948, 2002.

BASTOS, R. G. et al. Remoção de matéria orgânica do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscopica Nægeli*. In: BASTOS, R. G. **Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* no tratamento de efluentes e na produção de proteína unicelular**. Rio Grande, 2002a. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BASTOS, R. G. et al. Bioconversão de nitrogênio do efluente da parboilização do arroz pro cianobactérias, visando a produção de proteína unicelular. In: BASTOS, R. G. **Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no tratamento de efluentes e na produção de proteína unicelular.** Rio Grande, 2002b. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BELTRAN-HEREDIA, J.; TORREGROSA, J.; DOMINGUEZ, J. R.; et al. Aerobic biological treatment of black table olive washing wastewaters: effect of an ozonation stage. **Process Biochemistry.** v. 35, p. 1183-1190, 2000.

BERARDINO, S. Di; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology.** v. 71, p. 261-266, 2000.

BERTOLA, N.; PALLADINO, L.; BEVOLACQUA, A.; et al. Optimisation of the design parameters in an activated sludge system for the wastewater treatment of a potato processing plant. **Journal of Food Engineering.** v. 40, p. 27-33, 1999.

BEUN, J. J.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. **Water Research.** v. 36, p. 702-712, 2002.

BLIER, R.; LALIBERTÉ, G.; NOÛE, J. de la. Production of the cyanobacterium *Phormidium bohneri* in parallel with epuration of a dairy anaerobic effluent. **Process Biochemistry.** v. 31, n. 6, p. 587-593, 1996.

BORJA, R.; RINCÓN, B.; RAPOSO, F.; DOMÍNGUEZ, J. R.; MILLÁN, F; MARTÍN, A. Mesophilic anaerobic digestion in a fluidised-bed reactor of wastewater from the production of protein isolates from chickpea flour. **Process Biochemistry.** Article in Press – Corrected Proof – Available online, 2003.

BRASIL. **CEPERG/RS - Centro de Pesquisa do Rio Grande/RS.** Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Desembarque de pescados no Rio Grande do Sul. 2002.

BRASIL. Lei Federal n.º 9.077, Portaria n.º 05/89, Norma Técnica n.º 01/89 da Secretaria da Saúde e Meio Ambiente, 4 de junho de 1990.

BRIAND, J. F.; ROBILLOT, C.; QUIBLIER-LLOBÉRAS, C.; HUMBERT, J. F.; COUTÉ, A.; BERNARD, C. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research**. v. 36, p. 3183-3192, 2002.

BURJA, A. M.; BANAIGS, B.; ABOU-MANSOUR, E.; et al. Marine cyanobacteria – a prolific source of natural products. **Tetrahedron**. v. 57, p. 9347-9377, 2001.

CAMPBELL, D.; HURRY, V.; CLARKE, A. K.; GUSTAFSSON, P.; ÖQUIST, G. Chlorophyll fluorescence analysis of cyanobacterial photosynthesis and acclimation. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**. p. 667-680, 1998.

CAMPOS, J. L.; et al. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. **Water Research**. v. 36, p. 2555-2560, 2002.

CARRERA, J.; SARRA, M; LAFUENTE. F.J. VICENT, T. Effect of different operational parameters in the enhanced biological phosphorus removal process: experimental design and results. **Environmental Technology**. v. 22, p. 1439-1446, 2001.

CARRERA, J.; BAEZA, J. A.; VICENT, T.; LAFUENTE, J. Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. **Water Research**. v. 37, p. 4211-4221, 2003.

CARUCCI, A.; LINDREA, K.; MAJONE, M. Different mechanisms for the anaerobic storage of organic substrates and their effect on enhanced biological phosphate removal (EBPR). **Water Science and Technology**. v. 39, p. 21-28, 1999.

CASSIDY, D. P.; EFENDIEV, S.; WHITE, D. M. A comparison of CSTR and SBR bioslurry reactor performance. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4333-4342, 2000.

CHERNICHARO, C. A. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 1997, 246 p.

CHOW, C. W. K.; DRIKAS, M.; HOUSE, J.; et al. The impact of conventional water treatment process on cells of the cyanobacterium *microcystis aeruginosa*. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3253-3262, 1999.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Portaria n.º 36/GM, Resolução n.º 20, 18 de junho de 1986. Classificação dos corpos d'água. Diário Oficial da União. Brasília, 23 de janeiro de 1990.

CONTRERAS, E. M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N. E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4455-4463, 2000.

CRAGGS, R. J.; McAULEY, P. J.; SMITH, V. J. Wastewater nutrient removal by marine microalgae grown on a corrugated raceway. **Water Research**. v. 31, n. 7, p. 1701-1707, 1997.

DAN, N. P.; VISVANATHA, C.; BASU, B. Comparative evaluation of yeast and bacterial treatment of high salinity wastewater based on biokinetic coefficients. **Bioresource Technology**. v. 87, p. 51-56, 2003.

DE LORENZO, M. **Relação de nutrientes e de fatores ambientais na ocorrência da cianobactéria *Aphanothece sp.* ao redor da cidade de Rio Grande**. Rio Grande, 1995. Monografia (Projeto de Graduação em Oceanografia). Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

DIEZ, V.; GARCIA, P. A.; POLANCO, F. F. Evaluation of methanogenic kinetics in an anaerobic fluidized bed reactor (AFBR). **Process Biochemistry**. v. 34, p. 213-219, 1999.

DUEÑAS, J. F.; ALONSO, J. R.; REY, À. F.; et al. Characterisation of phosphorous forms in wastewater treatment plants. **Journal of Hazardous Materials**. v. 97, p. 193-205, 2003.

FAINTUCH, L.; SATOS, B.; AQUARONI, E. Emprego de algumas fontes de nitrogenados na obtenção de biomassa de *Oscillatoria limnética*. **Revista de Microbiologia**. v. 23, n. 1, p. 32-36, 1992.

FAY, P. **The blue-greens (Cyanophyta-Cyanobacteria)**. First published in Great Britain. p. 01-88, 1983.

FERREIRA, F. L. A.; LUCAS, J.; AMARAL, L. A. Partial characterization of the polluting load of swine wastewater treated with an integrated biodigestion system. **Bioresource Technology**. v. 90, p. 101-108, 2003.

FLORES, E.; HERRERO, A. Assimilatory nitrogen metabolism and its regulation. In: BRYANT, D. A. **The molecular biology of cyanobacteria**. Kluwer Academic Publishers. p. 409-435, 1994.

FOGLER, H. S. **Elements of chemical reaction engineering**. 3. ed. Prentice Hall, 1999.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: **III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales"**. Montevideo: Universidade de La Republica, p. 97-110, 1994.

FREIRE, R. S.; PLEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**. v. 23, p. 504-511, 2000.

FYTIANOS, K.; VOUDRIAS, E.; RAIKOS, N. Modelling of phosphorous removal from aqueous and wastewater samples using ferric iron. **Environment Polluted**. v. 101, p. 123-130, 1998.

GIOKAS, D. L.; DAIGGER, G. T.; VON SPERLING, M.; et al. Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index using a unified settling characteristics database. **Water Research**. v. 37, p. 3821-3836, 2003.

GONZALEZ, J. F. **Wastewater treatment in the fishery industry**. Rome: Fisheries Technical Paper, n. 355, 1995. 52 p.

GONZÁLEZ, J. S.; RIVERA, A.; BORJA, R.; et al. Influence of organic volumetric loading rate, nutrient balance and alkalinity:COD ratio on the anaerobic sludge granulation of an UASB reactor treating sugar cane molasses. **International Biodeterioration Biodegradation**. v. 41, p. 127-131, 1998.

GONZÁLEZ, L. E.; CAÑIZARES, R. O.; BAENA, S. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. **Bioresource Technology**. v. 60, p. 259-262, 1997.

GROSSMAN, A. R.; SHAEFE, M. R.; CHIANG, G. G.; et al. The responses of cyanobacteria to environmental conditions: light and nutrients. In: BRYANT, D. A. **The molecular biology of cyanobacteria**. Kluwer Academic Publishers. p. 641-668, 1994.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; et al.. Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic filter under extreme ammonia concentrations. **Bioresource Technology**. v. 61, p. 69-78, 1997.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; et al.. Anaerobic hidrolisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3281-3290, 1999.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I. AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Research**. v. 32, n. 1, p. 5-12, 1998.

HERRERO, A.; MURO-PASTOR, A. M.; FLORES, E. Nitrogen control in cyanobacteria. **Journal of Bacteriology**. v. 183, p. 411-425, 2001.

HU, W. C.; THAYANITHY, K.; FORSTER, C. F. A kinetic study of the anaerobic digestion of ice-cream wastewater. **Process Biochemistry**. v. 37, p. 965-971, 2002.

HUANG, X.; GUI, P.; QIAN, Y. Effect of sludge retention time on microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor. **Process Biochemistry**. v. 36, p. 1001-1006, 2001.

INCHAROENSAKDI, A; KARNCHANATAT, A. Salt stress enhances choline uptake in the halotolerant cyanobacterium *Aphanothece halophytica*. **Biochimica et Biophysica Acta**. v. 1621, p. 102-109, 2003.

ITOKAWA, H.; HANAKI, K.; MATSUO, T. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ration condition. **Water Research**. v. 35, n. 3, p. 657-664, 2001.

JEFFERSON, B.; BURGESS, J. E.; PICHON, A.; et al. Nutrient addition to enhance biological treatment of greywater. **Water Research**. v. 35, n. 11, p. 2702-2710, 2001.

JIANLONG, W.; HANCHANG, S.; YI, Q. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. **Process Biochemistry**. v. 36, p. 297-303, 2000.

JONES, A.; DENNISON, W.; PRESTON, N. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. **Aquaculture**. v. 193, p. 155-178, 2001.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3 ed. ABES, 1995.

JORDÃO, E. P.; SANTOS, V.; CONCEIÇÃO, J.; et al. **Determinação do índice volumétrico do lodo numa concentração padrão**. 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Rio de Janeiro, 1999.

KALAVATHI, D. F.; UMA, L.; SUBRAMANIAN, G. Degradation and metabolization of the pigment – melanoidin in distillery effluent by the marine cyanobacterium *Oscillatoria boryana* BDU 92181. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 29, p. 246-251, 2001.

KARGI, F.; DINÇER, A. R. Saline wastewater treatment by halophile-supplemented activated sludge culture in an aerated rotating biodisc contactor. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 22, p. 427-433, 1998.

KARGI, F.; UYGUR, A. Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**. v. 89, p. 89-93, 2003.

KREITLOW, S.; MUNDT, S.; LINDEQUIST, U. Cyanobacteria – a potential source of new biologically active substances. **Journal of Biotechnology**. v. 70, p. 61-63, 1999.

KUWATA, A.; MIYAZAKI, T. Effects of ammonium supply rates on competition between *Microcystis novacekii* (Cyanobacteria) and *Scenedesmus quadricauda* (Chlorophyta): simulation study. **Ecological Modelling**. v. 135, p. 81-87, 2000.

LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J.; SYLVESTRE, S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. **Bioresource Technology**. v. 59, p. 227-233, 1997.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. **Environment International**. v. 25, n. 8. p. 961-968, 1999.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**. v. 37, p. 2228-2232, 2003.

LINCOLN, E. P.; WILKIE, A. C.; FRENCH, B. T. Cyanobacterial process for renovating dairy wastewater. **Biomass and Bioenergy**. v. 10, n. 1, p. 63-68, 1996.

LUCAS, A. P. C. **Tratamento anaeróbio de efluentes da indústria de pescado em reator UASB**. Rio Grande, 1999. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

LYBERATOS, G.; GAVALA, H. N.; STAMATELATOU, A. An integrated approach for management of agricultural industries wastewaters. **Nonlinear Analysis, Theory, Methods & Applications**. v. 30, n. 4, p. 2341-2351, 1997

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. **Bioresource Technology**. v. 90, p. 1-9, 2003.

MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F. EI.; MUÑOZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 73, p. 263-272, 2000.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 59, p. 361-376, 1999.

McHUGH, S.; CARTON, M.; MAHONY, T.; O'FLAHERTY, V. Methanogenic population structure in a variety of anaerobic bioreactors. **FEMS Microbiology Letters**. v. 219, p. 297-304, 2003.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, disposal, reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 920p, 1991.

MIHALYFALVY, E.; JOHNSTON, H. T.; GARRETT, M. K.; FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J. Improved mixing of high rate algal ponds. **Water Research**. v. 32, n. 4, p. 1334-1337, 1998.

MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. **Water Research**. v. 32, p. 3193-3207, 1998.

MOODY, L. B.; RAMAN, D. R. A dual-reactor anaerobic system for complete treatment of a food processing waste. **Agricultural Engineering**. v. 21, p. 293-298, 2001.

MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ, M.; CAMPOS, J. L.; et al. Simultaneous methanogenesis and denitrification of pretreated effluents from a fish canning industry. **Water Research**. v. 35, n. 2, p. 411-418, 2001.

MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**. v. 91, p. 207-214, 2004.

MURO-PASTOR, M. I.; FLORENCIO, F. J. Regulation of ammonium assimilation in cyanobacteria. **Plant Physiology and Biochemistry**. v. 41, p. 595-603, 2003.

NOHRA, J. A.; BARRINGTON, S.; FRIGON, J. C.; GUIOT, S. R. In storage psychrophilic anaerobic digestion of swine slurry. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 38, p. 23-37, 2003.

NUÑEZ, V. J.; VONTOLINA, D; NIEVES, M.; PIÑA, P.; MEDINA, A.; GUERRERO, M. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 78, p. 161-164, 2001.

OBAJA, D.; MACÉ, S.; COSTA, J. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**. v. 87, p. 103-111, 2003.

OLIVEIRA, M.; REIS, E.; NOZAKI, J. Biological treatment of wastewater from the cassava meal industry. **Environmental Research**. s. A85, p. 177-183, 2001.

PADILHA, M. E. S.; BASTOS, R. G.; BENERI, R. L. **Avaliação do cultivo da *Aphanothece microscopica Nágeli* no efluente da parboilização do arroz sob diferentes condições de luminosidade**. Rio Grande, 2000. 87f. Monografia (Projeto de Graduação em Engenharia de Alimentos). Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

PANSWAD, T.; ANAN, C. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anox/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds. **Water Research**. v. 33, n. 5, p. 1165-1172, 1999.

PEARSON, M. J. **Toxic blue-green algae: Report of the National Rivers Authority Water Quality**. Series n. 2, United Kingdom, 1990.

PENDER, S.; TOOMEY, M.; CARTON, M.; EARDLY, D.; PATCHING, J. W.; COLLERAN, E.; O'FLAHERTY, V. Long-term effects of operating temperature and sulphate addition on the methanogenic community structure of anaerobic hybrid reactors. **Water Research**. v. 38, p. 619-630, 2004.

PINTO, F. A. L.; TROSHINA, O.; LINDBLAD, P. A brief look at three decades of research on cyanobacterial evolution. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 27, p. 1209-1215, 2002.

QIN, L.; TAY, Joo-Hwa; LIU, Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Process Biochemistry**. v. 39, p. 579-584, 2004.

QUEIROZ, M. I. **Remoção do nitrogênio em efluente da indústria de parboilização do arroz e conversão em biomassa por *Aphanothece microscopica Nægeli***. Pelotas, 1998. 165f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal de Pelotas.

QUEIROZ, M. I.; BASTOS, R. G.; BENERI, R. L.; ALMEIDA, R. G. Evaluación del crecimiento de la *Aphanothece microscopica Nægeli* en las aguas residuales de la parbolización del arroz. **Revista Información Tecnológica**. La Serena. v. 13, n. 1, p. 61-66, 2002.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R. Caracterização do efluente da parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**. v. 3, n. 3, p. 139-143, 1997.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R.; TREPTOW, R. O. The Nageli microscopical *Aphanothece* potential in the production of the single-cell protein from the remaining water. In: CHAMES, S. W.; CÁNOVAS-BARBOSA, G. V.; AGUILERA, J. M. (Ed.) **Proceedings of the Eighth International Congress on Engineering and Food (ICEF 8)**. Pennsylvania, USA, 2027-2031, 2001.

RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment processes**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 580p, 1983.

REALI, A. P. M. PENETRA, R. G. CARVALHO, M. E. Flotation technique with coagulant and polymer application applied to the post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating sewage. **Water Science Technology**. v. 44, p. 205-212, 2001.

REYES, J. C.; FLORENCIO, F. J. A novel mechanism of glutamine synthetase inactivation by ammonium in the cyanobacterium *Synechocystis sp.* PCC 6803. Involvement of an inactivating protein. **FEBS Letters**. v. 367, p. 45-48, 1995.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alcalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. **Water Research**. v. 37, p. 1371-1377, 2003.

SAHA, S. K.; UMA, L.; SUBRAMANIAN, G. Nitrogen stress induced changes in the marine cyanobacterium *Oscillatoria willei* BDU 130511. **FEMS Microbiology Ecology**. v. 45, p. 263-272, 2003.

SANCHO, M. E. M.; CASTILLO, J. M. J.; EL YOUSFI, F. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. **Process Biochemistry**. v. 34, p. 811-818, 1999.

SAWAYAMA, S.; HANADA, S.; KAMAGATA, Y. Isolation and characterization of phototrophic bacteria growing in lighted upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v. 89, n. 4, p. 396-399, 2000.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**. v. 27, p. 481-492, 2003.

SONG, Z.; WILLIAMS, C. J.; EDYVEAN, R. G. J. Sedimentation of tannery wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 7, p. 2171-2176, 2000.

STENSTROM, M.; MA, J.; KHAN, S.; et al. **Implication of oil and grease measurement in stormwater management systems**. StormCon – The North American Surface Water Quality Conference & Exposition. 2002.

STERLING JR., M. C.; LACEY, R. E.; ENGLER, C. R.; et al. Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. **Bioresource Technology**. v. 77, p. 9-18, 2001.

SUNG, S.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**. v. 53, p. 43-52, 2003.

SUNG, S.; SANTHA, H. Performance of temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) system treating dairy cattle wastes. **Water Research**. v. 37, p. 1628-1636, 2003.

SYLVESTRE, S.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J. Performance d'un photobioréacteur utilisant la cyanobactérie *Phormidium bohneri* pour l'enlèvement de l'azote et du phosphore. **Environment Technology**. v. 17, n. 7, p. 697-706, 1996.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media. **Bioresource Technology**. v. 57, p. 45-50, 1996.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of immobilized microalgal bead concentrations on wastewater nutrient removal. **Environmental Pollution**. v. 107, p. 145-151, 2000.

TEMPS, C.; PAWLOWSKY, U. **Lodo ativado seqüencial para tratamento de despejos de indústrias de refrigerantes**. 17^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Rio de Janeiro, 1996.

TEMPLE, S. J.; VANCE, C. P.; GANTT, J. S. Glutamate synthase and nitrogen assimilation. **Trends in Plant Science**. v. 3, p. 51-56, 1998.

TING, C. S.; ROCAP, G.; KING, J.; CHISHOLM, S. W. Cyanobacterial photosynthesis in the oceans: the origins and significance of divergent light-harvesting strategies. **Trends in Microbiology**. v. 10, n. 3, p. 134-142, 2002.

UENO, Y; HARUTA, S; ISHII, M; IGARASHI, Y. Changes in product formation and bacterial community by dilution rate on carbohydrate fermentation by methanogenic microflora in continuous flow stirred tank reactor. **Apply Microbiology Biotechnology**. v. 57. p. 65-73, 2001.

UZAL, N.; GÖKÇAY, C. F.; DEMIRER, G. N. Sequential (anaerobic/aerobic) biological treatment of malt whisky wastewater. **Process Biochemistry**. v. 39, p. 279-286, 2003.

VASCONCELOS, V. M.; PEREIRA, E. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant. **Water Research**. v. 35, p. 1354-1357, 2001.

VAVILIN, V. A.; RYTOV, S. V.; LOKSHINA, L. YA. Simplified hydrolysis models for the optimal design of two-stage anaerobic digestion. **Water Research**. v. 35, n. 17, p. 4247-4251, 2001.

VERSTRAETE, W.; VANDEVIVERE, P. New and broader applications of anaerobic digestion. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 29, p. 151-173, 1999.

VIEIRA, S. Experiência e perspectivas do tratamento anaeróbico de esgotos sanitários no Brasil. In: **III Taller y Seminario Latino americano "Tratamiento Anaeróbico de Aguas Residuales"**. Montevideo: Universidade de La Republica, 1994. p. 293-301.

VILLAVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F; GARCIA, P. A.. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters: start-up influence. **Water Research**. v. 34, p. 602-610, 2000.

VIÑAS, M. Design of anaerobic reactors. In: Taller y Seminario Latinoamericano. Tratamiento de aguas residuales. Viña del Mar. **Proceedings**. 1998. p. 1-14.

VOLTOLINA, D.; CORDERO, B.; NIEVES, M.; SOTO, L. P. Growth of *Snedesmus sp.* in artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 68, p. 265-268, 1998.

VON SPERLING, Marcos. Lagoas de estabilização. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 3. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: 1997.

VON SPERLING, Marcos. Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria de fluxo de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 6, n. 3 e 4, 2001.

WARD, O. P. **Biotecnología de la fermentacion. Principios, procesos y productos**. v. 1. Zaragoza: Editorial Acribia S. A., 1989. p. 31-35.

WEISSMAN, J. C.; RADWAY, J. C.; WILDE, E. W.; BENEMANN, J. R. Growth and production of thermophilic cyanobacteria in a simulated thermal mitigation process. **Bioresource Technology**. v. 65, p. 87-95, 1998.

WEN, C.; HUANG, X.; QIAN, Y. Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration. **Process Biochemistry**. v. 35, p. 335-340, 1999.

WHEATON, F. W.; LAWSON, T. B. **Processing aquatic food products**. New York: John Willy & Sons, 1985.

XU, W.; TANG, H.; WANG, Y.; CHITNIS, P. Proteins of the cyanobacterial photosystem I. **Biochimica et Biophysica Acta**. v. 1507, p. 32-40, 2001.

YANG, SHU-FANG; TAY, JOO-HWA, LIU, Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules. **Biochemical Engineering Journal**. v. 17, p. 41-48, 2004.

ZEHR, J. P.; CARPENTER, E. J.; VILLAREAL, T. A. New perspectives on nitrogen-fixing microorganisms in tropical and subtropical oceans. **Trends in Microbiology**. v. 8, p. 68-73, 2000.

CAPÍTULO 3 – DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO

DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE
EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA

DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA

Marcio O. Hornes, Adriana F. Bastos, Bianca M. Cappelletti,
Camila M. da Rosa, Maria I. Queiroz
Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Rua Engenheiro Alfredo Huch, 475 – CEP 96201-900 - Rio Grande/RS
mohornes@yahoo.com.br, mariaisabel.queiroz@mailcity.com.br

RESUMO

O aumento da pressão pública e governamental para o controle de poluição faz com que exista maior preocupação com os problemas decorrentes da geração de resíduos industriais. A indústria pesqueira se destaca quanto ao volume de efluentes gerados rico em matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo, fazendo-se necessário um monitoramento constante da qualidade do efluente que é lançado no corpo receptor. Em face disso o trabalho teve como objetivo monitorar as diferentes etapas do processo de tratamento de efluente de uma indústria, assim como propor ajustes nos parâmetros operacionais de um reator anaeróbio de mistura completa que compõe o sistema de tratamento de efluente de uma indústria processadora de pescado, a partir de experimentos pilotos. Foram efetuadas dez amostragens no ano de 2003 com uma frequência média mensal. Realizou-se o monitoramento na entrada e saída de cada fase do processo para os parâmetros N-TK, N-NH₃, P-PO₄⁻³, pH, DQO, alcalinidade, ácidos voláteis totais, óleos e graxas, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, sólidos totais, fixos e voláteis. O tratamento primário se mostrou eficaz quanto à redução de sólidos sedimentáveis e óleos e graxas. O tratamento secundário implantado na indústria demonstrou baixa eficiência quanto à remoção da carga orgânica. Os ajustes operacionais do reator piloto (razões AI/AP, C/N e Índice Volumétrico do Lodo(IVL)) resultaram em eficiências de remoção de matéria orgânica como DQO de 91,9% no primeiro experimento e 84,4% no segundo, valores estes superiores ao registrado no reator instalado na indústria. Contudo, o efluente descartado não se adequou aos limites de emissão estabelecidos pela legislação vigente, fazendo-se necessário o uso de um pós-tratamento.

Palavras-chave: efluente, pescado, razões AI/AP, C/N e Índice Volumétrico do Lodo

PERFORMANCE OF A SYSTEM OF EFFLUENT TREATMENT OF FISH INDUSTRY

ABSTRACT

The increase of the public and government pressure for the pollution control enables a great concern about the current problems of the generation of industrial residues. The fishing industry stands out with relationship to the effluents volume generated rich in organic and nutritious matter as nitrogen and phosphorus, being necessary a constant monitoring of the quality of the effluent that is thrown in the receiving body. In face of that, this study aimed to monitor the different stages of the process of treatment of effluent of an industry, as well as proposing adjustments in the operational parameters of an anaerobic reactor of full mixture that composes the system of treatment of effluent of an industry of fish processing, starting from pilot experiments. Ten samplings were made in the year of 2003 with a monthly medium frequency. The monitoring took place in the entrance and exit of each phase of the process for the parameters N-TK, N-NH₃, P-PO₄⁻³, pH, COD, alkalinity, total volatile acids, oils and greases, sedimental solids, suspended solids suspended, total solids, fixed and volatile. The primary treatment was shown effective with relationship to the reduction of sedimental solids and oils and greases. The secondary treatment implanted in the industry demonstrated low efficiency with relationship to the removal of the organic load. The operational adjustments of the pilot reactor (ratio AI/AP, C/N and volumetric index (IVL)) resulted in efficiencies of removal of organic matter as COD of first 91,9% experiment and 84,4% in the second, these values were superior to the registered in the reactor installed in the industry. However, the discarded effluent did not adapt to the established emission limits for the effective legislation, being necessary the use of a post-treatment.

Key Words: effluents, fish, ratio AI/AP, C/N and volumetric index

1 INTRODUÇÃO

O processamento de pescado envolve significativo volume de efluente, o qual dificilmente seria assimilado completamente pelos corpos hídricos sem qualquer tipo de tratamento. A geração de efluente se distribui entre as épocas de maior captura, pois, enquanto em alguns meses a fábrica processa uma grande quantidade de matéria-prima, em outros opera com grande escassez (URRUTIA et al., 1999; AFONSO e BÓRQUEZ, 2002).

Assim como em qualquer indústria de alimentos, as operações de processamento de pescado produzem efluentes que contêm matéria orgânica na forma solúvel, coloidal e particulada. Dependendo da operação, o grau de contaminação pode ser pequeno, médio ou alto (GONZALEZ, 1995). Contudo, independente da condição de poluição, se faz necessário tratar o efluente gerado.

O tratamento de efluente tem o objetivo de proteger o oxigênio dissolvido dos corpos receptores, e isto deve ser realizado com a remoção de sólidos e compostos orgânicos dissolvidos. Nos anos mais recentes, ênfase considerável tem sido dada para minimizar a quantidade de nutrientes descarregados, principalmente o nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (SARAIVA, 2000; SONG et al., 2000).

O processo de digestão anaeróbia é largamente utilizado no tratamento secundário de efluentes de indústrias de alimentos. Nesse sistema o conteúdo orgânico presente é reduzido a níveis aceitáveis com simultânea produção de energia (BERARDINO et al., 2000; FDZ-POLANCO et al., 2001; UZAL et al., 2003).

Dentre os vários fatores que restringem a aplicabilidade de tecnologias anaeróbias para tratamento de efluentes estão a temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes e a concentração de inibidores (URRUTIA et al., 1999; MOSQUERA-CORRAL et al.; 2001; SUNG e LIU, 2003; MULKERRINS et al., 2004).

A estabilidade e conseqüente eficiência de operação dos reatores anaeróbios são dependentes do crescimento e manutenção do lodo (McHUGH et al., 2003). Uma vez que o reator esteja operando, a manutenção do lodo através de propriedades de sedimentação dentro de uma faixa apropriada se torna um aspecto essencial da

operação da planta. Esta tarefa é facilitada quando um índice conveniente está disponível para medir a sedimentabilidade do lodo. Um parâmetro proposto é o Índice Volumétrico do Lodo (LEE et al., 1983; JORDÃO et al., 1999; GIOKAS et al.; 2003).

Um outro parâmetro a ser considerado em ambientes anaeróbios onde a biomassa esteja adaptada a determinadas condições é o pH. Oscilações bruscas de pH podem incorrer em redução da atividade microbiana até que haja nova adaptação. A instabilidade do processo resulta no acréscimo da concentração de ácidos voláteis, o que implicaria na redução do pH. A alcalinidade presente deve ser suficiente para a neutralização dos ácidos voláteis (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

RIPPLEY et al. (1986) relacionam a atividade do processo à alcalinidade e à concentração de ácidos voláteis. Estes autores desenvolveram uma técnica de monitoramento com base na titulação da amostra a diferentes valores de pH, calculando o valor da alcalinidade parcial (AP) e intermediária (AI). O valor AP representa quase que a totalidade em alcalinidade a bicarbonato e AI em ácidos voláteis. Desta forma a razão AI/AP é um parâmetro utilizado para indicar distúrbios do processo de digestão, uma vez que o acúmulo de ácidos orgânicos reduz o pH e inibe a ação dos microorganismos responsáveis pela depuração do efluente (FORESTI, 1994).

No que se refere à quantidade de nutrientes requerida para o crescimento da massa microbiana, há uma razão ótima entre carbono e nitrogênio (C/N), a qual deve ser obedecida, uma vez que concentrações inferiores ao ótimo podem ser limitantes ao crescimento e concentrações superiores podem causar efeitos inibitórios. A inibição ocorre devido à dificuldade das enzimas em atuar no substrato de interesse e algumas vezes atinge caráter tóxico (PELCZAR et al., 1991).

Nesse sentido o trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho do sistema de tratamento de efluente de uma empresa processadora de pescado, assim como o efeito do ajuste das razões AI/AP, C/N e Índice Volumétrico do Lodo no aumento da eficiência do sistema.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Avaliação do sistema de tratamento de efluente de uma indústria processadora de pescado

O sistema de tratamento de efluentes de uma indústria processadora de pescado situado na cidade de Rio Grande, RS, foi monitorado com frequência média mensal no ano de 2003 totalizando dez amostras. As amostras foram coletadas no início e no fim de cada etapa do processo, que consistia de um gradeamento, caixa de gordura, tanque de equalização, dois reatores anaeróbios em série e um filtro de brita (figura 1). Os reatores anaeróbios eram compostos por um reator de mistura completa e um reator de estratificação, este último utilizado como complementação do tratamento anaeróbio.

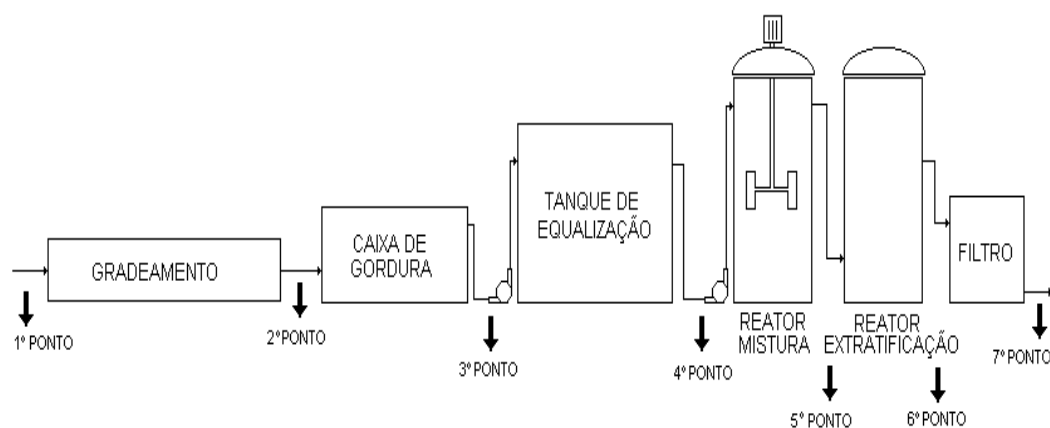


Figura 1. Fluxograma geral do tratamento de efluentes

2.1.1 Parâmetros de monitoramento

O efluente foi analisado quanto aos parâmetros nitrogênio total Kjeldhal (N-TK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo (P-PO₄⁻³), pH, demanda química de oxigênio (DQO), alcalinidade (ALC), ácidos voláteis totais (AVT), óleos e graxas (OGX), sólidos sedimentáveis (SSED), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e sólidos suspensos (SS), segundo metodologia indicada por APHA (1998). Os resultados obtidos no final do processo foram comparados com os padrões de emissão fornecidos pela legislação vigente, representada no Rio Grande do Sul pela FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental, através da Lei n.º 9.077, de 4 de junho de 1990 (BRASIL, 1990).

2.1.2 Experimentos piloto

Para avaliar o efeito de ajustes dos parâmetros razões Al/AP, C/N e IVL, utilizou-se um reator piloto de 80 cm de altura e 10 cm de diâmetro, com volume útil de 5L, construído em PVC e tendo na sua parte superior acoplado um motor dotado de uma haste metálica para manter o conteúdo com agitação constante. O sistema de agitação compreendia 12 horas/dia, com tempo de operação de 10 dias à temperatura ambiente. Eram tomadas amostras diárias de 200 mL, volume este imediatamente repostado com o efluente do tanque de equalização. Diariamente foram analisados os parâmetros pH, DQO, N-TK, P-PO₄⁻³, razão Al/AP e Índice Volumétrico do Lodo.

Para a avaliação dos ajustes considerados foram realizados dois experimentos no reator piloto. No primeiro experimento o lodo foi submetido a um período de adaptação de seis dias. Essa adaptação foi baseada no monitoramento dos resultados obtidos nas análises realizadas diariamente. Durante este período foram realizados ajustes das razões Al/AP, C/N e do Índice Volumétrico do Lodo. Após a fase de adaptação o reator operou continuamente, efetuando-se ajustes diários apenas da razão Al/AP e Índice Volumétrico do Lodo. Para o segundo experimento foi utilizado novo efluente do tanque de equalização e o lodo proveniente do primeiro experimento, eliminando assim a fase de adaptação. Realizaram-se ajustes diários da razão Al/AP e do Índice Volumétrico do Lodo.

2.1.2.1 Ajuste dos parâmetros operacionais

O lodo utilizado para ajustar o Índice Volumétrico do reator piloto foi proveniente do reator de mistura completa componente do processo de tratamento de efluente da indústria da pesca. A partir do Índice Volumétrico do Lodo em torno de 40 mL/g, conforme é sugerido por JORDÃO e PESSOA (1995), sedimentou-se a quantidade de lodo necessária de acordo com o valor de sólidos suspensos encontrado e completou-se o volume do reator com o efluente do tanque de equalização.

Para o ajuste do reator piloto utilizou-se razão Al/AP em torno de 0,3, de acordo com RIPLEY et al. (1986) e BORJA et al. (2003). A razão C/N foi mantida

próxima de 20, conforme indicado por BARIJAM (1995) e ajustada através da adição de glicose como fonte de matéria orgânica.

A razão AI/AP foi determinada pela relação entre ácidos voláteis totais (AVT) e alcalinidade (ALC), uma vez que a alcalinidade intermediária corresponde ao valor de AVT e a alcalinidade parcial é correspondente ao valor da ALC.

A relação C/N foi calculada a partir das concentrações de DQO e N-TK.

O Índice Volumétrico do Lodo foi ajustado a partir das concentrações de sólidos suspensos e sólidos sedimentáveis, de acordo com a equação 1 (JORDÃO e PESSOA, 1995):

$$IVL = \frac{V}{V_0 \cdot X_{av}} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: V = Volume de sólidos que sedimentam em cone de Imhoff (mL)

V_0 = Volume total testado (L)

X_{av} = concentração de sólidos suspensos (g/L)

2.2 Análise estatística

A análise estatística foi efetuada através do software Statística 5.0 no módulo de Análise de Variância. Utilizou-se o teste de Tukey para comparação das médias a um nível de significância de 5%.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Avaliação do sistema de tratamento

As tabelas 1 e 8 apresentam os resultados obtidos para os parâmetros monitorados no efluente nas diferentes etapas do processo de tratamento de efluente avaliado. Verifica-se a grande variabilidade nos parâmetros analisados, o que se reflete nos altos coeficientes de variação. Segundo CONTRERAS et al. (2000) e MULKERRINS et al. (2004), essa é uma característica comum em efluentes de

indústrias de alimentos devido a diferenças no tipo e quantidade de matéria-prima processada, assim como variações nas etapas de processamento.

Tabela 1. Monitoramento do sistema de tratamento de efluente gerado pela indústria da pesca para os parâmetros DQO, N-TK, P-PO₄⁻³, N-NH₃, OGX e SSED

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Média	CV (%)	ER (%)
DQO					
EG	594	4989	1909	60,2	
ECG	310	3035	1331	58,3	30,28
ETE	271	2904	1226	55,3	7,89
ER1	435	5784	1630	95,6	-32,95
ER2	678	2293	1254	45,5	23,06
EFB	445	2965	1203	63,5	4,06
SFB	232	2533	986	66,3	18,04
N-TK					
EG	28	358	162,1	52,5	
ECG	20,5	295	119,6	60,0	26,22
ETE	60,5	152	119,1	26,3	0,42
ER1	53	198,5	139,7	32,4	-17,29
ER2	40	233,5	144,1	38,4	-3,15
EFB	30	240	125,8	51,4	12,70
SFB	19	262	150,7	51,3	-19,79
P-PO₄⁻³					
EG	9,4	20,8	14,1	26,6	
ECG	9,3	22,4	14,3	31,9	-1,42
ETE	8,8	17,2	12,7	23,4	11,19
ER1	9,5	17,3	12,6	15,6	0,78
ER2	2,3	18,1	11,5	33,6	8,73
EFB	2,3	40,5	14,3	69,1	-24,34
SFB	8,0	19,4	13,3	28,0	6,99
N-NH₃					
EG	7,3	48,5	22,4	52,6	
ECG	5,5	100,3	31,5	106,5	-40,62
ETE	13,8	108,5	38,4	73,0	-21,90
ER1	25,9	114,7	64,4	60,3	-67,71
ER2	26,2	172	75,0	59,7	-16,45
EFB	29,8	154	72,8	54,1	2,93
SFB	30,6	159	75,3	56,1	-3,43
OGX					
EG	142,6	1712	391,3	120,0	
ECG	5,4	689	192,4	98,4	50,83
ETE	46,3	323	118,3	77,9	38,51
ER1	38,6	287	125,0	95,7	-5,66
ER2	42,3	977,3	224,9	179,7	-79,92
EFB	27,7	355,1	112,1	82,3	50,15
SFB	42,4	382,6	109,5	90,6	2,32
SSED					
EG	0,2	100	19,6	164,0	
ECG	0,3	35	4,87	212,8	75,15
ETE	0,0	6,5	1,26	151,4	74,12
ER1	0,0	90	13,1	212,7	-939,6
ER2	0,0	18	4,44	125,9	66,11
EFB	0,0	20	4,32	143,4	2,70
SFB	0,0	9,5	2,02	164,4	53,24

*DQO: demanda química de oxigênio (mg/L); N-TK: nitrogênio total Kjeldahl (mg/L); P-PO₄⁻³: fosfato (mg/L); N-NH₃: nitrogênio amoniacal (mg/L); OGX: óleos e graxas (mg/L); SSED: sólidos sedimentáveis (mL/g)

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* Dados obtidos a partir de 10 repetições

* CV: coeficiente de variação; EF: eficiência de remoção

De acordo com LUCAS (1999), os efluentes das indústrias de processamento de pescado são caracterizados por terem alto conteúdo de matéria orgânica (700-3000 mg DQO/L), estando de acordo com os valores encontrados no efluente na entrada do gradeamento, apresentando valores máximos e mínimos de 594 e 4989 mg/L, respectivamente. A julgar ainda pelos coeficientes de variação registrados, observa-se que os parâmetros que mais sofrem flutuações foram óleos e graxas com mínimos (5,4 mg/L) e máximos (1712 mg/L) e sólidos sedimentáveis que oscilaram desde 0,0 mg/L a 100 mg/L.

Na primeira etapa do processo de tratamento foram obtidas eficiências de remoção para os parâmetros óleos e graxas, sólidos sedimentáveis e DQO de 50,83%, 75,15% e 30,28%, respectivamente. Isto demonstra que essa fase cumpre sua finalidade de remover materiais suspensos, conforme descrito por GONZALES (1995).

As demais fases do processo não registraram eficiências notáveis quanto à remoção de DQO, atingindo no final do processo uma eficiência de remoção de 48%, conforme podemos observar na tabela 9, calculada a partir dos valores médios registrados na entrada (gradeamento) e saída (filtro de brita) do sistema. Este valor é considerado uma baixa eficiência, uma vez que segundo BALSLEV-OLESEN et al. (1990), os processos anaeróbios de tratamento de efluente da indústria de pescado eliminam de 75 a 80% da matéria orgânica.

De acordo com a tabela 2, verifica-se estatisticamente que a concentração de matéria orgânica não variou significativamente durante quase todo o processo de tratamento, incluindo a ação dos dois reatores anaeróbios. A redução de matéria orgânica diferiu significativamente ($p = 0,01692$) entre a entrada do gradeamento e a saída do filtro de brita, contudo essa redução não foi suficiente para se enquadrar no limite da legislação, conforme expresso na tabela 10. Isso sugere que os reatores instalados na indústria não estão operando de forma a adequar o efluente para que seu descarte possa ser realizado dentro dos padrões de emissão previstos na legislação vigente (BRASIL, 1990).

Tabela 2. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro DQO a cada etapa do processo

Etapa	EG	ECG	ETE	ER1	ER2	EFB	SFB
	*1909,6	1331,2	1225,9	1630,0	1254,1	1202,9	986,35
EG		0,3503	0,1685	0,9476	0,2088	0,1401	0,0169
ECG	0,3503		0,9997	0,9290	0,9999	0,9992	0,8676
ETE	0,1685	0,9997		0,7569	1	1	0,9753
ER1	0,9476	0,9290	0,7569		0,8138	0,7060	0,2276
ER2	0,2088	0,9999	1	0,8138		0,9999	0,9574
EFB	0,1401	0,9992	1	0,7060	0,9999		0,9853
SFB	0,0169	0,8676	0,9753	0,2276	0,9574	0,9853	

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* valores médios da concentração de DQO para cada etapa do processo de tratamento (mg/L)

Considerando ainda a análise da tabela 1, é possível observar que as maiores eficiências de remoção são inerentes aos parâmetros sólidos sedimentáveis e óleos e graxas, cuja maior parte do processo está ligada ao tratamento primário. O efeito conjunto do gradeamento e sedimentador aumentou a eficiência de remoção dos sólidos sedimentáveis para 93,5%, calculado através da concentração média na entrada do tanque de equalização e a entrada do gradeamento, o que é comprovado pela diferença altamente significativa ($p = 0,0086$) da concentração desta variável entre a entrada do gradeamento e a entrada do tanque de equalização, conforme podemos verificar na tabela 3. Essas mesmas etapas se diferem para o parâmetro óleos e graxas ($p = 0,0098$), constatando-se o aumento de 50,83 para 69,7% de remoção (tabela 4).

Tabela 3. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro sólidos sedimentáveis a cada etapa do processo

Etapa	EG	ES	ETE	ER1	ER2	EFB	SFB
	*19,50	4,87	1,26	13,06	4,44	4,32	2,02
EG		0,0683	0,0086	0,8600	0,0549	0,0514	0,0139
ECG	0,0683		0,9919	0,6797	1	1	0,9978
ETE	0,0086	0,9919		0,2475	0,9959	0,9967	0,9999
ER1	0,8600	0,6797	0,2475		0,6255	0,6093	0,3245
ER2	0,0549	1	0,9959	0,6255		1	0,9991
EFB	0,0514	1	0,9967	0,6093	1		0,9994
SFB	0,0139	0,9978	0,9999	0,3245	0,9991	0,9994	

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* valores médios da concentração de DQO para cada etapa do processo de tratamento (mg/L)

Tabela 4. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro óleos e graxas a cada etapa do processo

Etapa	EG	ES	ETE	ER1	ER2	EFB	SFB
	*391,3	192,0	118,2	125,0	224,9	112,1	109,4
EG		0,1378	0,0098	0,0129	0,3226	0,0075	0,0067
ECG	0,1378		0,9614	0,9760	0,9995	0,9435	0,9344
ETE	0,0098	0,9614		1	0,8073	1	1
ER1	0,0129	0,9760	1		0,8505	0,9999	0,9999
ER2	0,3226	0,9995	0,8073	0,8505		0,7631	0,7430
EFB	0,00758	0,9435	1	0,9999	0,7631		1
SFB	0,0067	0,9344	1	0,9999	0,7430	1	

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* valores médios da concentração de DQO para cada etapa do processo de tratamento (mg/L)

A relação existente entre DQO e óleos e graxas na entrada do sistema de tratamento pode ser avaliada segundo o comportamento da figura 1, que relaciona as concentrações registradas na entrada do gradeamento. A forte correlação positiva registrada (0,93) entre estas variáveis (tabela 5) demonstra que uma importante fração da matéria orgânica presente no efluente do processamento do pescado é composta por óleos e graxas.

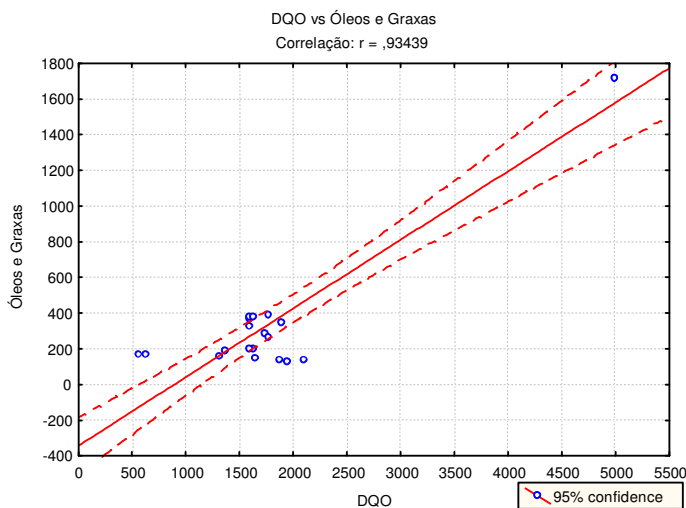


Figura 2. Relação entre DQO e Óleos e graxas

Avaliando as razões C/N em função das variáveis DQO e N-TK na entrada do gradeamento, segundo a tabela 5, verifica-se as correlações de 0,42 e -0,66, respectivamente, sugerindo que as variações deste parâmetro são causadas principalmente por variações do nitrogênio total. Para a razão N/P foram obtidas as correlações de 0,91 e -0,43 para as variáveis N-TK e $P-PO_4^{-3}$, respectivamente. Isso

indica que o parâmetro N-TK é o principal agente responsável por modificações na razão N/P, o que era esperado, uma vez que o parâmetro P-PO₄⁻³ está presente em baixas concentrações no efluente da indústria da pesca (tabela 1).

Tabela 5. Relação entre os diferentes parâmetros avaliados para a etapa de gradeamento

	pH	N-NH ₃	N-TK	DQO	OGX	P-PO ₄ ⁻³	SSED	SF	SV	AVT	ALC	C/N	N/P
pH	1,00	0,19	0,13	-0,48	-0,65	-0,03	-0,30	-0,07	0,24	0,43	0,26	-0,05	0,10
N-NH ₃	0,19	1,00	0,85	0,22	0,09	-0,32	-0,11	-0,11	-0,06	0,76	0,87	-0,43	0,91
N-TK	0,13	0,85	1,00	0,05	-0,07	-0,03	0,17	0,21	-0,48	0,72	0,84	-0,66	0,91
DQO	-0,48	0,22	0,05	1,00	0,93	-0,36	0,15	-0,08	0,25	0,03	0,11	0,42	0,24
OGX	-0,65	0,09	-0,07	0,93	1,00	-0,35	0,26	-0,01	0,26	-0,22	-0,02	0,41	0,11
P-PO ₄ ⁻³	-0,03	-0,32	-0,03	-0,36	-0,35	1,00	0,29	0,22	-0,49	-0,15	-0,43	-0,28	-0,43
SSED	-0,30	-0,11	0,17	0,15	0,26	0,29	1,00	0,91	-0,31	-0,30	-0,13	-0,16	0,00
SF	-0,07	-0,11	0,21	-0,08	-0,01	0,22	0,91	1,00	-0,28	-0,18	-0,06	-0,31	0,06
SV	0,24	-0,06	-0,48	0,25	0,26	-0,49	-0,31	-0,28	1,00	-0,25	-0,24	0,40	-0,22
AVT	0,43	0,76	0,72	0,03	-0,22	-0,15	-0,30	-0,18	-0,25	1,00	0,84	-0,22	0,73
ALC	0,26	0,87	0,84	0,11	-0,02	-0,43	-0,13	-0,06	-0,24	0,84	1,00	-0,30	0,92
C/N	-0,05	-0,43	-0,66	0,42	0,41	-0,28	-0,16	-0,31	0,40	-0,22	-0,30	1,00	-0,48
N/P	0,10	0,91	0,91	0,24	0,11	-0,43	0,00	0,06	-0,22	0,73	0,92	-0,48	1,00

N-NH₃: nitrogênio amoniacal; N-TK: nitrogênio total Kjeldahl; DQO: demanda química de oxigênio; OGX: óleos e graxas; P-PO₄⁻³: fosfato; SSED: sólidos sedimentáveis; SF: sólidos fixos; AVT: ácidos voláteis totais; ALC: alcalinidade; C/N: razão carbono/nitrogênio; N/P: razão nitrogênio/fósforo

No que se refere aos parâmetros N-TK e P-PO₄⁻³ o processo não indicou eficiências de remoção (tabela 1), mantendo-se os teores de P-PO₄⁻³ praticamente inalteráveis no decorrer do processo. A avaliação estatística dos resultados indica que para o N-TK, apenas a etapa de gradeamento se difere do sedimentador e do tanque de equalização, não diferindo entre as demais etapas (tabela 6). Os valores de N-TK e N-NH₃ aumentaram após o tanque de equalização, embora de forma não significativa (tabela 6 e 7). A variável P-PO₄⁻³ se manteve constante durante todo o processo de tratamento, não apresentando diferença significativa entre as etapas ($p = 0,3691$). Esses resultados indicam que o sistema de tratamento primário e secundário utilizado pela empresa não é suficiente para a remoção de N-TK e P-PO₄⁻³, necessitando de um pós-tratamento.

A análise da tabela 7 indica notadamente o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal expresso como médias amostrais de todo processo, oscilando de 30,6 mg/L a 159 mg/L, conforme podemos observar na tabela 1 e a diferença significativa entre o tratamento primário e secundário (tabela 7). Constata-se esta que

se justifica, uma vez que no reator ocorre a hidrólise de proteínas e a subsequente produção de amônia (GUERRERO et al., 1999; SUNG e LIU, 2003).

Tabela 6. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro N-TK a cada etapa do processo

Etapa	EG	ES	ETE	ER1	ER2	EFB	SFB
	*162,1	119,6	119,0	139,7	144,1	125,8	150,7
EG		0,0499	0,0447	0,6915	0,8634	0,1459	0,9837
ECG	0,0499		1	0,7919	0,5971	0,9995	0,3073
ETE	0,0447	1		0,7695	0,5702	0,9991	0,2861
ER1	0,6915	0,7919	0,7695		0,9999	0,9570	0,9867
ER2	0,8634	0,5971	0,5702	0,9999		0,8523	0,9992
EFB	0,1459	0,9995	0,9991	0,9570	0,8523		0,5782
SFB	0,9837	0,30733	0,2861	0,9867	0,9992	0,5782	

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* valores médios da concentração de DQO para cada etapa do processo de tratamento (mg/L)

Tabela 7. Teste de Tukey para a avaliação das diferenças de média para parâmetro N-NH₃ a cada etapa do processo

Etapa	EG	ES	ETE	ER1	ER2	EFB	SFB
	*22,43	31,47	38,41	64,38	75,02	72,81	75,32
EG		0,8462	0,2464	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
ECG	0,8462		0,9520	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001
ETE	0,2464	0,9520		0,0049	0,0001	0,0001	0,0001
ER1	0,0001	0,0002	0,0049		0,7193	0,8843	0,6923
ER2	0,0001	0,0001	0,0001	0,7193		0,9999	1
EFB	0,0001	0,0001	0,0001	0,8843	0,9999		0,9998
SFB	0,0001	0,0001	0,0001	0,6923	1	0,9998	

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* valores médios da concentração de DQO para cada etapa do processo de tratamento (mg/L)

Conforme pode ser verificado na tabela 8, os valores médios de pH próximos da faixa da neutralidade estão relacionados com os altos valores de alcalinidade observados ao longo do processo de tratamento. Com isso há a formação de um sistema tampão que impede a diminuição excessiva do pH, em função da degradação dos substratos presentes no efluente e a formação de ácidos orgânicos (SABBAH et al., 2003). Além disso, a formação de compostos amoniacais decorrentes da degradação protéica, embora presentes em menor quantidade, podem ter contribuído para o aumento da alcalinidade do meio (FORESTI, 1994).

Tabela 8. Monitoramento do sistema de tratamento de efluente gerado pela indústria da pesca para os parâmetros pH, AVT, ALC, ST, SF, SV e SS

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Média	CV (%)	ER (%)
pH					
EG	7,4	8,17	7,85	3,09	
ECG	7,1	8,08	7,78	3,68	0,89
ETE	6,91	8,01	7,60	4,38	2,31
ER1	6,98	7,97	7,41	5,31	2,5
ER2	6,96	8,02	7,47	4,83	-0,81
EFB	7,08	7,80	7,42	3,38	0,67
SFB	7,13	7,97	7,49	3,45	-2,18
AVT					
EG	5	490	67,0	229,1	
ECG	0	260	57,0	190,6	14,92
ETE	15	390	94,0	154,1	-64,91
ER1	20	350	61,0	250,4	35,10
ER2	10	560	92,2	244,5	-51,14
EFB	20	355	54,5	209,2	40,88
SFB	0	255	75,7	228,7	-38,89
ALC					
EG	135	485	221,3	44,2	
ECG	115	565	247,5	51,4	-11,84
ETE	85	555	245,7	49,9	0,73
ER1	65	525	274,0	49,4	-11,52
ER2	70	505	304,7	45,7	-11,20
EFB	75	415	265,5	44,6	12,86
SFB	60	455	251,2	52,0	5,38
ST					
EG	1342	7415	3897	45,1	
ECG	1612	7210	3795	51,8	2,62
ETE	1552	7220	3848	46,4	-1,39
ER1	1890	9492	5215	50,3	-35,52
ER2	1437	9505	4709	61,1	9,70
EFB	1137	8437	4357	52,3	7,47
SFB	1287	8607	4832	65,9	-10,90
SF					
EG	0	5760	1174	135,6	
ECG	657,5	4707	1958	72,6	-66,78
ETE	392,5	5355	2388	66,4	-21,96
ER1	1345	7062	3004	56,0	-25,79
ER2	567,5	7532	2931	71,5	-2,43
EFB	167,5	6545	2888	65,8	1,47
SFB	520	6815	2873	69,1	0,52
SV					
EG	772,5	4402	2731	48,1	
ECG	397,5	6237	1837	87,7	32,73
ETE	775	2422	1459	35,3	20,57
ER1	477,5	5532	2210	71,8	-51,47
ER2	442,5	4615	1777	104,6	19,59
EFB	370	4825	1468	89,6	17,39
SFB	415	9792	2209	141,9	-50,47
SS					
EG	242,5	730	368,5	53,1	
ECG	137,5	680	313,4	64,4	14,95
ETE	285	780	423,3	46,5	-35,06
ER1	70	3080	1056	105,8	-149,5
ER2	90	502,5	260,1	55,4	75,37
EFB	122,5	327	230,9	37,5	11,23
SFB	117,5	442,5	210,5	61,1	8,83

*AVT: ácidos voláteis totais (mg/L); ALC: alcalinidade (mg/L); ST: sólidos totais (mg/L); SF: sólidos fixos (mg/L); SV: sólidos voláteis (mg/L); SS: sólidos suspensos (mg/L)

*Dados obtidos a partir de 10 repetições

*CV: coeficiente de variação; EF: eficiência de remoção

*EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

A concentração média de sólidos voláteis na entrada do gradeamento compreende mais de dois terços dos sólidos totais presentes na água residuária proveniente do processamento de pescado (tabela 8). Isso indica que a grande maioria dos sólidos é material orgânico (biodegradável e não-biodegradável), constituído principalmente de pedaços de carne, espinhas, escamas e sangue, que se dissolvem durante o processamento do pescado (GONZALEZ, 1995; LIM et al. 2003). Os teores de sólidos voláteis encontrados apresentaram máximos e mínimos de 4402 mg/L e 772,5 mg/L, respectivamente. Estes dados estão de acordo com LUCAS (1999), que obteve as concentrações de 2627 e 4333 mg/L na caracterização do efluente de pescado. Contudo, para as demais etapas do sistema de tratamento o valor dos sólidos fixos permaneceu maior do que os sólidos voláteis, indicando o consumo do material orgânico pelos microorganismos e a conseqüente redução deste parâmetro.

A alta concentração de sólidos pode ser visualizada na tabela 8, destacando-se que muitas vezes as maiores concentrações de sólidos são verificadas nos reatores. De acordo com VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), o fluxo de sólidos em sistemas anaeróbios está relacionado à estabilidade do processo. Este é considerado um importante parâmetro de monitoramento, em que a presença de partículas sólidas na água residuária compromete a retenção de biomassa.

Para o parâmetro sólidos suspensos LUCAS (1999) encontrou os valores de 445 e 866,6 mg/L na caracterização do efluente de pescado, concentrações estas superiores quando comparadas ao presente estudo (tabela 8). De acordo com METCALF e EDDY (1991), a maior parte dos sólidos suspensos nas águas residuárias é removida pelos decantadores no tratamento primário. Porém, a análise da tabela 8 indica que ocorreu um aumento da concentração de sólidos suspensos após a primeira etapa do sistema, o que evidencia a ineficiência do tratamento primário em relação a este constituinte.

Um fator que merece destaque é o aumento da concentração de sólidos totais e voláteis na saída do filtro de brita, uma vez que esta etapa do processo tem por finalidade reter o lodo proveniente dos reatores anaeróbios. Isto sugere a necessidade de estabelecer uma rotina de limpeza periódica para evitar o acúmulo de material particulado no filtro e aumentar a eficiência de remoção do mesmo.

A tabela 9 fornece as eficiências globais de remoção de poluentes da planta de tratamento calculadas em função dos valores médios da entrada e saída do sistema (tabela 1 e 8). É possível observar que as maiores eficiências de remoção são inerentes aos parâmetros sólidos sedimentáveis e óleos e graxas, cuja maior parte no processo está ligado ao tratamento primário.

A variável óleos e graxas apresentou eficiência de remoção de 72%, valor este que é corroborado pela diferença significativa entre a entrada do gradeamento e a saída do filtro de brita (tabela 4). Contudo, a remoção atingida não foi suficiente para adequar este parâmetro ao valor mínimo exigido pela legislação, conforme pode ser observado na tabela 10.

Tabela 9. Valores obtidos para eficiência global da planta de tratamento

Parâmetro	EG	SFB	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	1909	986	48
N-TK (mg/L)	162	151	6,8
Óleos e Graxas (mg/L)	391	109	72
N-NH ₃ (mg/L)	22,4	75,3	-236
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	14,1	13,3	5,7
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	19,6	2,0	89
Sólidos Suspensos (mg/L)	368	210	43
Sólidos Totais (mg/L)	3897	4832	-23,9
Sólidos Fixos (mg/L)	1174	2873	-144,7
Sólidos Voláteis (mg/L)	2731	2209	19,1

* Valores médios da entrada do gradeamento (EG) e saída do filtro de brita (SFB)

*DQO: demanda química de oxigênio; N-TK: nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₃: nitrogênio amoniacal; P-PO₄³⁻: fosfato

* Dados obtidos a partir de 10 repetições

Os valores negativos das eficiências de remoção calculadas para N-NH₃, sólidos totais e sólidos fixos (tabela 9) estão de acordo com as concentrações médias expressas nas tabelas 1 e 8, e refletem o aumento destes parâmetros durante o processo de tratamento.

De acordo com a tabela 10 o efluente descartado não se encontra dentro dos limites de emissão estabelecidos pela legislação brasileira, representada no Rio Grande do Sul pela FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental, através da Lei n.º 9.077, de 4 de junho de 1990 (BRASIL, 1990). Somente o parâmetro pH se apresentou adequado, constatando-se assim que a estação de tratamento não está sendo completamente eficiente na eliminação dos contaminantes.

Tabela 10. Comparativo das condições de descarte do efluente com os padrões de emissão segundo a legislação vigente

Parâmetro	Padrão de Emissão *	Saída do Efluente
Sólidos Sedimentáveis	Até 1 mL/L	2,02 mL/L
pH	Entre 6,0 e 8,5	7,49
DQO	Até 405 mg/L	986 mg/L
Sólidos Suspensos	Até 135 mg/L	210,5 mg/L
Óleos e Graxas	Até 30 mg/L	109 mg/L
Fósforo	Até 1,0 mg/L	13,3 mg/L
N-TK	Até 10 mg/L	151 mg/L

*FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental - Lei n.º 9.077 de 1990

3.1.1 Avaliação das relações Al/AP, C/N e N/P

As tabelas 11, 12 e 13 expressam os resultados do monitoramento para as diferentes etapas que compõe o sistema de tratamento de efluente analisado quanto às razões Al/AP, C/N e N/P. Nos três parâmetros avaliados observa-se notadamente grandes flutuações nos valores registrados, os quais são evidenciados pelos altos coeficientes de variação. Variações estas que podem ser atribuídas a alterações do processo produtivo da empresa e em função das espécies processadas.

Tabela 11. Monitoramento das razões Al/AP a cada etapa do processo de tratamento de efluente

Etapas	Mínimo	Máximo	Média	CV (%)
EG	0,0	1,01	0,27	141
ECG	0,0	2,26	0,41	196
ETE	0,0	3,65	0,72	167
ER1	0,0	2,68	0,42	198
ER2	0,0	4,3	0,70	194
EFB	0,0	3,38	0,48	217
SFB	0,0	3,38	0,76	155

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* CV: coeficiente de variação

Os maiores valores da relação entre alcalinidade intermediária e parcial (tabela 11), a partir de dez amostragens com frequência média mensal, foram registrados na entrada do tanque de equalização (3,65), na quarta amostragem, quando praticamente em todas as demais etapas do processo são registrados os menores valores de Al/AP. Na entrada do reator este parâmetro sofreu uma variação de 0,0 a 2,68, no entanto, com exceção do ponto 7 (Al/AP = 2,68), ponto 1 (Al/AP = 0,66) e ponto 4 (Al/AP = 0,38), durante todo período amostral manteve-se com valores

compreendidos na faixa de 0,1 a 0,34 intervalo este que segundo RIPLEY (1986) e BORJA et al. (2003), são os registrados para digestores municipais bem operados. Contudo para o sistema em análise estes dados não refletem estabilidade, uma vez que de acordo com a tabela 9 a eficiência de remoção de DQO foi de 48%.

Tabela 12. Monitoramento das razões C/N para o processo de tratamento de efluente

Etapa	Mínimo	Máximo	Média	CV (%)
EG	4,1	47,9	16,2	88,0
ECG	2,5	55,5	15,9	96,7
ETE	1,9	20,2	10,9	51,2
ER1	2,3	29,1	11,6	66,0
ER2	4,9	18,9	9,4	45,0
EFB	2,9	34,8	11,8	82,0
SFB	0,9	28,1	8,9	86,8

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* CV: coeficiente de variação

Tabela 13. Monitoramento das razões N/P para o processo de tratamento de efluente

Etapa	Mínimo	Máximo	Média	CV (%)
EG	2,2	29,1	12,3	60,3
ECG	2,1	25,8	9,0	74,7
ETE	3,6	13,6	9,8	28,9
ER1	3,1	15,3	11,3	31,6
ER2	2,2	59,2	16,6	93,8
EFB	1,6	64,5	15,1	120
SFB	0,9	31,7	12,8	68,0

EG: entrada do gradeamento; ES: entrada do sedimentador; ECG: entrada da caixa de gordura; ETE: entrada do tanque de equalização; ER1: entrada do primeiro reator; ER2: entrada do segundo reator; EFB: entrada do filtro de brita; SFB: saída do filtro de brita

* CV: coeficiente de variação

De acordo com as tabelas 12 e 13, o efluente ao longo do sistema de tratamento apresentou valores mínimos e máximos para a razão C/N de 0,9 e 55,5 e para a razão N/P 0,9 e 64,5, respectivamente. As médias das razões C/N no primeiro e segundo reator são de 11,6 e 9,4, enquanto que as razões N/P são de 11,3 e 16,6, respectivamente. Utilizando-se as proporções citadas por BARIJAM (1995) como valores máximos de C/N = 20, conclui-se que a concentração de nitrogênio presente pode estar acima da recomendada como ótima podendo ser limitante ao crescimento do microorganismo. Este fato é comprovado pela significativa correlação entre N-TK e N-NH₃ (85%), conforme tabela 5, o que implica dizer que grande parte da concentração de N-TK é composta por nitrogênio amoniacal. Segundo HANSEN et al. (1998) e GUERRERO et al. (1999), a presença em excesso deste componente pode

causar a inibição da atividade microbológica nos processos anaeróbios. Por outro lado, a relação N/P encontrada pode causar efeitos inibidores por estar acima do valor tido com ideal (N/P = 5), uma vez que apenas a quarta amostragem apresentou valores considerados como ideal para os reatores (BARIJAN, 1995).

3.2 Ajustes nas condições operacionais do reator

A tabela 14 apresenta as concentrações de DQO, N-TK e fósforo para dez dias de experimento em função dos ajustes propostos. Os dados experimentais obtidos em função das razões Al/AP indicam que a alcalinidade total foi suficiente para prevenir a redução do pH abaixo de 6,9 (tabela 14), uma vez que a capacidade tamponante do sistema experimental foi mantida em níveis favoráveis com excessiva alcalinidade total presente em ambos experimentos. De acordo com BORJA et al. (2003), esta estabilidade pode ser atribuída à ação dos compostos carbonato e bicarbonato, sendo este produzido pela geração de CO₂ que não é completamente removido do reator como gás no processo de digestão.

Tabela 14. Monitoramento dos parâmetros DQO, N-TK e fósforo em função dos ajustes propostos para o experimento 1

Tempo (dias)	pH	N-TK (mg/L)	DQO (mg/L)	P-PO ₄ ⁻³ (mg/L)	Al/AP	Biomassa (g/L)	SSED (mL/L)	IVL (mL/g)
1	7,97	124	3657	2,5	0,066	1,50	69	39,8
2	8,00	129	3083	0,5	0,203	1,51	65	43,1
3	8,08	131	1502	4,6	0,210	1,51	61	40,3
4	8,03	119	1265	5,7	0,114	1,54	65	42,3
5	8,10	127	909	7,5	0,087	1,64	61	37,3
6	7,89	110	790	4,1	0,095	1,66	70	42,6
7	8,25	119	355	7,1	0,136	1,59	61	38,3
8	7,98	115	395	10,2	0,066	1,57	60	38,2
9	8,39	114	474	9,1	0,189	1,47	60	49,3
10	8,52	104	296	9,4	0,328	1,22	68	47,2

N-TK: nitrogênio total Kjeldahl; DQO: demanda química de oxigênio; P-PO₄³⁻: fosfato; Al/AP: razão alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial; SSED: sólidos sedimentáveis

Os resultados apresentados nas tabelas 14 e 15 estão de acordo com SUNG e SANTHA (2003), os quais constataram que a razão Al/AP menor que 0,35 em um reator anaeróbio foi considerada ótima para a operação estável do sistema de digestão anaeróbia.

O Índice Volumétrico do Lodo foi mantido na faixa indicada por JORDÃO E PESSOA (1995) ao longo do experimento (10 dias). Segundo JORDÃO et al. (1999) e

TEMPS e PAWLOWSKY (1996), é um importante parâmetro que afeta a *performance* do sistema e indica uma boa qualidade do lodo formado. De acordo com as tabelas 14 e 15, os valores de IVL mantiveram-se abaixo de 100 mL/g. KARGI e UYGUR (2002) definem essas concentrações como indicativos de boas características de sedimentação do lodo produzido e altas concentrações de biomassa no reator; enquanto que altos valores de IVL ($IVL \gg 100$ mL/g) refletem um lodo volumoso e baixas concentrações de biomassa no reator.

A figura 2 apresenta a curva de crescimento do primeiro experimento. Observa-se a fase de adaptação de dois dias para os microorganismos, seguido da fase exponencial (entre o terceiro e sexto dia). A fase estacionária foi registrada a partir do quinto dia, o que é uma indicação de que os microorganismos consumiram grande parte do substrato disponível, constatação esta que pode ser comprovada através da análise da tabela 14, no qual a concentração de matéria orgânica diminuiu de 3657 mg/L para 790 no sexto dia de experimento. A etapa de decaimento celular apresentou ainda uma pequena redução de matéria orgânica, com um posterior aumento no nono dia de experimento devido ao aumento do número de células mortas em suspensão. Este comportamento é desejável em um processo de tratamento biológico, uma vez que a população bacteriana alcança seu máximo crescimento (fase estacionária), resultando em alta eficiência de remoção de matéria orgânica (LEVENSPIEL, 2000).

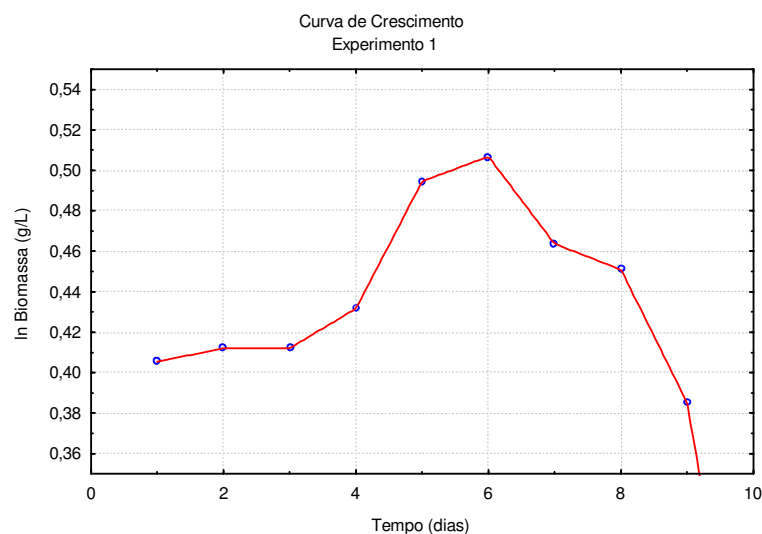


Figura 3. Curva de crescimento para o experimento 1

Para a realização do segundo experimento ajustou-se o Índice Volumétrico do Lodo, razão Al/AP e C/N desde o início do mesmo. Esses ajustes foram feitos observando-se os dados obtidos no início da fase exponencial para o primeiro experimento, eliminando assim a fase de adaptação do lodo.

A tabela 15 mostra a variação dos parâmetros para o experimento 2, onde é possível visualizar que a maior redução de matéria orgânica ocorreu nos primeiros dias. Isso se justifica pela ausência da fase de adaptação, já que as condições propícias ao desenvolvimento dos microorganismos foram fornecidas no início do experimento.

Tabela 15. Monitoramento dos parâmetros DQO, N-TK e P-PO₄⁻³ em função dos ajustes propostos para o experimento 2

Tempo (dias)	pH	N-TK (mg/L)	DQO (mg/L)	P-PO ₄ ⁻³ (mg/L)	Al/AP	Biomassa (g/L)	SSED (mL/L)	IVL (mL/g)
1	7,52	97	2395	2,82	0,38	1,83	75	41
2	8,33	95	1405	1,45	0,23	2,63	80	30
3	8,23	87	1049	1,84	0,19	3,09	83	27
4	7,92	78	792	1,34	0,20	2,97	92	31
5	8,30	67	708	1,52	0,20	2,87	90	31
6	8,31	65	649	1,74	0,39	2,00	89	44
7	8,30	63	492	1,92	0,25	1,88	85	45
8	8,20	67	433	2,01	0,57	1,54	90	58
9	8,39	67	354	1,89	0,14	1,53	80	55
10	8,25	65	374	2,12	0,14	1,43	75	55

N-TK: nitrogênio total Kjeldahl; DQO: demanda química de oxigênio; P-PO₄⁻³: fosfato; Al/AP: razão alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial; SSED: sólidos sedimentáveis

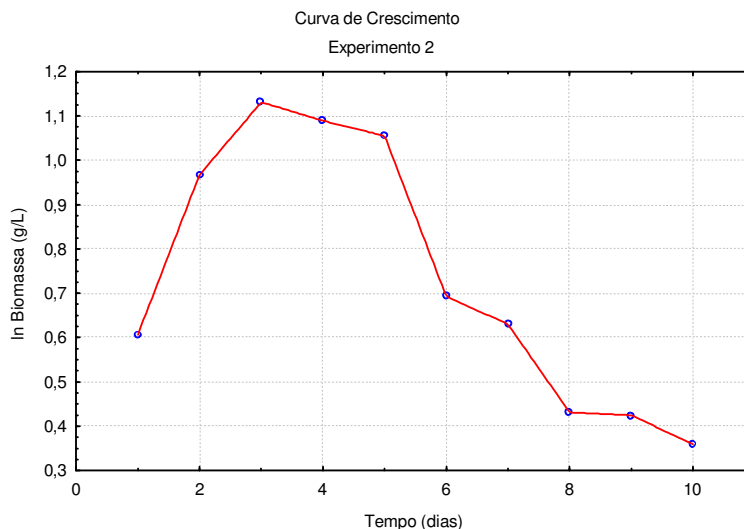


Figura 4. Curva de crescimento para o experimento 2

A análise da figura 3 mostra a ausência da fase lag ou fase de adaptação, apresentando o crescimento exponencial desde o início até o terceiro dia de crescimento. O aumento logarítmico do número de células coincidiu com as maiores taxas de remoção de matéria orgânica, conforme a tabela 15. A análise cinética mostra que o segundo experimento apresentou uma maior velocidade específica de crescimento máximo, o que se refletiu em um tempo de geração quase seis vezes menor em relação ao primeiro experimento (tabela 16). A fase estacionária ocorreu entre o terceiro e quinto dia, na qual também foi observada a diminuição da matéria orgânica, embora em menor proporção. Contudo, a concentração de matéria orgânica permitida pela legislação foi atingida somente após o oitavo dia de experimento, durante a fase de declínio ou morte celular.

Tabela 16. Parâmetros cinéticos calculados para ambos experimentos

Experimento	$\mu_{m\acute{a}x}$	tg	$Y_{x/s}$
1	0,066	252	0,052
2	0,36	46,2	0,871

$\mu_{m\acute{a}x}$: velocidade específica de crescimento (h^{-1}); tg: tempo de geração (h); $Y_{x/s}$: fator de conversão de substrato em célula (mg biomassa/mg DQO)

De acordo com CRUEGER e CRUEGER (1993) e LEVENSPIEL (2000), o fator de conversão corresponde à quantidade de células que é possível se obter a partir de uma determinada concentração de substrato. Sendo assim, quanto maior a afinidade do microorganismo com o meio maior será o fator de conversão de substrato em célula. Dessa forma, o valor encontrado no experimento 2 (0,871 mg biomassa/mg DQO) comprova que os ajustes efetuados no início do experimento forneceram os nutrientes adequados para que os microorganismos pudessem se desenvolver propiciando uma maior conversão de matéria orgânica em biomassa.

A tabela 17 indica que os ajustes realizados no reator piloto para os dois experimentos resultaram no aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica. As concentrações finais de DQO em ambos experimentos ficaram abaixo de 405 mg/L, valores estes permitidos pela legislação vigente para ser descartado nos corpos hídricos. No entanto, no que se refere às concentrações de N-TK e P- PO_4^{-3} , os dados das tabelas 14 e 15 indicam que a redução não foi expressiva, permanecendo acima dos padrões de emissão da legislação vigente (BRASIL, 1990). A utilização de um processo anaeróbio utilizando cianobactérias para incorporação destes nutrientes é

uma alternativa como um pós-tratamento que vem sendo estudada para diferentes tipos de efluentes.

Tabela 17. Comparação entre as eficiências de remoção de matéria orgânica em função dos ajustes do Índice Volumétrico do Lodo, razão Al/AP e razão C/N

Parâmetro	Sem ajuste			Com ajuste (Experimento 1)			Com ajuste (Experimento 2)		
	IVL	Al/AP	C/N	IVL	Al/AP	C/N	IVL	Al/AP	C/N
	4,03	1,45	12,5	39,83	0,33	29	41	0,38	25
DQO (ERP)		1909			3657			2395	
DQO (SRP)		986			296			374	
ER		48%			91,9%			84,4%	

*ERP: Entrada do reator piloto; SRP: Saída do reator piloto; DQO: demanda química de oxigênio (mg/L); IVL: índice volumétrico do lodo (mL/g); Al/AP: razão alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial; C/N: razão carbono/nitrogênio; ER: Eficiência de remoção de matéria orgânica

4 CONCLUSÃO

O tratamento primário se mostrou eficaz na redução das concentrações de sólidos sedimentáveis e óleos e graxas.

O tratamento secundário implantado na indústria em análise não demonstrou ser eficiente quanto à remoção de matéria orgânica.

Os ajustes das condições operacionais do reator piloto levaram a um aumento da remoção de DQO de 48% para 91,9% no primeiro experimento, e 84,4% no segundo.

Ficou demonstrado a necessidade de um pós-tratamento para adequar o efluente aos padrões de emissão exigidos pela legislação.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. 1998. Washington.

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Nanofiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 151, p. 131-138, 2002.

BALSLEV-OLESEN, P.; LYNGGAARD-JENSEN, A.; KICKELSEN, C. Pilot scale experiments on anaerobic treatment of wastewater from a fish processing plant. **Water Science and Technology**. v. 22, p. 463-474, 1990.

BARIJAM, F.P. O. **Produção de lodo em um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo**. Campinas, 1995. 162 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.

BERARDINO, S. Di; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology**. v. 71, p. 261-266, 2000.

BORJA, R.; RINCÓN, B.; RAPOSO, F.; DOMÍNGUEZ, J. R.; MILLÁN, F; MARTÍN, A. Mesophilic anaerobic digestion in a fluidised-bed reactor of wastewater from the production of protein isolates from chickpea flour. **Process Biochemistry**. Article in Press – Corrected Proof – Available online, 2003.

BRASIL. Lei Federal n.º 9.077, Norma Técnica n.º 05/89 da Secretaria da Saúde e Meio Ambiente, 4 de junho de 1990.

CONTRERAS, E. M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N. E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4455-4463, 2000.

CRUEGER, W.; CRUEGER, A. **Biotecnologia, Manual de Microbiologia Industrial**. Zaragoza: Editora Acribia, 1993.

FDZ-POLANCO, F.; FDZ-POLANCO, M.; FERNANDEZ, N.; et al. New process for simultaneous removal of nitrogen and sulphur under anaerobic conditions. **Water Research**. v. 35, n. 4, p. 1111-1114, 2001.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: **III Taller y Seminario Latinoamericano “Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales”**. Montevideo: Universidade de La Republica, p. 97-110, 1994.

GIOKAS, D. L.; DAIGGER, G. T.; VON SPERLING, M.; KIM, Y.; PARASKEVAS, P. A. Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index using a unified settling characteristics database. **Water Research**. v. 37, p. 3821-3836, 2003.

GONZALEZ, J. F. Wastewater treatment in the fishery industry. **Fisheries Technical Paper**. Rome, n. 355, 1995. 52 p.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Anaerobic hidrolisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3281-3290. 1999.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I. AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Research**. v. 32, n. 1, p. 5-12, 1998.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3 ed. ABES, 1995, 683 p.

JORDÃO, E.; SANTOS, V.; CONCEIÇÃO, J.; et al. **Determinação do índice volumétrico do lodo numa concentração padrão**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Rio de Janeiro, 1999.

KARGI, F.; UYGUR, A. Nutrient removal performance of a sequencing batch reactor as a function of the sludge age. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 31, p. 842-847, 2002.

LEE, S. E.; KOOPMAN, B.; BODE, H.; JENKINS, D. Evaluation of alternative sludge settleability indices. **Water Research**. v. 17, n. 10, p. 1421-1426, 1983.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2000.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**. v. 37, p. 2228-2232, 2003.

LUCAS, A. P. C. **Tratamento anaeróbio de efluentes da indústria de pescado em reator UASB**. Rio Grande, 1999. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

McHUGH, S.; CARTON, M.; MAHONY, T.; O'FLAHERTY, V. Methanogenic population structure in a variety of anaerobic bioreactors. **FEMS Microbiology Letters**. v. 219, p. 297-304, 2003.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, disposal, reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 920p, 1991.

MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ, M.; CAMPOS, J. L.; et al. Simultaneous methanogenesis and denitrification of pretreated effluents from a fish canning industry. **Water Research**. v. 35, n. 2, p. 411-418, 2001.

MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**. v. 91, p. 207-214, 2004.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. **Microbiologia**. São Paulo: McGraw-Hill, 1991.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alcalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

SABBAH, I.; MARSOOK, T.; BASHEER, S. The effect of pretreatment on anaerobic activity of olive mill wastewater using batch and continuous systems. **Process Biochemistry**. Article in Press – Corrected Proof – Available online, 2003.

SARAIVA, L. B. **Pós-Tratamento em efluentes de indústria de arroz parboilizado com reator SBR**. Rio Grande, 2000. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

SONG, Z.; WILLIAMS, C. J.; EDYVEAN, R. G. J. Sedimentation of tannery wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 7, p. 2171-2176, 2000.

SUNG, S.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**. v. 53, p. 43-52, 2003.

SUNG, S.; SANTHA, H. Performance of temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) system treating dairy cattle wastes. **Water Research**. v. 37, p. 1628-1636, 2003.

TEMPS, C.; PAWLOWSKY, U. **Lodo ativado seqüencial para tratamento de despejos de indústrias de refrigerantes**. 17^º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Rio de Janeiro, 1996.

URRUTIA, H.; VIDAL, R.; BAEZA, M.; ASPÉ, E. Effect of fishing industries effluents pH and organic load on the methanogenic bacteria biofilm developed over support in fixed biomass reactor. **Anaerobe**. v. 5, p. 325-327, 1999.

UZAL, N.; GÖKÇAY, C. F.; DEMIRER, G. N. Sequential (anaerobic/aerobic) biological treatment of malt whisky wastewater. **Process Biochemistry**. v. 39, p. 279-286, 2003.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Ed. Epgraf, 1994, 126 p.

AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DA CIANOBACTÉRIA
Aphanothece microscopica Nägeli EM MEIO AMONIACAL

AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DA CIANOBACTÉRIA *Aphanothece microscopica Nägeli* EM MEIO AMONICAL

M. O., Hornes; M. I., Queiroz
Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Rua Engenheiro Alfredo Huch, 475 – CEP 96201-900 - Rio Grande/RS
mohornes@yahoo.com.br, mariaisabel.queiroz@mailcity.com.br

RESUMO

O trabalho teve por objetivo avaliar o crescimento da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* em meio BGN (Braun-Grunow medium) com substituição parcial de NaNO_3 por NH_4Cl , nas concentrações de 35, 70 e 140 mg/L em N-NH_4^{+1} . Os experimentos foram realizados em uma câmara climatizada, com temperaturas de 20 e 35 °C e aeração constante de 1VVM. Foi possível concluir que o microorganismo cresce nas concentrações de 35 e 70 mg/L de N-NH_4^{+1} a 35°C, resultando em curvas de crescimento com as diferentes fases devidamente definidas em um tempo de incubação de 120 horas a 35°C e em 200 horas quando incubado a 20°C. Para a concentração em N-NH_4^{+1} de 140 mg/L, nos mesmos períodos experimentais não foi constatado crescimento significativo, no entanto não foram registrados evidências de letalidade na concentração avaliada. Independente das condições experimentais não se verificaram altas remoções de nitrogênio amoniacal, com a eficiência máxima de 14,3% quando o microorganismo foi inoculado em meio contendo 35 mg/L de N-NH_4^{+1} a 35°C. A tolerância da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* nos teores de amônia avaliados sugere que este microrganismo poderia ser utilizado em pós-tratamento de efluente gerado em sistemas anaeróbios.

Palavras-chave: cianobactéria, *Aphanothece microscopica Nägeli*, amônia

**EVALUATION OF THE GROWTH OF CIANOBACTERIUM *Aphanothece*
microscopica Nægeli IN AMONIACAL MEDIUM**

ABSTRACT

The following study aimed to evaluate the growth of the cyanobacterium *Aphanothece microscopica Nægeli* in medium BGN (Braun-Grunow medium) with partial substitution of NaNO₃ for NH₄Cl, in the concentrations of 35, 70 and 140 mg/L in N-NH₄⁺¹. The experiments were accomplished in an acclimatized chamber, with temperatures of 20 and 35 °C and constant aeration of 1VVM. It was possible to conclude that the microorganism grows in the concentrations of 35 and 70 mg/L of N-NH₄⁺¹ to 35°C, resulting properly in growth curves with the different phases defined in a time of incubation of 120 hours to 35°C and in 200 hours when incubated to 20°C. For the concentration in N-NH₄⁺¹ of 140 mg/L, in the same experimental periods significant growth was not verified, however lethality evidences were not registered in the assessed concentration. Independent of the experimental conditions they were not verified removal discharges of ammoniac nitrogen, with the maximum efficiency of 14,3%, when the microorganism was inoculated in medium containing 35 mg/L of N-NH₄⁺¹ to 35°C. The tolerance of the cyanobacterium *Aphanothece microscopica Nægeli* in the tenors of ammonia assessed suggests that this microorganism can be used in effluent post-treatment generated in anaerobic systems.

Key Words: cyanobacterium, *Aphanothece microscopica Nægeli*, ammonia

1 INTRODUÇÃO

As cianobactérias são procariontes preferencialmente fotossintéticos. No entanto muitas linhagens são capazes de fixar nitrogênio atmosférico ou utilizar composto orgânicos como fonte de nitrogênio (FAY, 1983; MURO-PASTOR e FLORÊNCIO, 2003). Neste sentido, muitos destes microorganismos são metabolicamente habilitados em utilizar uma ampla variedade de fontes nitrogenadas, tais como amônia, nitrato, nitrito, uréia, aminoácidos, nitrogênio atmosférico, e até mesmo compostos sintéticos. Porém, a ordem preferencial de compostos nitrogenados é a amônia, seguido de nitrato e uréia (SAHA et al., 2003).

A amônia é a forma de nitrogênio incorporada no esqueleto carbonado dos organismos fotossintetizantes no processo de assimilação. É a forma de nitrogênio inorgânico mais reduzida capaz de ser assimilada. Em geral, as formas nitrogenadas em maior grau de oxidação como nitrato, nitrito, nitrogênio atmosférico ou uréia requerem sua redução à amônia para serem assimiladas, e isso requer gasto de energia. Esta é a razão que a maioria dos organismos fotossintéticos preferem amônia como fonte de nitrogênio (FAY, 1983; MURO-PASTOR e FLORÊNCIO, 2003).

A amônia nas águas residuárias é formada como produto da hidrólise durante a degradação de materiais orgânicos protéicos. Efluentes gerados pelo processamento de alimentos podem apresentar altas concentrações de amônia devido à alta taxa de hidrólise de seus componentes protéicos gerados na digestão anaeróbia (CAMPOS et al., 2002; SUNG e LIU, 2003).

BASHAN et al. (2002) reportam que o uso de microalgas para o tratamento de águas residuárias vem sendo proposto a décadas atrás. Desta forma, com base nas propriedades metabólicas das cianobactérias e de microalgas em geral é que tem sido utilizado grandemente estes microorganismos no tratamento de águas residuárias (DE LA NOUË e PAUW, 1988; TALBOT e DE LA NOUË, 1993; QUEIROZ et al., 2004). No entanto uma limitação no emprego destes microorganismos nos processos de tratamento secundário é a presença de altas concentrações de amônia (PRZYTOCKA-JURIAK, 1976; TAM e WONG, 1996). BLIER et al. (1996), estudaram o crescimento de *Phormidium bohneri* desenvolvido em efluente da indústria de laticínios, oriundo do tratamento secundário de uma planta anaeróbia, nas concentrações de 30, 40 e

50 mg/L de N-NH₃. Foram registradas iguais eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal para as três condições avaliadas, com maior taxa de crescimento na condição de maior diluição, demonstrando a influência da amônia no crescimento destes microorganismos.

No entanto, PRZYTOCKA-JUSIAK (1976), trabalhando com *Chlorella vulgaris*, reporta que esta microalga cresce em concentrações de nitrogênio amoniacal de 50 mg/L, concentração esta que BLIER et al. (1996) expressam como de toxicidade para a cianobactéria *Phormidium bohneri*. Estes autores registraram um decréscimo da produção de biomassa e na taxa de crescimento em meio contendo 50 mg/L de N-NH₃ para esta cianobactéria. Relatam ainda que no intervalo de pH de 9,0 a 9,5, concentrações de amônia livre em média de 43 mg/L são consideradas tóxicas para muitas algas.

Nesse sentido, quando se objetiva o uso de microorganismos em processos de tratamento de efluentes, um dos quesitos que deve apresentar o microorganismo eleito é ser resistente à concentração de amônia o qual estará exposto. Em face disto o trabalho teve por objetivo avaliar o crescimento da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no meio BGN modificado pela substituição parcial de nitrato de sódio por cloreto de amônio, visando sua aplicação no tratamento de águas residuárias.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Microorganismo

O microorganismo utilizado foi a cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* na fase exponencial de crescimento, cultivada no meio BGN (Braun – Grunow Medium) a 25°C, pH ajustado a 7,6 sob aeração constante de 1 VVM e fotoperíodo de 12 horas a 2000 lux (QUEIROZ, 1998).

O meio BGN é composto por: K₂HPO₄.3H₂O (0,04 g/L), MgSO₄.7H₂O (0,075 g/L), Na₂CO₃ (0,15 g/L), NaNO₃ (0,15 g/L), ácido cítrico (0,006 g/L), citrato de amônio férrico (0,006 g/L), EDTA (0,001 g/L), H₃BO₃ (2,86 g/L), MnCl₂.4H₂O (1,81 g/L),

ZnSO₄.7H₂O (0,222 g/L), Na₂MoO₄.2H₂O (0,39 g/L), CuSO₄.5H₂O (0,079 g/L) e CoCl₂.6H₂O (0,040 g/L) (RIPKA et al., 1979).

2.2 Meio de cultura

O meio utilizado para os experimentos consistiu de meio BGN modificado, no qual o nitrato de sódio (NaNO₃) contido neste meio foi substituído parcialmente por cloreto de amônio (NH₄Cl) em concentrações crescentes, obtendo-se assim meios com diferentes concentrações de N-NH₃, (35, 70 e 140 mg/L). A razão de usar cloreto de amônio ao invés de outro sal de amônio foi devido ao fato que esta forma é a que produz menor efeito inibitório (LAY et al., 1998).

2.3 Condições experimentais

O volume de meio utilizado foi de dois litros por batelada, com pH ajustado a 7,6. Os experimentos ocorreram nas temperaturas de 20 e 35 °C, fotoperíodo de 12 horas a 2000 lux e aeração de 1VVM. Utilizaram-se inóculos em torno de 100 mg/L na fase exponencial do microorganismo desenvolvido em meio BGN. Estas condições resultaram em seis experimentos que foram realizados com réplica. Alíquotas da cultura foram previamente quantificadas por gravimetria mediante filtração em filtro milipore ($\phi = 0,45 \mu\text{m}$) previamente seco a 105 °C e tarado. Posteriormente um volume de cultura equivalente ao inóculo requerido foi centrifugado a 4000 rpm por 20 minutos, separado do sobrenadante, e transferido para o bioreator, que consistiu de um erlenmeyer contendo o meio BGN modificado. Na sua parte superior foi acoplado um sistema para a entrada de ar, promovendo assim aeração e agitação do meio.

2.4 Incubação

O período de incubação foi de 120 horas para os experimentos à 35°C e 232 horas para os experimentos à 20°C. Foi realizado o monitoramento para os parâmetros biomassa e N-NH₃. A biomassa foi avaliada por gravimetria conforme já descrito no item 2.3 e a concentração de nitrogênio amoniacal, para avaliação da eficiência de remoção, foi realizada segundo metodologia proposta por APHA (1998).

2.5 Análise cinética de crescimento

O cálculo das variáveis cinéticas foi realizado segundo o modelo de Contois, conforme indicado por BELTRAM-HEREDIA et al. (2000). A forma linearizada está expressa conforme a equação 2. O gráfico de $1/q$ contra X/S resultou em uma reta para cada experimento conduzido. A partir da intersecção e declividade obtiveram-se os valores $1/q_{\text{máx}}$ e $K_C/q_{\text{máx}}$, respectivamente.

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{q_{\text{máx}}} + \frac{K_C \cdot X}{q_{\text{máx}} \cdot S} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: X = concentração da biomassa (mg/L)

S = concentração do substrato (mg/L)

K_C = constante de saturação de Contois (h^{-1})

q = taxa de consumo de substrato (mg S/mg biomassa.h)

Para a aplicação da equação 2 foram obtidos os valores de q para cada tempo de reação. A taxa de consumo de substrato (q) é proporcional à concentração celular presente, de acordo com a expressão:

$$-\frac{dS}{dt} = q X \quad \text{Equação 3}$$

Onde: t = tempo de reação (h)

O valor da velocidade específica de crescimento máxima ($\mu_{\text{máx}}$) foi obtido através da equação 4, considerando-se uma cinética de primeira ordem:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\text{máx}} X \quad \text{Equação 4}$$

A construção do gráfico da equação 5 a partir dos valores de μ e q resultou em uma reta na qual foram calculados os valores de $Y_{X/S}$ e K_d , em função da declividade e intersecção, respectivamente.

$$\mu = Y_{X/S} \cdot q - K_d \quad \text{Equação 5}$$

Na determinação de q e μ para cada tempo de reação foram utilizadas as equações 3 e 4, respectivamente. Os termos dS/dt e dX/dt foram calculados através do ajuste dos dados experimentais (S, t) e (X, t) , respectivamente, a uma equação polinomial por uma análise de regressão não linear e dividindo pela concentração da biomassa em cada tempo.

Para o cálculo do tempo de geração foi utilizada a seguinte equação:

$$tg = \frac{\ln 2}{\mu_{\max}} \quad \text{Equação 6}$$

Onde: tg = tempo de geração (h)

2.6 Avaliação estatística

Os resultados foram tratados estatisticamente por Análise de Variância ($p \leq 0,05$). O teste de comparação de Tukey foi empregado quando o resultado da Análise de Variância mostrou diferença significativa entre os tratamentos. Todos os cálculos estatísticos foram realizados através do software Statistic 5.0.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Crescimento da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* sob diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal

As figuras 1 e 2 expressam as curvas de crescimento da cianobactéria *Aphanothece microscópica Nægeli* em meio contendo diferentes concentrações de amônia a 35 e 20°C, respectivamente.

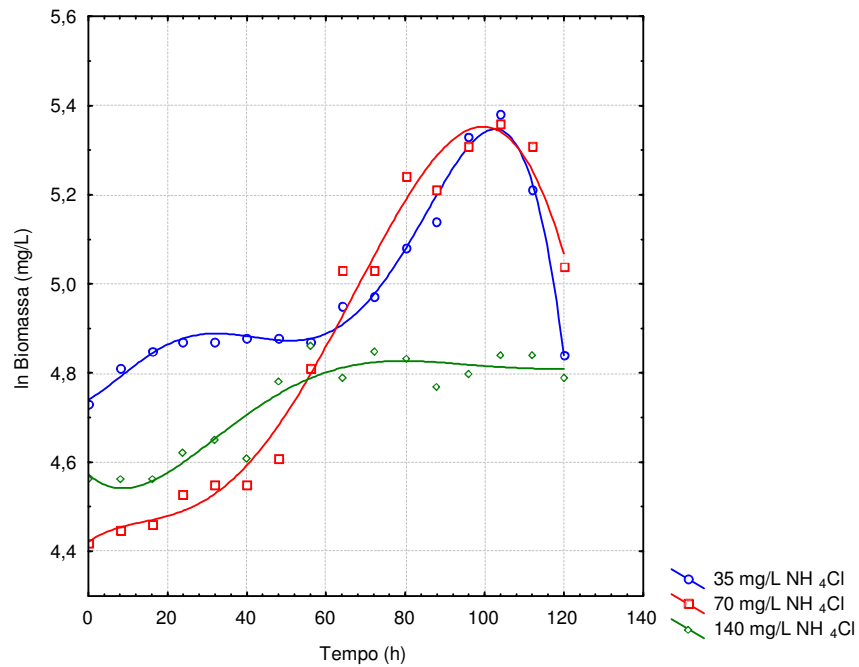


Figura 1. Curvas de crescimento em diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal a 35°C

O crescimento da cianobactéria para os experimentos utilizando concentrações de 35 e 70 mg/L de NH_4Cl à 35°C apresentou quatro fases bem definidas (figura 1). A fase inicial ou fase lag ocorreu logo após a inoculação do microorganismo no meio modificado. Segundo BU'LOCK e KRISTIANSEN (1991), neste período ocorre a adaptação ao novo meio e não é evidenciado o aumento do número de células. Essa etapa se manteve até o tempo de 72 h para o experimento utilizando 35 mg/L de NH_4Cl , o que pode ser comprovado pela análise estatística, pois no período compreendido entre 0 e 72 h não foi evidenciado diferença significativa na variação da concentração celular (tabela 1). Da mesma forma, o experimento com 70 mg/L de NH_4Cl a variação da biomassa foi significativa após 40 h de cultivo (tabela 2).

A fase exponencial foi verificada até 104 h de cultivo em ambos os casos, caracterizando-se pelo rápido aumento do número de células (figura 1). A análise das tabelas 1 e 2 indica a diferença significativa entre as concentrações referentes aos tempos 104 e 120 h, comprovando o final da fase logarítmica. A fase estacionária ocorreu em um pequeno intervalo de tempo (104-108h), seguida do rápido declínio do número de células viáveis após o período de 108h.

Tabela 1. Teste de Tukey para o crescimento a 35° e 35 mg/L NH₄Cl

Tempo (h)	0	8	24	40	56	72	88	104	120
	*113	123	131	132	131	144	171	218	126
0		0,9346	0,2819	0,2204	0,2819	0,0066	0,0001	0,0001	0,7214
8	0,9346		0,9884	0,9695	0,9884	0,1298	0,0002	0,0001	1
24	0,2819	0,9884		1	1	0,7214	0,0005	0,0001	0,9999
40	0,2204	0,9695	1		1	0,8082	0,0007	0,0001	0,9993
56	0,2819	0,9884	1	1		0,7214	0,0005	0,0001	0,9999
72	0,0066	0,1298	0,7214	0,8082	0,7214		0,0223	0,0001	0,2819
88	0,0001	0,0002	0,0005	0,0007	0,0005	0,0223		0,0002	0,0002
104	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002		0,0001
120	0,7214	1	0,9999	0,9993	0,9999	0,2819	0,0002	0,0001	

* concentração celular (mg/L)

Tabela 2. Teste de Tukey para o crescimento a 35° e 70 mg/L NH₄Cl

Tempo (h)	0	8	24	40	56	72	88	104	120
	*83	86	93	95	123	154	183	212	154
0		0,9959	0,0579	0,0137	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
8	0,9959		0,3803	0,1148	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
24	0,0579	0,3803		0,9999	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
40	0,0137	0,1148	0,9999		0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
56	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001		0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
72	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001		0,0001	0,0001	1
88	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001		0,0001	0,0001
104	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001		0,0001
120	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	1	0,0001	0,0001	

* concentração celular (mg/L)

Por outro lado, o experimento utilizando a maior concentração de nitrogênio amoniacal (140 mg/L) não apresentou duplicação celular no período de cultivo, registrando a estabilização da concentração até o tempo de 120 h. Isso indica que o microorganismo ainda estava na fase de adaptação, fato este comprovado pela análise estatística, pois de acordo com a tabela 3, o aumento da concentração celular registrou aumento significativo após 56 h de cultivo, sugerindo o início da fase exponencial de crescimento. Resultados similares foram relatados por TAM e WONG (1996), que estudaram o crescimento de *Chlorella vulgaris* em concentrações de amônia de 0 a 1000 mg/L. Esses autores constataram que ocorreu o crescimento em concentrações acima de 750 mg/L, porém de forma menor do que aqueles encontrados nas demais concentrações de amônia. Isto indica que, embora em concentrações maiores tenha sido registrada a inibição do crescimento do microorganismo, não causou um efeito letal.

Tabela 3. Teste de Tukey para o crescimento a 35° e 140 mg/L NH₄Cl

Tempo (h)	0	8	24	40	56	72	88	104	120
	*96	96	102	101	129	128	122	126	121
0		1	0,9995	0,9999	0,0050	0,0066	0,0388	0,0120	0,0518
8	1		0,9995	0,9999	0,0050	0,0066	0,0388	0,0120	0,0518
24	0,9995	0,9995		1	0,0290	0,0388	0,2009	0,0689	0,2562
40	0,9999	0,9999	1		0,0216	0,0290	0,1558	0,0518	0,2009
56	0,0050	0,0050	0,0290	0,0216		1	0,9975	1	0,9913
72	0,0066	0,0066	0,0388	0,0290	1		0,9995	1	0,9975
88	0,0388	0,0388	0,2009	0,1558	0,9975	0,9995		0,9999	1
104	0,0120	0,0120	0,0689	0,0518	1	1	0,9999		0,9999
120	0,0518	0,0518	0,2562	0,2009	0,9913	0,9975	1	0,9999	

* concentração celular (mg/L)

A figura 2 apresenta a variação da concentração celular com o tempo para os experimentos utilizando concentrações de 35, 70 e 140 mg/L NH₄Cl a 20°C.

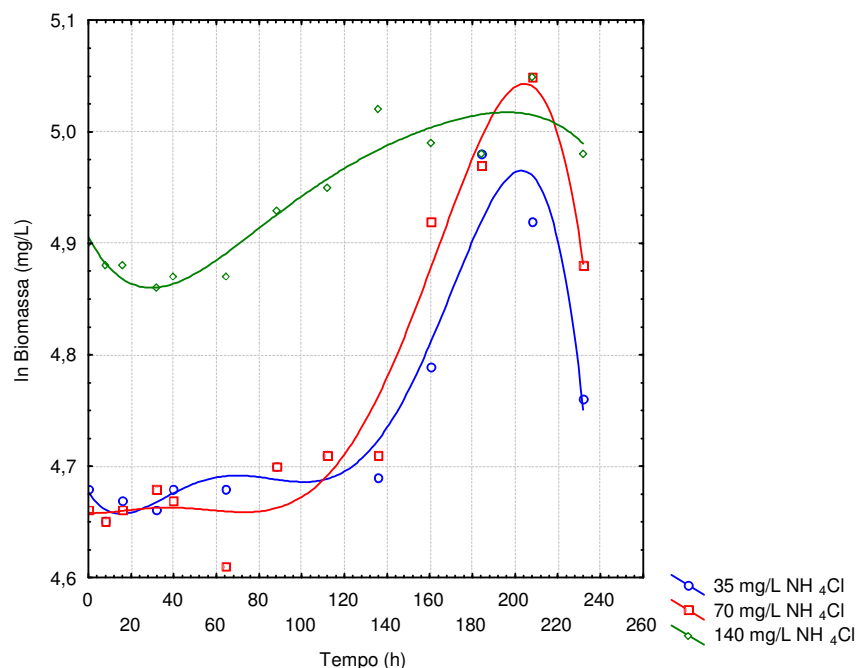


Figura 2. Curvas de crescimento em diferentes concentrações de amônia a 20°C

Conforme pode ser observado, todos os experimentos apresentaram aumento da concentração celular. Contudo, o aumento da concentração não foi suficiente para indicar um crescimento exponencial, o que evidencia o efeito da temperatura sobre o crescimento da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli*. Isso sugere que os

microorganismos nestas condições necessitam de um período maior de adaptação para atingir o máximo crescimento.

As tabelas 4, 5 e 6 relacionam as concentrações médias durante o cultivo da *Aphanothece* nos diferentes meios modificados a 20°C. Pode-se verificar que todos os experimentos nestas condições apresentaram diferença significativa após 160 h, o que pode indicar o final da fase de adaptação.

Tabela 4. Teste de Tukey para o crescimento a 20° e 35 mg/L NH₄Cl

Tempo (h)	0	16	32	64	112	160	184	208	232
	*108	107	106	112	111	120	145	137	117
0		1	1	0,9995	0,9999	0,4849	0,0003	0,0024	0,8139
16	1		1	0,9963	0,9995	0,3825	0,0003	0,0018	0,7102
32	1	1		0,9842	0,9963	0,2946	0,0002	0,0013	0,5969
64	0,9995	0,9963	0,9842		1	0,8973	0,0008	0,0087	0,9963
112	0,9999	0,9995	0,9963	1		0,8139	0,0006	0,0063	0,9842
160	0,4849	0,3825	0,2946	0,8973	0,8139		0,0087	0,1212	0,9999
184	0,0003	0,0003	0,0002	0,0008	0,0006	0,0087		0,8973	0,0033
208	0,0024	0,0018	0,0013	0,0087	0,0063	0,1212	0,8973		0,0458
232	0,8139	0,7102	0,5969	0,9963	0,9842	0,9999	0,0033	0,0458	

* concentração celular (mg/L)

Tabela 5. Teste de Tukey para o crescimento a 20° e 70 mg/L NH₄Cl

Tempo (h)	0	16	32	64	112	160	184	208	232
	*106	106	108	101	110	137	144	156	132
0		1	0,9999	0,9929	0,9970	0,0007	0,0002	0,0001	0,0031
16	1		0,9999	0,9929	0,9970	0,0007	0,0002	0,0001	0,0031
32	0,9999	0,9999		0,9241	0,9999	0,0012	0,0002	0,0001	0,0063
64	0,9929	0,9929	0,9241		0,6772	0,0002	0,0001	0,0001	0,0007
112	0,9970	0,9970	0,9999	0,6772		0,0027	0,0004	0,0001	0,0153
160	0,0007	0,0007	0,0012	0,0002	0,0027		0,9241	0,0377	0,9929
184	0,0002	0,0002	0,0002	0,0001	0,0004	0,9241		0,3822	0,3822
208	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0377	0,3822		0,0063
232	0,0031	0,0031	0,0063	0,0007	0,0153	0,9929	0,3822	0,0063	

* concentração celular (mg/L)

O efeito da variável temperatura é confirmado por MARTÍNEZ et al. (1999), que encontraram as maiores velocidades de crescimento de *Scenedesmus obliquus* a 30°C em meio sintético. Da mesma forma, BASTOS et al. (2002) obtiveram o maior crescimento da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* a 35°C no efluente da parboilização do arroz. Esta constatação pode ser corroborada com o trabalho de MATTHIENSEN et al. (1999), que estudaram ao longo de doze meses florações da

cianobactéria *Microcystis aeruginosa* na região estuarina da Lagoa dos Patos e verificaram que o valor máximo alcançado foi de $1,3 \cdot 10^6$ células/L em dezembro e o mínimo de $1,5 \cdot 10^5$ células/L em agosto, demonstrando o efeito da temperatura no crescimento do microorganismo em estudo. No entanto, a tabela 7 expressa que não só a temperatura exerce influência no crescimento da cianobactéria, uma vez que pode ser observado que tanto este fator como a concentração de cloreto de amônio possui efeito significativo no crescimento, assim como a ação conjunta dos dois fatores.

Tabela 6. Teste de Tukey para o crescimento a 20° e 140 mg/L NH₄Cl

Tempo (h)	0	16	32	64	112	160	184	208	232
	*134	130	128,5	131	142	148	145	156	145
0		0,9932	0,9342	0,9994	0,6230	0,0669	0,2347	0,0020	0,2347
16	0,9932		1	1	0,1574	0,0112	0,0429	0,0005	0,0429
32	0,9342	1		0,9999	0,0832	0,0058	0,0219	0,0003	0,0219
64	0,9994	1	0,9999		0,2347	0,0175	0,0669	0,0007	0,0669
112	0,6230	0,1574	0,0832	0,2347		0,8916	0,9994	0,0669	0,9994
160	0,0669	0,0112	0,0058	0,0175	0,8916		0,9994	0,6230	0,9994
184	0,2347	0,0429	0,0219	0,0669	0,9994	0,9994		0,2347	1
208	0,0020	0,0005	0,0003	0,0007	0,0669	0,6230	0,2347		0,2347
232	0,2347	0,0429	0,0219	0,0669	0,9994	0,9994	1	0,2347	

* concentração celular (mg/L)

Tabela 7. Efeitos dos fatores para a variável crescimento

Efeitos	F	p
Temperatura (°C)	1364,7	0,0207
NH ₄ Cl (mg/L)	34,39	0,0286
Temperatura x NH ₄ Cl	50,47	0,0196

F: estatística de Snedecor; p: probabilidade

O crescimento da cianobactéria *Aphanothece* nas diferentes condições avaliadas pode ser descrito pelos modelos registrados nas tabelas 8 e 9.

Tabela 8. Modelos de crescimento a 35, 70 e 140 mg/L NH₄Cl – 20°C

NH ₄ Cl	Modelo	r	VE
35	Biomassa = $103,2096 + 0,606648.T - 0,015518.T^2 + 0,000129.T^3$	0,92	83,9
70	Biomassa = $103,295 + 0,503932.T - 0,015044.T^2 + 0,000135.T^3$	0,97	94,8
140	Biomassa = $133,9125 - 0,315294.T + 0,006438.T^2 - 0,000031.T^3$	0,94	89,6

*r: coeficiente de correlação; VE: variância explicada; NH₄Cl: concentração de NH₄Cl (mg/L)

Tabela 9. Modelos de crescimento a 35, 70 e 140 mg/L NH₄Cl – 35°C

NH ₄ Cl	Modelo	r	VE
35	Biomassa = 105,413 + 4,28088.T – 0,18903.T ² + 0,002874.T ³ – 0,000013.T ⁴	0,96	91,2
70	Biomassa = 82,4039 + 0,91634.T – 0,51797.T ² + 0,001255.T ³ – 0,000007.T ⁴	0,99	97,9
140	Biomassa = 96,77522 – 0,57445.T + 0,04139.T ² – 0,000536.T ³ + 0,000002.T ⁴	0,94	88,6

*r: coeficiente de correlação; VE: variância explicada; NH₄Cl: concentração de NH₄Cl (mg/L)

Os modelos de crescimento celular propostos para os experimentos a 35°C apresentaram correlações de 0,96, 0,99 e 0,94, demonstrando assim a viabilidade do modelo quando aplicado nas concentrações de 35, 70 e 140 mg/L de NH₄Cl, respectivamente. Uma vez que não foi registrada a fase exponencial para os experimentos a 20°C, os demais modelos predizem a fase lag da cianobactéria nas diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal no período considerado.

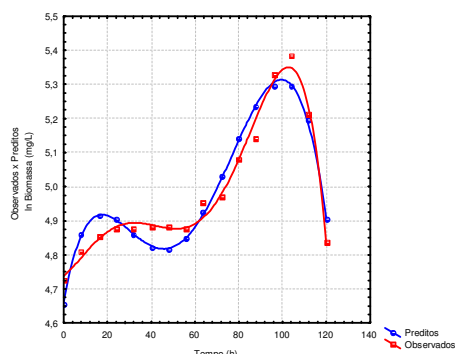


Figura 3. Valores observados e preditos para o crescimento celular a 35°C e 35 mg/L de NH₄Cl

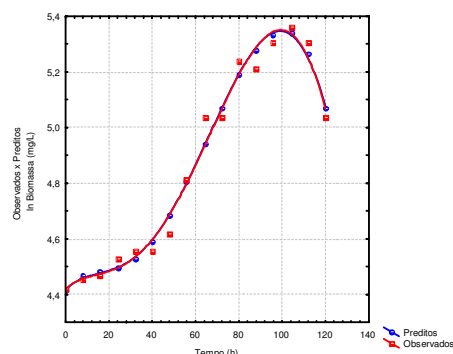


Figura 4. Valores observados e preditos para o crescimento celular a 35°C e 70 mg/L de NH₄Cl

As figuras 3 e 4 mostram a comparação dos valores observados e preditos de acordo com os modelos de crescimento celular para os experimentos a 35°C e concentrações de 35 e 70 mg/L de NH₄Cl. Observa-se que estes experimentos possuem os valores preditos muito próximos dos valores observados, confirmando a adequação dos modelos descritos.

3.2 Resistência da cianobactéria no meio amoniacal

As tabelas 10 e 12 expressam os valores dos coeficientes de correlação (r) que definem a variabilidade da concentração de nitrogênio amoniacal em função do tempo. As correlações obtidas são um indicativo que não há um padrão definido para

este parâmetro em todos os experimentos. Isso é melhor visualizado nas figuras 5 e 6, que refletem uma baixa variabilidade em nitrogênio amoniacal, constatação esta corroborada pelos dados da tabela 11, uma vez que não são registradas diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal nas diferentes condições experimentais.

Tabela 10. Modelos de concentração de amônia a 35, 70 e 140 mg/L NH_4Cl e 35°C

NH_4Cl	Modelo	r	VE
35	$\text{N-NH}_3 = 34,04041 - 0,265576.T + 0,010142.T^2 - 0,000124.T^3$	0,81	66,1
70	$\text{N-NH}_3 = 68,62776 - 0,420433.T + 0,011427.T^2 - 0,000106.T^3$	0,87	75,8
140	$\text{N-NH}_3 = 121,283 + 0,301.T - 0,014.T^2 + 0,0002.T^3 - 0,000001.T^4$	0,70	49,3

*r: coeficiente de correlação; VE: variância explicada; NH_4Cl : concentração de NH_4Cl (mg/L)

De acordo com NUÑEZ et al. (2001), a utilização de temperaturas em torno de 30°C pode causar uma diminuição da solubilidade da amônia gasosa ($\text{NH}_3(g)$) e, portanto, aumentar a perda deste componente para a atmosfera. Porém este fato não foi constatado, uma vez que não houve diferença significativa ($p = 0,3612$) entre as remoções máximas de nitrogênio amoniacal em função da temperatura. A análise da tabela 11 indica ainda que as maiores eficiências de remoção de N-NH_3 verificadas foram de 14,3% (24h) e 9,5% (40h) para os experimentos utilizando 35 e 70 mg/L de NH_4Cl , respectivamente, a 35°C.

Tabela 11. Teste de Tukey para o efeito da concentração de NH_4Cl e temperatura na variável eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal

Temp	NH_4Cl		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
			*9,14	7,45	0,61	14,3	9,50	3,42
20	35	{1}		0,9992	0,6139	0,9083	1	0,8703
20	70	{2}	0,9992		0,7762	0,7753	0,9982	0,9640
20	140	{3}	0,6139	0,7762		0,2277	0,5793	0,9921
35	35	{4}	0,9083	0,7753	0,2277		0,9292	0,4047
35	70	{5}	1	0,9982	0,5793	0,9292		0,8423
35	140	{6}	0,8703	0,9640	0,9921	0,4047	0,8423	

* Valores de remoção de amônia para cada experimento (%)

* Temp: temperatura (°C); NH_4Cl : concentração de cloreto de amônio (mg/L)

* {1}: 35 mg/L NH_4Cl e 20°C; {2}: 70 mg/L NH_4Cl e 20°C; {3}: 140 mg/L NH_4Cl e 20°C; {4}: 35 mg/L NH_4Cl e 35°C; {5}: 70 mg/L NH_4Cl e 35°C; {6}: 140 mg/L NH_4Cl e 35°C; 7: meio BGN

Tabela 12. Modelos de concentração de amônia a 35, 70 e 140 mg/L NH₄Cl e 20°C

NH ₄ Cl	Modelo	r	VE
35	$N-NH_3 = 35,77598 + 0,200133.T - 0,00416.T^2 + 0,000027.T^3$	0,79	62,1
70	$N-NH_3 = 66,58384 + 0,409128.T - 0,009114.T^2 + 0,000063.T^3$	0,73	53,3
140	$N-NH_3 = 123,5132 + 0,006015.T + 0,000065.T^2$	0,55	30,3

*r: coeficiente de correlação; VE: variância explicada; NH₄Cl: concentração de NH₄Cl (mg/L)

As concentrações de N-NH₃ ao longo do experimento expressam que a cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* não utilizou este composto como fonte de nitrogênio para o seu metabolismo no período experimental. Porém, isto não era esperado, uma vez que as únicas fontes de nitrogênio disponíveis no meio estavam na forma de NaNO₃ e NH₄Cl e, segundo vários autores, a amônia é considerada a forma nitrogenada preferencial pelas cianobactérias (FAY, 1983; HERRERO et al., 2001; BRIAND et al., 2002; SAHA et al., 2003). Este fato é confirmado por LALIBERTÉ et al. (1997), os quais constataram que tão logo a concentração de amônio no efluente doméstico proveniente do tratamento secundário diminuiu para menos de 0,3 mg/L, o nitrato foi removido na taxa de 0,4 mg/L.dia, indicando o uso preferencial da forma amoniacal pela cianobactéria *Phormidium bohneri* sobre o nitrato. Por outro lado, NUÑES et al. (2001), utilizando a cianobactéria *Scenedesmus obliquus* no efluente artificial, verificaram que a perda de nitrogênio amoniacal foi entre duas a quase três vezes a concentração de nitrogênio recuperado como proteína, a maior parte do qual foi responsável por quase a quantidade de nitrato que estava presente no meio.

Considerando que o cultivo da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* é realizada em meio BGN, que contém como fonte de nitrogênio o nitrato de sódio (NaNO₃), e que os experimentos são realizados com o microorganismo na fase exponencial de crescimento, o sistema metabólico está completamente adaptado para a assimilação deste elemento presente no meio na forma do íon nitrato (FAY, 1983; HERRERO et al., 2001). A preferência do nitrato como fonte de nitrogênio poderia explicar a razão de não ter sido evidenciado o crescimento no meio contendo 140 mg/L NH₄Cl no período experimental, já que este meio contém a maior concentração de nitrogênio amoniacal e menor concentração de nitrato. TAM e WONG (2000) verificaram que a absorção celular do nitrato por *Chlorella vulgaris* prevaleceu sobre a amônia, ao utilizar o efluente sintético similar ao proveniente do tratamento secundário de uma estação de tratamento municipal, ressaltando que também neste caso a

cianobactéria era cultivada no meio contendo íon nitrato (KNO_3) como fonte de nitrogênio (Meio Bristol ou Bold Basal).

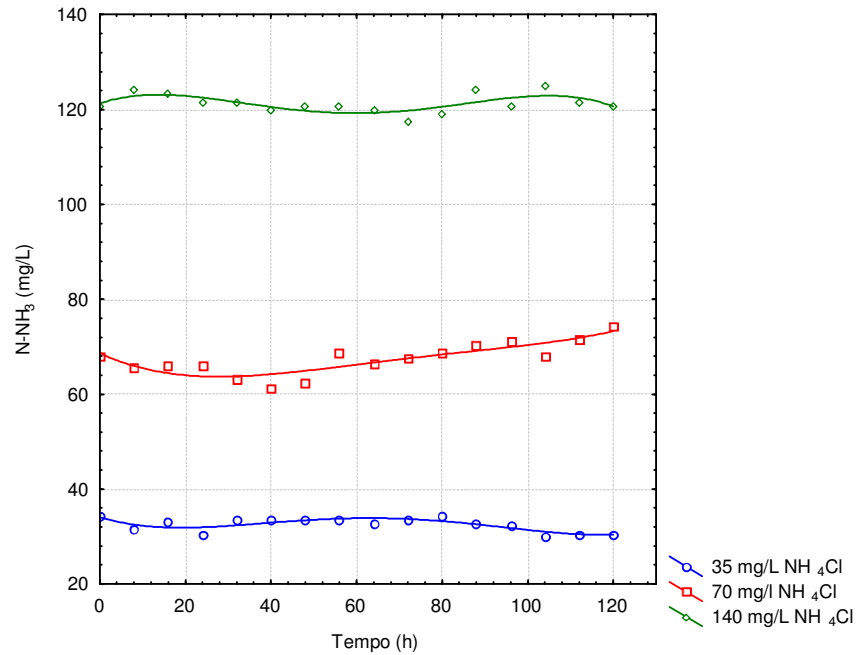


Figura 5. Variação da concentração de N-NH_3 com o tempo – 35°C

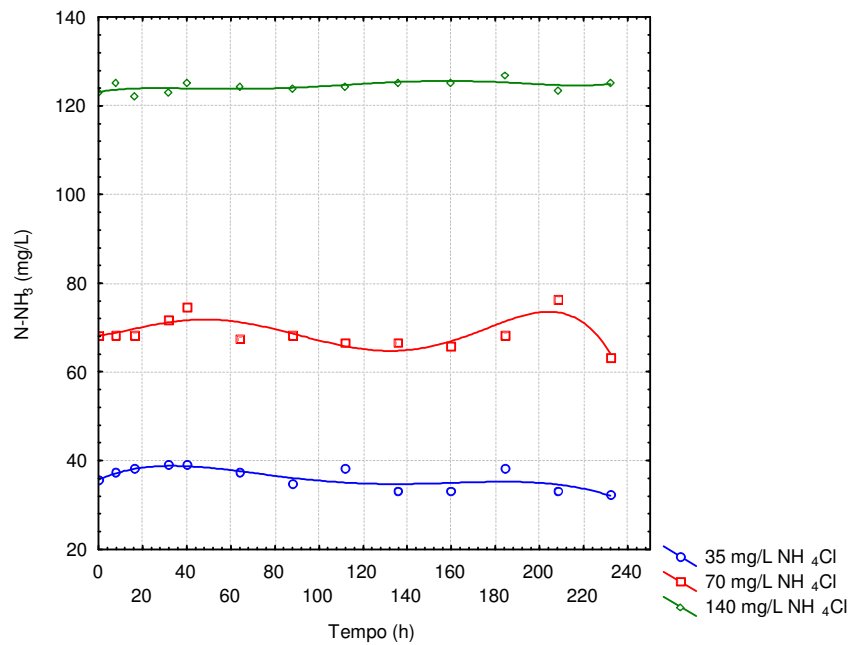


Figura 6. Variação da concentração de N-NH_3 com o tempo – 20°C

As tabelas 13 e 14 mostram as variáveis cinéticas calculadas para os experimentos a 20 e 35°C. Verifica-se que os baixos valores da taxa máxima de remoção de substrato em todos os experimentos sugerem que o microorganismo não apresentou a assimilação do nitrogênio amoniacal.

Tabela 13. Variáveis cinéticas obtidas para os experimentos com 35, 70 e 140 mg/L NH₄Cl a 20 °C

Parâmetro	Experimento 35 mg/L NH ₄ Cl	Experimento 70 mg/L NH ₄ Cl	Experimento 140 mg/L NH ₄ Cl
q _{máx} (mg N-NH ₃ /mg biomassa.h)	1,15 x 10 ⁻⁵	-3,52 x 10 ⁻⁴	-1,34 x 10 ⁻⁵
K _C (h ⁻¹)	-0,25	-0,46	-0,77
μ _{máx} (h ⁻¹)	0,12	0,11	0,0009
tg (h)	5,69	5,97	707,3
K _d (h ⁻¹)	3,6 x 10 ⁻⁵	-3,4 x 10 ⁻⁶	-9,7 x 10 ⁻⁵
Y _{X/S} (mg biomassa/mg N-NH ₃)	-0,18	-0,40	0,01

q_{máx}: taxa máxima de remoção de substrato; K_C: constante de saturação de Contois; μ_{máx}: velocidade específica de crescimento máxima; tg: tempo de geração; K_d: constante de decaimento celular; Y_{X/S}: fator de conversão de substrato em célula

Da mesma forma, o valor negativo do fator de conversão de substrato em célula para os experimentos indica que não houve a assimilação do nitrogênio na forma amoniacal, tendo a célula utilizado outras fontes de nitrogênio disponíveis, como o nitrato (NO₃⁻²), para o crescimento e manutenção do metabolismo. A exceção foi o experimento a 20°C e 140 mg/L de N-NH₃, mas que apresentou um baixo valor, pois para cada miligrama de nitrogênio amoniacal consumida, apenas 0,01 mg é incorporada à biomassa (tabela 13).

A velocidade específica de crescimento máxima para o experimento com 35 mg/L de NH₄Cl e 35°C (0,037 h⁻¹) está de acordo ao valor de 0,0343 h⁻¹ obtido por MARTÍNEZ et al. (1999) para a microalga *Scenedesmus obliquus* em meio sintético a 35°C. Para as mesmas condições com a temperatura de 20°C, este mesmo autor encontrou a velocidade específica de crescimento de 0,0268 h⁻¹, valor este inferior aos calculados para os experimentos utilizando 35 e 70 mg/L de NH₄Cl a 20°C utilizando a cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* (tabela 13). Contudo, deve-se considerar que as velocidades específicas de crescimento máximas obtidas para os

experimentos a 20°C refletiram a fase de adaptação do microorganismo em estudo, uma vez que o aumento da biomassa não foi característico de um crescimento exponencial (tabela 4, 5 e 6).

Tabela 14. Variáveis cinéticas obtidas para os experimentos com 35, 70 e 140 mg/L NH₄Cl a 35 °C

Parâmetro	Experimento 35 mg/L NH ₄ Cl	Experimento 70 mg/L NH ₄ Cl	Experimento 140 mg/L NH ₄ Cl
q _{máx} (mg N-NH ₃ /mg biomassa.h)	- 7,93 x 10 ⁻⁵	2,51 x 10 ⁻⁴	4,75 x 10 ⁻³
K _C (h ⁻¹)	-0,15	-0,33	2,27
μ _{máx} (h ⁻¹)	0,037	0,016	0,0067
tg (h)	18,3	42,3	103,5
K _d (h ⁻¹)	6,2 x 10 ⁻³	4,9 x 10 ⁻³	1,9 x 10 ⁻³
Y _{X/S} (mg biomassa/mg N-NH ₃)	-0,23	-0,24	-0,05

q_{máx}: taxa máxima de remoção de substrato; K_C: constante de saturação de Contois; μ_{máx}: velocidade específica de crescimento máxima; tg: tempo de geração; K_d: constante de decaimento celular; Y_{X/S}: fator de conversão de substrato em célula

4 CONCLUSÃO

O microorganismo cresce nas concentrações de 35 e 70 mg/L de NH₄Cl a 35°C.

Para a concentração em NH₄Cl de 140 mg/L a 35°C e para as concentrações de 35, 70 e 140 mg/L a 20°C nos períodos experimentais foi constatado somente a fase de adaptação.

Não foram verificadas remoções significativas de nitrogênio amoniacal, com a eficiência máxima de 14,3%, quando o microorganismo foi inoculado em meio contendo 35 mg/L de N-NH₄⁺ a 35°C.

A tolerância da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* nos teores de amônia avaliados sugere que este microrganismo poderia ser utilizado em pós-tratamento de efluente gerado em sistemas anaeróbios.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. 1998. Washington.

BASHAN, L. E.; MORENO, M.; HERNANDEZ, J-P.; BASHAN, Y. Removal of ammonium and phosphorus ions from synthetic wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* coimmobilized in alginate beads with the microalgae growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*. **Water Research**. v. 36, p. 2941-2948, 2002.

BASTOS, R. G.; ZEPKA, L. Q.; VOLPATO, G. GARCIA, M. S.; JACOB, E. L.; QUEIROZ, M. I. Remoção de matéria orgânica do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscopica Nägeli*. In: BASTOS, R. G. **Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no tratamento de efluentes e na produção de proteína unicelular**. Rio Grande, 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BELTRAN-HEREDIA, J.; TORREGROSA, J.; DOMINGUEZ, J. R.; GARCIA, JUAN. Aerobic biological treatment of black table olive washing wastewaters: effect of an ozonation stage. **Process Biochemistry**. v. 35, p. 1183-1190, 2000.

BLIER, R.; LALIBERTÉ, G.; DE LA NOÛE, J. Production of the cyanobacterium *Phormidium bohneri* in parallel with epuration of a dairy anaerobic effluent. **Process Biochemistry**. v. 31, n. 6, p. 587-593, 1996.

BRIAND, J. F.; ROBILLOT, C.; QUIBLIER-LLOBÉRAS, C.; HUMBERT, J. F.; COUTÉ, A.; BERNARD, C. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research**. v. 36, p. 3183-3192, 2002.

BU'LOCK, J.; KRISTIANSEN, B. **Biotecnologia básica**. Zaragoza: Editorial Acribia S.A., 1991.

CAMPOS, J. L.; et al. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. **Water Research**. v. 36, p. 2555-2560, 2002.

DE LA NOUE, J.; PAUW, N. The potential of microalgal biotechnology: A review of production and uses of microalgae. **Biotechnology Advances**. v. 6, p. 725-770, 1988.

FAY, P. **The blue-greens (Cyanophyta-Cyanobacteria)**. First publisher in Great Britain. p. 01-88, 1983.

HERRERO, A.; MURO-PASTOR, A. M.; FLORES, E. Nitrogen control in cyanobacteria. **Journal of Bacteriology**. v. 183, n. 2, p. 411-425, 2001.

LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J.; SYLVESTRE, S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. **Bioresource Technology**. v. 59, p. 227-233, 1997.

LAY, Jiunn-Jvi; LI, Yu-You; NOIKE, T. The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes. **Water Environment Research**. v. 70, n. 5, p. 1075-1082, 1998.

MARTÍNEZ, M. E.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F. Influence of phosphorus concentration and temperature on growth and phosphorus uptake by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 67, p. 233-240, 1999.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 59, p. 361-376, 1999.

MURO-PASTOR, M. I.; FLORENCIO, F. J. Regulation of ammonium assimilation in cyanobacteria. **Plant Physiology and Biochemistry**. v. 41, p. 595-603, 2003.

NUÑES, V. J.; VONTOLINA, D; NIEVES, M.; PIÑA, P.; MEDINA, A.; GUERRERO, M. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 78, p. 161-164, 2001.

PRZYTOCKA-JUSIAK, M. Growth and survival of *Chlorella vulgaris* in high concentration of nitrogen. **Acta Microbiology**. v. 25, p. 287-289, 1976.

QUEIROZ, M. I. **Remoção do nitrogênio em efluente da indústria de parboilização do arroz e conversão em biomassa por *Aphanothece microscopica Nægeli***. Pelotas, 1998. 165f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal de Pelotas.

QUEIROZ, M. I.; ZEPKA, L. Q.; LOPES, E. J.; BASTOS, R. Evaluation of single cell protein production by *Aphanothece microscopica Nægeli* in batch reactor. **Food Science and Biotechnology**. v. 13, n. 1, p. 130-141, 2004.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STANIER, R. Y. Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Great Britain. n. 111. p. 01-61, 1979.

SAHA, S. K.; UMA, L.; SUBRAMANIAN, G. Nitrogen stress induced changes in the marine cyanobacterium *Oscillatoria willei* BDU 130511. **FEMS Microbiology Ecology**. v. 45, p. 263-272, 2003.

SUNG, S.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**. v. 53, p. 43-52, 2003.

TALBOT, P.; DE LA NOUE, J. Tertiary treatment of wastewater with *Phormidium bohneri* (Schmidle) under various light and temperature conditions. **Water Research**. v. 27, p. 153-159, 1993.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media. **Bioresource Technology**. v. 57, p. 45-50, 1996.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of immobilized microalgal bead concentrations on wastewater nutrient removal. **Environmental Pollution**. v. 107, p. 145-151, 2000.

APLICAÇÃO DA CIANOBACTÉRIA *Aphanothece*
microscopica Nägeli COMO PÓS-TRATAMENTO EM
EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA

APLICAÇÃO DA CIANOBACTÉRIA *Aphanothece microscopica Nægeli* COMO PÓS-TRATAMENTO EM EFLUENTE DA INDÚSTRIA DA PESCA

M. O., Hornes; M. I., Queiroz
Fundação Universidade Federal do Rio Grande
Rua Engenheiro Alfredo Huch, 475 – CEP 96201-900 - Rio Grande/RS
mohornes@yahoo.com.br, mariaisabel.queiroz@mailcity.com.br

RESUMO

A cidade do Rio Grande, RS, Brasil, tem sua economia voltada à indústria pesqueira. O tratamento biológico utilizado pelas indústrias de alimentos geralmente é composto de reatores anaeróbicos, os quais se caracterizam pela remoção de matéria orgânica, mas não são eficientes na redução significativa de nutrientes como fósforo e nitrogênio em relação aos padrões exigidos pelos órgãos ambientais competentes. Nesse sentido, o trabalho teve por objetivo avaliar a utilização da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* como pós-tratamento do efluente oriundo do processamento de pescado. As condições experimentais foram temperatura de 30°C, ausência de luminosidade e razões C/N de 20 e 60. Os inóculos utilizados nos experimentos foram obtidos a partir de culturas na fase logarítmica desenvolvidas em meio BGN e em meio BGN modificado pela substituição do nitrato de sódio por cloreto de amônio em concentração equivalente em nitrogênio contido no meio padrão (Braun-Grunow Medium – BGN). Utilizou-se um reator de mistura completa com capacidade de 3 L provido de um sistema de aeração. Os modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes apresentaram significativos coeficientes de correlação para todas as condições analisadas. Os experimentos com inóculos gerados em meio BGN foram considerados as melhores condições avaliadas, apresentando uma redução significativa dos parâmetros N-TK e P-PO₄⁻³ em menos de 24 horas de cultivo e atingindo neste período concentrações inferiores aos limites estabelecidos pela legislação. No que se refere ao parâmetro DQO o experimento com razão C/N 20 atingiu o limite exigido pela legislação em menos de 24 horas e para a razão C/N 60 em 48 horas de cultivo. Esses resultados indicam a viabilidade da aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* como pós-tratamento do efluente do processamento de pescado.

Palavras-chave: cianobactéria, *Aphanothece microscopica Nægeli*, efluente pescado, pós-tratamento

APPLICATION OF CIANOBACTERIUM *Aphanothece microscopica Nægeli* AS POST-TREATMENT IN EFFLUENT OF FISH INDUSTRY

ABSTRACT

The city of Rio Grande, RS, Brazil, has its economy focused to the fishing industry. The biological treatment used by the industries of victuals it is usually made up of anaerobic reactors, which are characterized by the capacity to remove organic matter, but they are not capable to reduce significantly nutrient as phosphorus and nitrogen with regard to the patterns demanded by the competent environmental offices. In that sense, this study aimed to evaluate the use of the cyanobacterium *Aphanothece microscopica Nægeli* as post-treatment of the effluent originating from fish processing. The experimental conditions were temperature of 30°C, absence of brightness and ratio C/N of 20 and 60. The inocula used in the experiments were obtained from cultures in the logarithmic phase developed in medium BGN and in BGN medium modified by the substitution of the nitrate of sodium by chloride of ammonium in equivalent concentration in nitrogen contained in the standard medium (Braun-Grunow Medium - BGN). It was used a reactor for full mixture with capacity of 3L provided with aeration system. The models of removal of organic matter and nutrients presented significant correlation coefficients for all the analyzed conditions. The experiments with inocula generated in medium BGN presented the best conditions assessed, showing a significant reduction of the parameters N-TK and P-PO₄⁻³ in less than 24 hours of cultivation and reaching in this period lower concentrations to the established limits for the legislation. When it comes to the parameter COD the experiment with ratio C/N 20 reached the limit demanded by the legislation in less than 24 hours and for the ratio C/N 60 in 48 hours of cultivation. Those results indicate the viability of the application of the cyanobacterium *Aphanothece microscopica Nægeli* as post-treatment of the effluent of the fish processing.

Key Words: cyanobacterium, *Aphanothece microscopica Nægeli*, fishing effluent, post-treatment

1 INTRODUÇÃO

As indústrias de processamento de alimentos usualmente geram grandes volumes de efluentes, caracterizados por terem altas concentrações em matéria orgânica, composto por proteínas, carboidratos e lipídios, facilmente biodegradáveis. Caracterizam-se ainda por conter grandes quantidades de sólidos suspensos e vários componentes inorgânicos como nitrogênio e fósforo. Isso gera um problema de poluição para a qualidade da água quando é descarregado nos corpos receptores (GUERRERO et al., 1999; CONTRERAS et al., 2000).

As tecnologias anaeróbias são comumente utilizadas para o tratamento de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, entretanto, não são consideradas suficientes para atingir os padrões exigidos para o lançamento nos corpos receptores, necessitando assim de um pós-tratamento (BLIER et al., 1996; GUERRERO et al., 1997; MOODY e RAMAN, 2001).

As plantas de remoção de nitrogênio convencionais são baseadas na combinação de nitrificação, onde ocorre a oxidação aeróbia de amônia a nitrato, e desnitrificação, em que há a conversão anóxica de nitrato a gás nitrogênio. Em termos de configuração de reatores, isto implica na separação espacial e temporal em duas fases (DINÇER e KARGI, 2000; PATUREAU et al., 2001; TSAI et al., 2003). Da mesma forma, para a remoção biológica de fósforo também é utilizado o sistema composto de duas fases, pois é necessário submeter à ação microbiana nas condições anaeróbia e aeróbia (DELGENÈS et al., 1998).

O tratamento de efluentes é dependente de vários parâmetros ambientais, como pH, temperatura, luminosidade, fonte de carbono, sistema de agitação, composição do meio e tempo de retenção. Entre estes fatores, a concentração de nutrientes inorgânicos, que pode ser expressa como razão C/N e N/P, exerce uma grande influência no crescimento das cianobactérias (LALIBERTÉ et al., 1997; CRAGGS et al., 1997). A importância deste parâmetro no desenvolvimento de microorganismos é comprovada por CARRERA et al. (2004), que verificaram a diminuição da taxa de nitrificação com o aumento da razão C/N a partir da faixa ideal.

As indústrias de processamento de alimentos geram efluentes com significativas concentrações de amônia devido à alta taxa de hidrólise protéica, inibindo o crescimento dos microorganismos nos tratamentos biológicos (CAMPOS et al, 2002; SUNG e LIU, 2003). Por outro lado, a aclimação é um fator importante e que pode influenciar o grau de inibição da amônia, podendo tornar os microorganismos menos sensíveis ao aumento de nitrogênio amoniacal total e a variações de pH (VILLAVERDE et al., 2000; RUIZ et al., 2003; SUNG e LIU, 2003). Torna-se então importante o estudo sobre a adaptação de culturas em meio contendo concentração elevada de nitrogênio amoniacal no aumento da eficiência de remoção de nitrogênio no efluente industrial, uma vez que poucas pesquisas são realizadas sobre esse tema.

O uso de cianobactérias e microalgas de uma forma geral em instalações de tratamento de efluentes para a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes tem sido largamente estudado (LALIBERTÉ et al., 1997; GONZÁLEZ et al., 1997; MARTÍNEZ et al, 2000; TAM e WONG, 2000). Estes microorganismos agem como agentes de purificação altamente eficientes, pois não somente usam nutrientes inorgânicos como também contribuem para a purificação dos corpos receptores pela produção de oxigênio e remoção de metais (SANCHO et al., 1999). Além disso, o uso destes microorganismos tem a vantagem de não gerar poluição adicional, uma vez que a biomassa pode ser separada e permite uma eficiente reciclagem dos nutrientes (CRAGGS et al., 1997).

GONZÁLES et al. (1997) avaliaram a eficiência de remoção de amônia e fósforo em efluente da agroindústria oriundo de tratamento secundário por *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus dimorphus*. Os autores concluíram que as microalgas em estudo seriam uma boa opção como tratamento terciário na remoção de nitrogênio e fósforo, constatando maior remoção de amônia e moderada remoção de fósforo quando comparada as cianobactérias *Phormidium* e *Spirulina*. A remoção de nitrogênio e fósforo mediante o uso de cianobactérias foi evidenciada ainda por outros autores como o trabalho de BLIER et al. (1996), que estudaram o crescimento e a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal pela cianobactéria *Phormidium bohneri* cultivada no efluente gerado pela indústria de laticínios. Foi registrada alta taxa de crescimento ($0,58 \text{ d}^{-1}$) e biomassa de 565 mg/L de matéria seca após 16 dias de cultivo. Estes autores trabalhando com efluente com concentrações de 30, 40 e

50 mg/L de nitrogênio amoniacal, obtiveram eficiências de remoção no final de 6 dias similares, independente da concentração de nitrogênio amoniacal no meio. O potencial de remoção de nitrogênio e fósforo por cianobactérias pode ser demonstrado ainda com o trabalho de CRAGGS et al. (1997), para a *Oscillatoria sp* que registraram remoções de 100% de nitrogênio amoniacal e orto-fosfato de águas residuárias.

A Fundação Universidade Federal de Rio Grande vem estudando a utilização da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* no tratamento de efluente da parboilização do arroz, tendo demonstrado seu potencial quanto à remoção de nitrogênio e matéria orgânica para esta água residuária (QUEIROZ, 1998; PADILHA et al., 2000; QUEIROZ et al. 2001; QUEIROZ et al. 2002; QUEIROZ et al. 2004). Por outro lado, em relação ao comportamento deste microorganismo no efluente da indústria processadora do pescado ainda não se tem qualquer informação. Em face disso o trabalho teve por objetivo avaliar a utilização da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* como pós-tratamento do efluente oriundo do processamento de pescado.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Microorganismo

O microorganismo utilizado foi a cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* na fase exponencial de crescimento, cultivada no meio BGN (Braun – Grunow Medium) a 25°C, pH ajustado a 7,6 sob aeração constante de 1 VVM e fotoperíodo de 12 horas a 2000 lux (QUEIROZ, 1998) e no meio BGN modificado pela substituição parcial de nitrato de sódio (NaNO_3) contido neste meio por cloreto de amônio (NH_4Cl), na concentração de 70 mg/L.

A concentração de cloreto de amônio utilizada no presente trabalho foi determinada a partir de experimentos com a cianobactéria em meios contendo diferentes concentrações de amônia, sendo que o experimento com a concentração de 70 mg/L foi o que apresentou a maior remoção de nitrogênio amoniacal bem como o maior crescimento.

O meio BGN é composto por: $K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$ (0,04 g/L), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,075 g/L), Na_2CO_3 (0,15 g/L), $NaNO_3$ (0,15 g/L), EDTA (0,001 g/L), H_3BO_3 (2,86 g/L), $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ (1,81 g/L), $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,222 g/L), $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ (0,39 g/L), $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ (0,079 g/L), $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (0,040 g/L), ácido cítrico (0,006 g/L) e citrato de amônio férrico (0,006 g/L) (RIPKA et al., 1979).

2.2 Efluente

O efluente da indústria processadora de pescado empregado nos experimentos foi proveniente do tratamento secundário de um reator piloto de mistura completa de 80 cm de altura e 10 cm de diâmetro com volume útil de 5L, constituído de PVC e tendo na sua parte superior acoplada um motor dotado de uma haste metálica.

2.3 Condições experimentais

O volume de efluente utilizado foi de três litros com pH ajustado a 7,6. A razão C/N aferida para 20 ou 60 foi realizada com glicose em função das concentrações de N-TK. Foram utilizados inóculos em torno de 200 mg/L na fase exponencial do microorganismo desenvolvido em meio BGN e meio BGN modificado. Estas condições resultaram em quatro experimentos que foram realizados com réplica. Alíquotas da cultura eram previamente quantificadas por gravimetria mediante filtração em filtro milipore ($\phi = 0,45 \mu m$) previamente seco a 105°C e tarado. Posteriormente um volume de cultura equivalente ao inóculo requerido foi centrifugado a 4000 rpm por 20 minutos, separado do sobrenadante, e transferido para o efluente contido no reator. As condições de temperatura e luminosidade foi 30°C e ausência de luz.

O reator de mistura completa utilizado para os experimentos constituiu-se de uma extensão cilíndrica de PVC com dimensões de 80 cm de altura e 10 cm de diâmetro. Na sua porção inferior foram feitos três orifícios para a entrada de ar, promovendo assim aeração e agitação do meio, e no topo do reator foi utilizado uma cobertura para não permitir a entrada de luz.

2.4 Incubação

O período de incubação foi de 72 horas, sendo monitorado para os parâmetros biomassa, pH, N-TK, N-NH₃, DQO e P-PO₄⁻³. A biomassa foi avaliada por gravimetria conforme já descrito no item 2.3 e as demais determinações analíticas, para avaliação da eficiência de remoção, foram realizadas segundo metodologia proposta por APHA (1998).

2.5 Análise cinética de crescimento

Para a avaliação do crescimento da *Aphanothece microscopica Nægeli* nas diferentes condições estudadas foram levantadas curvas de crescimento, plotando nas abscissas o tempo de cultivo e nas ordenadas o logaritmo da biomassa registrada a cada intervalo de tempo.

Para o cálculo das variáveis cinéticas foi utilizado o modelo de Contois, conforme indicado por BELTRAN-HEREDIA et al. (2000). A taxa específica de remoção de substrato foi calculada segundo a equação 1, obtendo-se um modelo linear através do gráfico 1/q vs X/S (equação 2), tendo como intersecção 1/q_{máx} e declividade K_S/q_{máx}.

$$q = q_{\max} \frac{S}{K_C X + S} \quad \text{Equação 1}$$

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{q_{\max}} + \frac{K_C \cdot X}{q_{\max} \cdot S} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: X = concentração da biomassa (mg/L)

S = concentração do substrato (mg/L)

K_C = constante de saturação de Contois (h⁻¹)

q = taxa de consumo de substrato (mg S/mg biomassa.h)

A velocidade específica de crescimento foi determinada a partir da primeira derivada do modelo de crescimento dividido pela concentração em cada instante de

tempo, conforme equação 3. Para o cálculo do tempo de geração foi utilizada a equação 4.

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} X \quad \text{Equação 3}$$

$$tg = \frac{\ln 2}{\mu_{\max}} \quad \text{Equação 4}$$

Onde: t = tempo de reação (h)

tg = tempo de geração (h)

2.6 Avaliação estatística

Os resultados foram tratados estatisticamente por Análise de Variância ($p \leq 0,05$). O teste de comparação de Tukey foi empregado quando o resultado da Análise de Variância mostrou diferença significativa entre os tratamentos. Todos os cálculos estatísticos foram realizados através do software Statistic 5.0.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Crescimento

As figuras 1 e 2 expressam o crescimento do microorganismo em estudo nas diferentes condições avaliadas. Analisando o comportamento da figura 1, observa-se que independente das razões C/N do meio de cultivo, se registram bem definidas, as fases logarítmica, estacionária e endógena, com ausência da fase lag. A ausência desta fase é característica nas curvas de crescimento de cianobactérias quando inoculadas em efluentes de indústrias de alimentos, devido à alta disponibilidade de compostos carbonados e nutrientes como ácidos orgânicos, nitrogênio entre outros (BLIER et al., 1996; GUERRERO et al., 1999; QUEIROZ et al., 2002). No que se refere ao crescimento da *Aphanothece microscopica Nägeli*, este fato está de acordo com QUEIROZ et al. (2002) e BASTOS et al. (2002a), que constataram a ausência da fase lag para este microorganismo quando cultivado no efluente da parboilização do arroz.

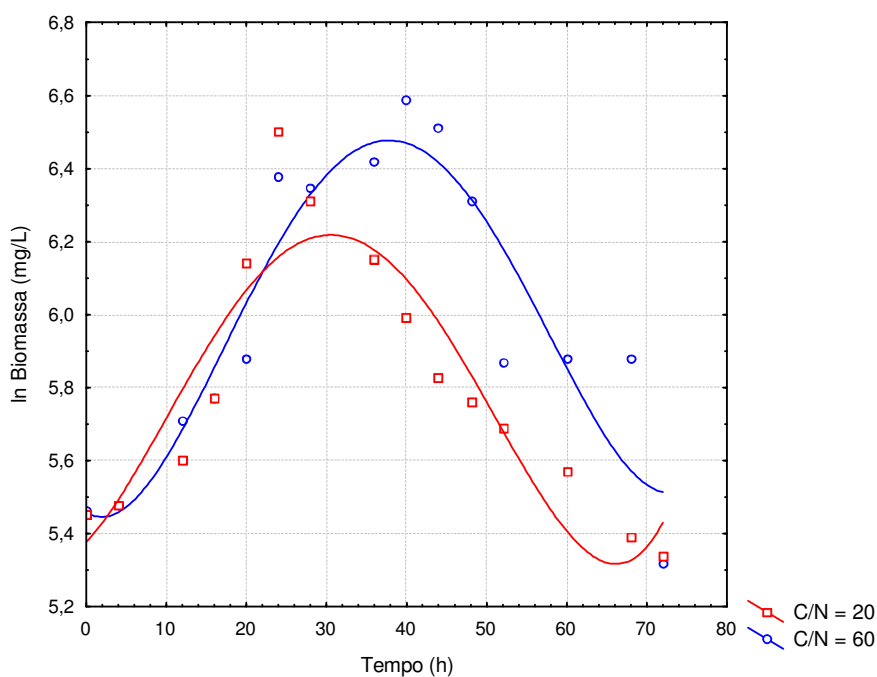


Figura 1. Curvas de crescimento para culturas mantidas no meio BGN

A análise da figura 1 sugere uma maior velocidade de crescimento para maior razão C/N avaliada (60). Constatção esta que pode ser corroborada pelos dados da tabela 1 que expressa maior velocidade específica de crescimento máxima ($0,0610h^{-1}$) e conseqüente menor tempo de geração (11,36 h), quando o cultivo se desenvolve a partir de inóculo gerado em meio BGN em efluente com razão C/N 60. LOPES et al. (2003) também constataram que para a *Aphanothece microscopica Nægeli* desenvolvida no efluente da parboilização do arroz, a melhor condição de cultivo considerada foi razão C/N 50. Essa influência da razão C/N é também verificada quando o cultivo ocorre com inóculo oriundo de crescimento exponencial em meio BGN modificado (figura 2 e tabela 1). No entanto, para esta condição o comportamento das curvas de crescimento não são perfeitamente definidas no período de incubação considerado (72 h). É possível verificar a presença da fase lag para a razão C/N 20, o que não ocorreu em meio BGN, fase esta notadamente definida para C/N 20, quando comparada à razão C/N 60, tendo início a fase logarítmica em torno de 60 horas após início do cultivo. Contudo para razão C/N 60 o crescimento embora de forma lenta é registrado nas primeiras horas de cultivo. Comparando-se ainda as figuras 1 e 2, verifica-se que o microorganismo no final do período experimental considerado para os cultivos em que o inóculo foi oriundo do meio BGN modificado, ainda se encontravam na fase logarítmica, constatação esta

não evidenciada para os inóculos oriundos de meio BGN não modificado, que entre 30 e 40 horas já se registrou a fase de declínio (figura 1). Isto indica um esgotamento prévio dos nutrientes e conseqüente gasto energético pelos microorganismos. Fato este inibido quando o inóculo é desenvolvido em meio modificado, estando conseqüentemente o sistema enzimático dos microorganismos adaptados à presença de nitrogênio amoniacal. Isso sugere que uma vez em condições adequadas de razões C/N, resultaria em menor gasto energético e conseqüente maior fase logarítmica.

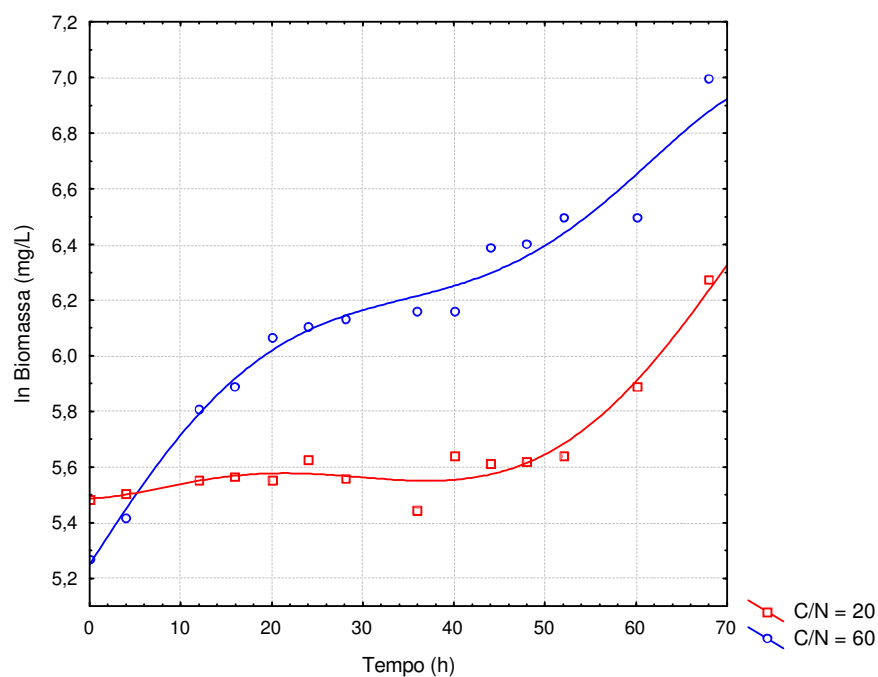


Figura 2. Curvas de crescimento para culturas mantidas no meio BGN modificado

Tabela 1. Velocidades específicas de crescimento máximas

Inóculos	Razão C/N	μ (h^{-1})	tg (h)
BGN	20	0,0589	11,77
BGN	60	0,0610	11,36
BGN modificado	20	0,0483	14,35
BGN modificado	60	0,0976	7,10

*diferentes combinações de letras, $p < 0,05$

Observa-se na tabela 2 que a razão C/N exerce influência significativa na velocidade específica de crescimento.

Tabela 2. Resumo dos efeitos dos fatores para a variável velocidade específica de crescimento máxima ($\mu_{\text{máx}}$)

Efeitos	F	p
Culturas	1,83249	0,2472
Razão C/N	12,02961	0,0256
Culturas x Razão C/N	7,06717	0,0564

*diferenças significativas ($p < 0,05$); F: estatística de Snedecor; p: probabilidade

A tabela 3 mostra os modelos de crescimento no efluente de pescado. Observa-se que os melhores ajustes dos modelos ocorreram nos experimentos utilizando culturas desenvolvidas em meio BGN modificado.

Tabela 3. Modelos de crescimento para a cianobactéria *Aphanothece microscopica* Nägeli no efluente de pescado

Inóculos	Razão C/N	Modelo	r	VE
BGN	20	Biomassa = $202,9 + 5,26.T + 0,87.T^2 - 0,031.T^3 + 0,00026.T^4$	0,85	72,5
BGN	60	Biomassa = $243,4 - 16,8.T + 2,25.T^2 - 0,055.T^3 + 0,00037.T^4$	0,91	83,1
BGN modificado	20	Biomassa = $230,2 + 16,4.T - 0,35.T^2 - 0,0067.T^3 + 0,00011.T^4$	0,96	92,5
BGN modificado	60	Biomassa = $199,8 + 27,2.T - 0,68.T^2 + 0,0054.T^3 + 0,000018.T^4$	0,97	94,4

*r: coeficiente de correlação; VE: variância explicada

3.2 Remoção de matéria orgânica

No que se refere à remoção de matéria orgânica na figura 3 se pode avaliar o consumo de DQO no efluente por *Aphanothece* nas condições experimentais. O gráfico expressa grande consumo de matéria orgânica para todos os experimentos, sendo registradas eficiências de remoção superiores a 90% (tabela 4). Estes resultados são corroborados pelos modelos de consumo de DQO registrados na tabela 6, onde se observam correlações superiores a 0,98, confirmando a viabilidade de todos os modelos descritos para o consumo de matéria orgânica presente no efluente do processamento de pescado. Os valores obtidos para a remoção de matéria orgânica estão de acordo com QUEIROZ et al. (2002), que encontraram eficiências acima de 90% na remoção de DQO no efluente da parboilização do arroz utilizando o microorganismo em estudo. Da mesma forma PADILHA et al. (2000) verificaram para a cianobactéria *Aphanothece* altas remoções de matéria orgânica.

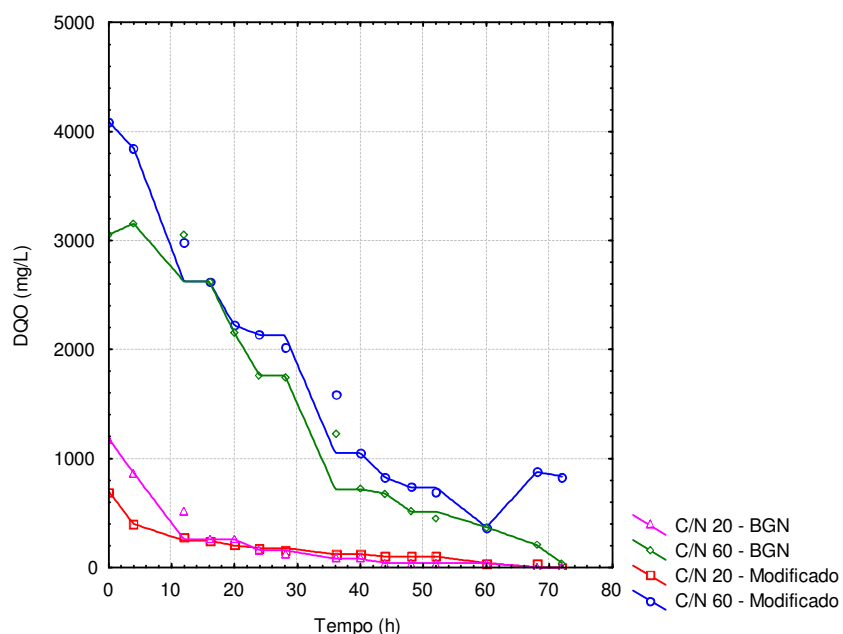


Figura 3. Consumo de DQO do efluente do processamento de pescado

Tabela 4. Remoções máximas de DQO do efluente de pescado

Culturas	Razão C/N	E-DQO (%)
BGN	20	96,7 (40 h)
BGN	60	98,6 (72 h)
BGN _{modificado}	20	94,2 (60 h)
BGN _{modificado}	60	90,9 (60 h)

*E-DQO: eficiência de remoção de DQO

A tabela 5 apresenta a interação dos efeitos analisados para a variável eficiência de remoção de DQO. A análise sugere que o tipo de inóculo utilizado exerce grande influência no consumo de matéria orgânica, em função da diferença altamente significativa obtida para este efeito ($p = 0,000012$).

Tabela 5. Resumo dos efeitos dos fatores para a variável eficiência de remoção de DQO

Efeitos	F	p
Inóculos	703,5172	0,000012
Razão C/N	13,52724	0,021267
Culturas x Razão C/N	186,4828	0,000166

*diferenças significativas ($p < 0,05$); F: estatística de Snedecor; p: probabilidade

A FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental – é órgão governamental responsável pelo monitoramento do descarte industrial no estado do

Rio Grande do Sul, além de estabelecer os padrões de emissão que devem ser atendidos para o lançamento de efluentes nos corpos receptores, de acordo com a Norma Técnica n.º 01/89, Portaria n.º 05/89, da Secretaria de Saúde e Meio Ambiente (BRASIL, 1990). Nesse sentido, para o parâmetro DQO, os experimentos utilizando razão C/N 20 resultaram em concentrações de acordo com o valor estabelecido pela FEPAM (menor que 405 mg/L) em menos de 16 horas. Por outro lado, esse limite foi atingido em 48 e 60 horas nos experimentos com razão C/N de 60 e culturas mantidas em meio BGN e BGN modificado, respectivamente.

Tabela 6. Modelos de consumo de DQO no efluente de pescado

Inóculos	Razão C/N	Modelo	r	VE
BGN	20	$DQO = 1178 - 84,5.T + 2,41.T^2 - 0,030.T^3 + 0,00014.T^4$	0,99	99,5
BGN	60	$DQO = 3074 + 47,57.T - 6,77.T^2 + 0,139.T^3 - 0,00086.T^4$	0,99	99,2
BGN modificado	20	$DQO = 645,5 - 47,5.T + 1,71.T^2 - 0,027.T^3 + 0,00015.T^4$	0,98	97,1
BGN modificado	60	$DQO = 4160 - 120,9.T + 2,44.T^2 - 0,049.T^3 + 0,00041.T^4$	0,99	98,9

*r: coeficiente de correlação; VE: variância explicada

3.3 Remoção de nutrientes

A figura 4 apresenta o consumo de N-TK do efluente do processamento de pescado para inóculos desenvolvidos em meio BGN e BGN modificado nas condições experimentais. Pode-se observar que os experimentos utilizando inóculos oriundos do meio BGN apresentaram concentrações finais de N-TK inferiores aos ensaios com inóculos desenvolvidos em meio BGN modificado, atingindo máxima eficiência de remoção (92,7%) em 48 h para a razão C/N 60 (tabela 7). Este resultado expressa o potencial da cianobactéria para a remoção de nitrogênio também neste efluente, considerando que BASTOS et al. (2002a), utilizando a cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no efluente da parboilização do arroz, obteve remoção de 79,4% em 21 horas de cultivo.

A tabela 7 apresenta os valores de eficiências de remoção máximas de N-TK e N-NH₃ nas condições experimentais. Embora as máximas remoções de N-TK tenham ocorrido em 60 e 48h, quando o cultivo se desenvolve a partir de inóculo gerado em meio BGN em efluente com razão C/N 20 e 60, respectivamente, em

ambos o padrão de emissão previsto na legislação vigente (até 10 mg/L) foi atingido em apenas 24 horas.

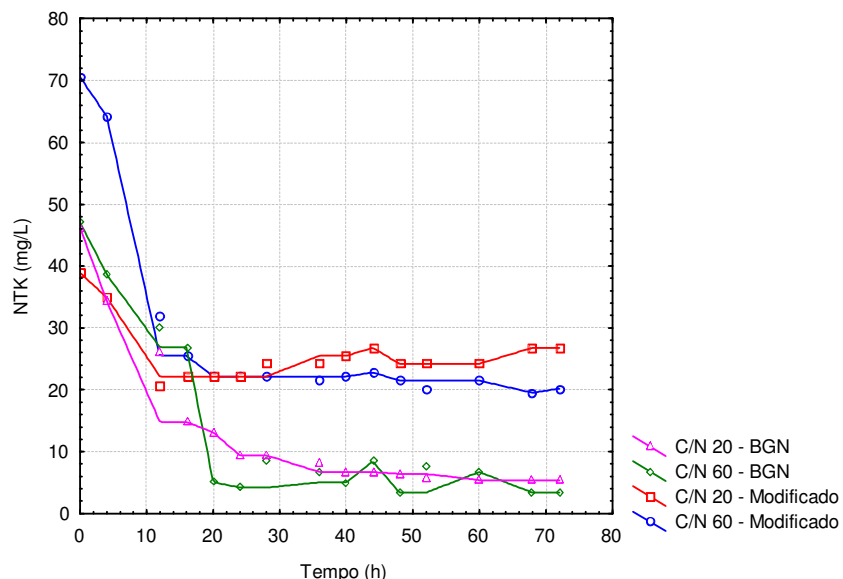


Figura 4. Consumo de N-TK do efluente do processamento de pescado

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal o experimento utilizando inóculo desenvolvido em meio BGN e efluente com razão C/N 60 apresentou total remoção em 40 h. A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi também reportado por LINCOLN et al. (1996), que constataram a redução da concentração de nitrogênio amoniacal de 100 mg/L para menos de 1 mg/L em dez dias, através da ação da cianobactéria *Arthrospira platensis* no efluente proveniente do processo anaeróbio de uma estação de tratamento de uma indústria de laticínios.

Tabela 7. Máximas eficiências de remoção para os parâmetros N-TK e N-NH₃ do efluente de pescado

Inóculos	Razão C/N	E-N-TK (%)	E-NH ₃ (%)	Dif-ER (%)
BGN	20	88,3 (60h)	95,0 (36h)	6,7
BGN	60	92,7 (48h)	100 (40h)	7,3
BGN modificado	20	47,3 (12h)	33,3 (12h)	14,0
BGN modificado	60	71,4 (52h)	86,0 (52h)	14,6

*E-N-TK: eficiência de remoção de nitrogênio total; E-NH₃: eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal; Dif-ER: diferença entre E-N-TK e E-NH₃

De acordo com os dados apresentados na tabela 7, pode-se observar que as remoções de N-TK e N-NH₃ ocorreram na mesma proporção, pois enquanto nos

experimentos utilizando culturas a partir do meio BGN a diferença entre a remoção destes parâmetros ficou em 7%, para os demais experimentos ficou em torno de 14%. Isso mostra que o parâmetro N-TK é composto em grande parte de nitrogênio amoniacal, fato este confirmado pelo alto coeficiente de correlação entre as máximas eficiências de remoção das variáveis N-TK e N-NH₃ (0,96).

A análise da tabela 8 expressa os efeitos dos fatores em análise para as variáveis E-N-TK e E-NH₃. É possível verificar que todos os efeitos influenciaram significativamente na remoção de N-TK e de N-NH₃, porém o efeito dos inóculos se destacou sobre a razão C/N. Essa diferença pode ser visualizada nas figuras 5 e 6, o que sugere o uso de inóculos sem adaptação ao meio amoniacal para a remoção destes componentes.

Tabela 8. Resumo dos efeitos dos fatores para as variáveis E-N-TK e E-NH₃

Efeitos	E-N-TK		E-NH ₃	
	F	p	F	p
Inóculos	1389,861	0,000003	27879,8	0,0000
Razão C/N	300,3645	0,000065	16296,78	0,0000
Meio x Razão C/N	146,252	0,000268	11098,98	0,0000

*diferenças significativas (p < 0,05); F: estatística de Snedecor; p: probabilidade

*E-N-TK: eficiência de remoção de nitrogênio total; E-NH₃: eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal

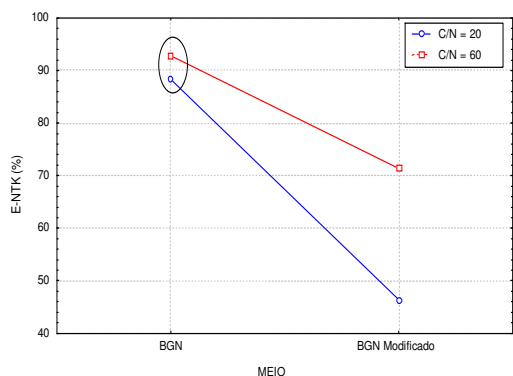


Figura 5. Variação da remoção de N-TK em função dos fatores culturais e razão C/N

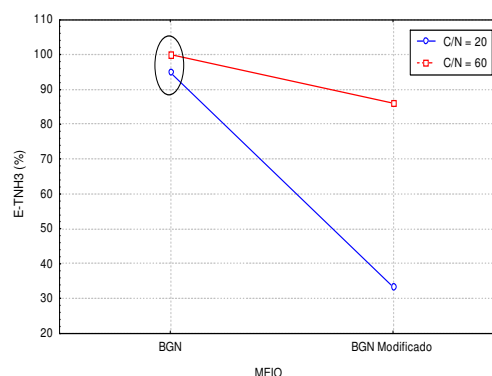


Figura 6. Variação da remoção de N-NH₃ em função dos fatores culturais e razão C/N

Considerando que as culturas foram constantemente aeradas e os valores de pH se mantiveram alcalinos, conforme pode ser verificado na tabela 9, é provável que o desprendimento de amônia tenha contribuído para a remoção de nitrogênio

amoniaco. Segundo NUÑEZ et al. (2001) e SUNG e LIU (2003), essa remoção acontece principalmente em temperaturas acima de 30°C e, juntamente com o pH alcalino, ocorre o deslocamento do equilíbrio amônio/amônia para a produção de amônia livre. Porém, deve ser ressaltado que o desprendimento da amônia pelo efeito da aeração pode colaborar em parte com a eliminação de nitrogênio amoniaco e que a cianobactéria desempenha um papel importante na remoção deste componente. Isto pode ser confirmado por TAM e WONG et al. (2000) e MARTÍNEZ et al. (2000), os quais verificaram o efeito da aeração na redução das concentrações de amônia e notaram que a redução significativa na concentração deste parâmetro foi causada quase completamente à assimilação do nitrogênio pela cianobactéria.

Tabela 9. Variação do pH com o tempo nas diferentes condições experimentais

Tempo (h)	pH			
	BGN – C/N 20	BGN – C/N 60	BGN _{mod} – C/N 20	BGN _{mod} – C/N 60
0	7,88	7,95	7,80	7,45
12	8,39	8,30	7,94	7,44
24	8,72	8,43	8,25	7,41
36	8,87	8,44	8,58	7,44
48	8,85	8,54	8,46	7,00
60	8,83	8,67	8,69	6,82
72	8,83	8,83	8,47	7,00

A figura 7 indica as curvas de consumo de $P-PO_4^{-3}$ ao longo do período de cultivo da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* no efluente do processamento de pescado. Os experimentos apresentaram eficiência de remoção de 100% para o parâmetro $P-PO_4^{-3}$. Estes valores se equivalem com os dados de KARGI e UYGUR (2003), os quais obtiveram remoção de 90% para o parâmetro $P-PO_4^{-3}$, para razão C/N igual a 20. Estes resultados são superiores aos alcançados por LINCOLN et al. (1996), que constataram reduções de apenas 41% de fósforo total utilizando a cianobactéria *Arthrospira platensis* no efluente proveniente do processo anaeróbio da estação de tratamento de uma indústria de laticínios.

Alguns autores sugerem a importância de outros fatores na remoção de $P-PO_4^{-3}$, como por exemplo a precipitação. TAM e WONG (2000) destacaram a importância da precipitação do íon fosfato em valores altos de pH ($\geq 8,5$) na remoção deste componente. SYLVESTRE et al. (1996) constataram que em torno de 57% do fosfato foi removido por precipitação durante o crescimento de *Phormidium bohneri* no efluente urbano. Segundo MARTÍNEZ et al. (2000), além deste fator, a absorção tanto

na superfície das células como na superfície do bioreator pode contribuir para a remoção de fósforo do meio de cultivo. Estes mesmos autores citam ainda que a queda inicial da concentração de fósforo resulta, no caso mais favorável, na eliminação acima de 51%. BLIER et al. (1996) calcularam que durante o crescimento de *Phormidium bohneri* no efluente proveniente do tratamento secundário de uma indústria de laticínios, aproximadamente 57% do fósforo foi removido por precipitação e 43% pelo consumo da microalga.

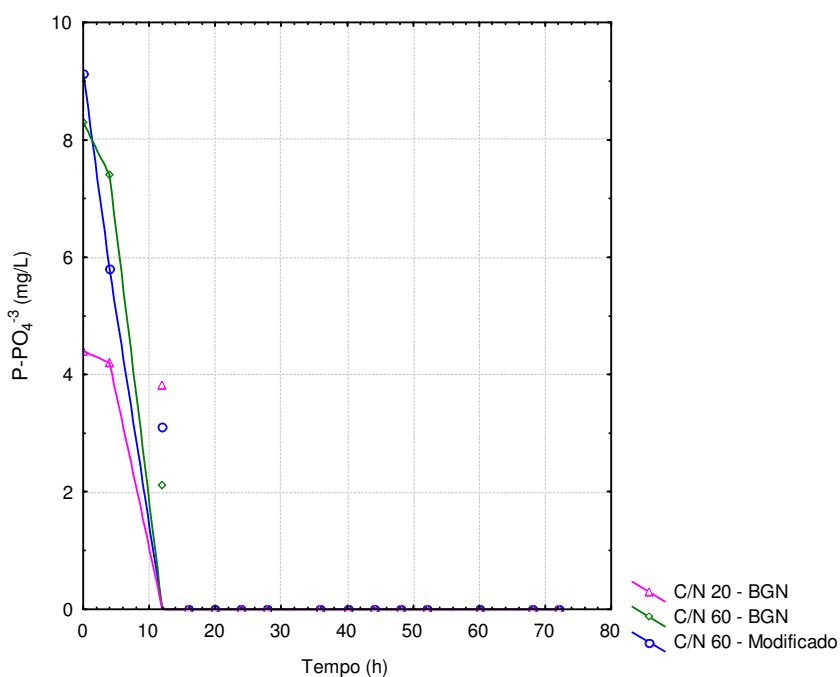


Figura 7. Consumo de $P-PO_4^{-3}$ do efluente do processamento de pescado

A tabela 10 mostra os modelos de consumo de $P-PO_4^{-3}$ no efluente do processamento de pescado. Assim como foi demonstrado para o parâmetro DQO (tabela 6), as correlações apresentadas confirmam a viabilidade dos modelos propostos para o consumo de $P-PO_4^{-3}$ no efluente do processamento de pescado.

A análise das figuras 3, 4 e 7 indicaram que tanto a concentração de DQO como de N-TK e $P-PO_4^{-3}$, foram reduzidas a níveis aceitáveis pela legislação vigente (BRASIL, 1990), confirmando o metabolismo heterotrófico da *Aphanothece* na ausência de luz. Este fato está de acordo com PADILHA et al. (2000) e BASTOS et al. (2002) que registraram eficiência na remoção de DQO e N-TK acima de 90% no efluente da parboilização do arroz e ausência de luz a partir de culturas puras de

Aphanothece. Desta forma, a cianobactéria *Aphanothece microscopica Nægeli* poderia ser utilizada em reatores aeróbios na ausência de luz, visando a remoção simultânea de matéria orgânica (DQO), nitrogênio (N-TK) e fósforo (P-PO₄⁻³) do efluente do processamento de pescado.

Tabela 10. Modelos de consumo de P-PO₄⁻³ no efluente do processamento de pescado

Inóculos	Razão C/N	Modelo	r	VE
BGN	20	$P-PO_4^{-3} = 4,87 - 0,28.T + 0,002.T^2 + 0,000049.T^3 - 0,000001.T^4$	0,93	84,8
BGN	60	$P-PO_4^{-3} = 9,11 - 0,88.T + 0,029.T^2 - 0,00041.T^3 + 0,000002.T^4$	0,98	96,5
BGN _{modificado}	20	$P-PO_4^{-3} = 3,70 - 0,41.T + 0,026.T^2 - 0,00051.T^3 + 0,000003.T^4$	0,96	91,6
BGN _{modificado}	60	$P-PO_4^{-3} = 9,14 - 0,90.T + 0,031.T^2 - 0,00044.T^3 + 0,000002.T^4$	0,99	97,8

*r: coeficiente de correlação; VE: variância explicada

A tabela 11 apresenta o fator de conversão de matéria orgânica em células. Os valores encontrados para os experimentos que utilizaram inóculos desenvolvidos em meio BGN são superiores ao obtido por BASTOS et al. (2002a), utilizando o mesmo microorganismo no efluente da parboilização do arroz e fotoperíodo de 12 horas ($Y_{X/S} = 0,106$ mg biomassa/mg DQO).

Tabela 11. Variáveis cinéticas calculadas através do modelo de Contois

Variável		Experimento			
		BGN – C/N 20	BGN – C/N 60	BGN _{mod} – C/N 20	BGN _{mod} – C/N 60
$Y_{X/S}$		0,13488	0,3179	-0,0663	0,1017
K_D		0,00146	- 0,027	-0,0153	0,0126
$q_{máx}$	DQO	-0,0457	0,0069	-0,2754	0,00367
K_C		-1,39	-0,34	-9,37	-2,80
$q_{máx}$	N-TK	-0,00046	-0,00071	-0,00019	-0,0000267
K_C		-0,0411	0,012	-0,08345	-0,0097
$q_{máx}$	P-PO ₄ ⁻³	*	*	-0,0001242	*
K_C		*	*	-0,003743	*
$q_{máx}$	N-NH ₃	-0,00088	*	0,0000074	-0,0000238
K_C		-0,009	*	-0,02318	-0,006767

$Y_{X/S}$: fator de conversão de substrato em célula (mg biomassa/mg DQO); K_d : constante de decaimento celular (h^{-1});

$q_{máx}$: taxa máxima de remoção de substrato (mg S/mg biomassa.h); K_C : constante de saturação (h^{-1})

* Valores não calculados devido à remoção total em menos de 72 horas

Considerando os experimentos que utilizaram inóculos desenvolvidos em meio BGN, constatou-se que o aumento da razão C/N de 20 para 60 praticamente dobrou a conversão de substrato em célula. Isso indica que a cianobactéria *Aphanothece* pode remover grande quantidade de matéria orgânica com uma baixa conversão em biomassa utilizando uma menor quantidade de fonte de carbono como substrato, necessário para o ajuste da razão C/N, assim como menor geração de lodo no final do tratamento.

A maior taxa de remoção de DQO ocorreu para o experimento com razão C/N 20 e inóculos desenvolvidos em meio BGN modificado (-0,2754 mg S/mg biomassa.h). Por outro lado, verifica-se que esta mesma condição apresentou um valor muito baixo para o parâmetro P-PO₄⁻³, considerando ainda que para os demais experimentos este valor não foi calculado devido à completa remoção em menos de 16 h. A menor eficiência de remoção de matéria orgânica ocorreu para o ensaio utilizando razão C/N 60 e inóculos desenvolvidos em meio BGN modificado, conforme é indicado na tabela 4 e é confirmado pelo baixo valor de $q_{m\acute{a}x}$ (0,00367 mg S/mg biomassa.h). Da mesma forma, para os parâmetros N-TK e N-NH₃ foi constatado que os experimentos utilizando inóculos desenvolvidos em meio BGN modificado apresentaram os menores valores de $q_{m\acute{a}x}$, o que é comprovado pelos dados apresentados na tabela 7.

4 CONCLUSÃO

Os modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes apresentaram significativos coeficientes de correlação para todas as condições analisadas.

Os experimentos com inóculos gerados em meio BGN foram considerados as melhores condições avaliadas, apresentando uma redução significativa dos parâmetros N-TK e P-PO₄⁻³ em menos de 24 horas de cultivo e atingindo neste período concentrações inferiores aos limites estabelecidos pela legislação. No que se refere ao parâmetro DQO o experimento com razão C/N 20 atingiu o limite exigido pela legislação em menos de 24 horas e para a razão C/N 60 em 48 horas de cultivo.

É viável a aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nāgeli* para o um pós-tratamento do efluente do processamento de pescado.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. 1998. Washington.

BASTOS, R. G.; ZEPKA, L. Q.; VOLPATO, G. GARCIA, M. S.; JACOB, E. L.; QUEIROZ, M. I. Bioconversão de nitrogênio do efluente da parboilização do arroz por cianobactérias, visando a produção de proteína unicelular. In: BASTOS, R. G. **Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no tratamento de efluentes e na produção de proteína unicelular**. Rio Grande, 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BASTOS, R. G.; ZEPKA, L. Q.; VOLPATO, G. GARCIA, M. S.; JACOB, E. L.; QUEIROZ, M. I. Remoção de matéria orgânica do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscopica Nägeli*. In: BASTOS, R. G. **Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no tratamento de efluentes e na produção de proteína unicelular**. Rio Grande, 2002a. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BELTRAN-HEREDIA, J.; TORREGROSA, J.; DOMINGUEZ, J. R.; GARCIA, JUAN. Aerobic biological treatment of black table olive washing wastewaters: effect of an ozonation stage. **Process Biochemistry**. v. 35, p. 1183-1190, 2000.

BLIER, R.; LALIBERTÉ, G.; NOÛE, J. de la. Production of the cyanobacterium *Phormidium bohneri* in parallel with epuration of a dairy anaerobic effluent. **Process Biochemistry**. v. 31, n. 6, p. 587-593, 1996.

BRASIL. Lei Federal n.º 9.077, Portaria n.º 05/89, Norma Técnica n.º 01/89 da Secretaria da Saúde e Meio Ambiente, 4 de junho de 1990.

CAMPOS, J. L.; et al. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. **Water Research**. v. 36, p. 2555-2560, 2002.

CARRERA, J.; VICENT, T.; LAFUENTE, J. Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. **Process Biochemistry**. In Press - Corrected Proof - Available online, 2004.

CONTRERAS, E. M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N. E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4455-4463, 2000.

CRAGGS, R. J.; McAULEY, P. J.; SMITH, V. J. Wastewater nutrient removal by marine microalgae grown on a corrugated raceway. **Water Research**. v. 31, n. 7, p. 1701-1707, 1997.

DELGENÈS, J. P.; RUSTRIAN, E.; BERNET, N.; MOLETTA, R. Combined biodegradation of carbon, nitrogen and phosphorus from wastewaters. **Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic**. v. 5, p. 429-433, 1998.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 27, p. 37-42, 2000.

GONZÁLEZ, L. E.; CAÑIZARES, R. O.; BAENA, S. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a colombian agrindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. **Bioresource Technology**. v. 60, p. 259-262, 1997.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic filter under extreme ammonia concentrations. **Bioresource Technology**. v. 61, p. 69-78, 1997.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Anaerobic hidrolisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3281-3290, 1999.

KARGI, F.; UYGUR, A. Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequenci batch reactor. **Bioresource Technology**. v. 89, p. 89-93, 2003.

LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J.; SYLVESTRE, S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. **Bioresource Technology**. v. 59, p. 227-233, 1997.

LINCOLN, E. P.; WILKIE, A. C.; FRENCH, B. T. Cyanobacterial process for renovating dairy wastewater. **Biomass and Bioenergy**. v. 10, n. 1, p. 63-68, 1996.

LOPES, E. J.; QUEIROZ, M. I.; ZEPKA, L. Q.; BASTO, R. Influência da razão C/N, tempo de retenção celular e temperatura na remoção de nutrientes do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscopica Nægeli*. In: **ERSCTA – Encontro Regional Sul de Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Curitiba, 2003.

MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F.; MUÑOZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 73, p. 263-272, 2000.

MOODY, L. B.; RAMAN, D. R. A dual-reactor anaerobic system for complete treatment of a food processing waste. **Jornal of Agricultural Engineering Research**. v. 80, p. 293-299, 2001.

NUÑES, V. J.; VONTOLINA, D.; NIEVES, M.; PIÑA, P.; MEDINA, A.; GUERRERO, M. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 78, p. 161-164, 2001.

PADILHA, M. E. S.; BASTOS, R. G.; BENERI, R. L. **Avaliação do cultivo da *Aphanothece microscopica Nægeli* no efluente da parboilização do arroz sob diferentes condições de luminosidade**. Rio Grande, 2000. 87f. Monografia (Projeto de Graduação em Engenharia de Alimentos). Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

PATUREAU, D.; HELLOIN, E.; RUSTRIAN, E.; BOUCHEZ, T.; DELGENES, J. P.; MOLETTA, R. Combined phosphate and nitrogen removal in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier, *Microvirgula aerodenitrificans*. **Water Research**. v. 35, n. 1, p. 189-197, 2001.

QUEIROZ, M. I. **Remoção do nitrogênio em efluente da indústria de parboilização do arroz e conversão em biomassa por *Aphanothece microscopica Nägeli*.**

Pelotas, 1998. 165f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal de Pelotas.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R.; TREPTOW, R. O. The Nageli microscopical *Aphanothece* potential in the production of the single-cell protein from the remaining water. In: CHAMES, S. W.; CÁNOVAS-BARBOSA, G. V.; AGUILERA, J. M. (Ed.) **Proceedings of the Eighth International Congress on Engineering and Food (ICEF 8)**. Pennsylvania, USA, 2027-2031, 2001.

QUEIROZ, M. I.; BASTOS, R. G.; BENERI, R. L.; ALMEIDA, R. G. Evaluacion del crecimiento de la *Aphanothece microscopica Nägeli* en las aguas residuales de la parbolizacion del arroz. **Informacion Tecnologica**. La Serena. v. 13, n. 1, p. 61-66, 2002.

QUEIROZ, M. I.; ZEPKA, L. Q.; LOPES, E. J.; BASTOS, R. Evaluation of single cell protein production by *Aphanothece microscopica Nägeli* in batch reactor. **Food Science and Biotechnology**. v. 13, n. 1, p. 130-141, 2004.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STANIER, R. Y. Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Great Britain. n. 111. p. 01-61, 1979.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. **Water Research**. v. 37, p. 1371-1377, 2003.

SANCHO, M. E. M.; CASTILLO, J. M. J.; YOUSFI, F. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. **Process Biochemistry**. v. 34, p. 811-818, 1999.

SUNG, S.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**. v. 53, p. 43-52, 2003.

SYLVESTRE, S.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J. Performance d'un photobioréacteur utilisant la cyanobactérie *Phormidium bohneri* pour l'enlèvement de l'azote et du phosphore. **Environment Technology**. v. 17, n. 7, p. 697-706, 1996.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of immobilized microalgal bead concentrations on wastewater nutrient removal. **Environmental Pollution**. v. 107, p. 145-151, 2000.

TSAI, M. W.; WNTZEL, M. C.; EKAMA, G. A. The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in biological nutrient removal plants. **Water Research**. v. 37, p. 3009-3015, 2003.

VILLAVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F; GARCIA, P. A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters: start-up influence. **Water Research**. v. 34, p. 602-610, 2000.

CAPÍTULO 4 – CONCLUSÃO GERAL

CONCLUSÃO GERAL

Em vista dos resultados obtidos é possível concluir que o sistema de tratamento de efluentes utilizado pela indústria de processamento de pescado avaliada não é eficiente na redução dos parâmetros de controle aos níveis exigidos pela legislação vigente. Com os ajustes no reator piloto para os parâmetros Índice Volumétrico do Lodo e a razão AI/AP, verificou-se ao final do experimento uma redução média de 88,15% de matéria orgânica, porém não foram verificadas remoções de nitrogênio e fósforo.

A cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* apresentou tolerância a níveis de nitrogênio amoniacal de 35, 70 e 140 mg/L.

A aplicação da cianobactéria no efluente oriundo do tratamento anaeróbio demonstrou remoções acima de 85% nas condições avaliadas para os parâmetros DQO e N-TK, e remoção total de P-PO₄⁻³.

Os resultados sugerem a aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* como pós-tratamento do efluente de processamento de pescado.

CAPÍTULO 5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 142, p. 29-45, 2002.

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Nanofiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**. v. 151, p. 131-138, 2002a.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. 1998. Washington.

ASPÉ, E.; MARTÍ, M. C.; ROECKEL, M. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. **Water Research**. v. 31, n. 9, p. 2147-2160, 1997.

AYAZ, S. Ç; AKÇA, J. Treatment of wastewater by natural systems. **Environment International**. v. 26, p. 189-195, 2001.

BABU, G. S.; HANS, R. K.; SINGH, J.; et al.. Effect of lindane on the growth and metabolic activities of cyanobacteria. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 48, p. 219-221, 2001.

BAIRD, M. E.; MIDDLETON, J. H. On relating physical limits to the carbon: nitrogen ratio of unicellular algae and benthic plants. **Journal of Marine Systems**. Article in Press – Corrected Proof – Available online, 2004.

BALSLEV-OLESEN, P.; LYNGGAARD-JENSEN, A.; KICKELSEN, C. Pilot scale experiments on anaerobic treatment of wastewater from a fish processing plant. **Water Science and Technology**. v. 22, p. 463-474, 1990.

BARIJAM, F.P. O. **Produção de lodo em um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo**. Campinas, 1995. 162 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.

BASHAN, L. E.; MORENO, M.; HERNANDEZ, J-P.; BASHAN, Y. Removal of ammonium and phosphorus ions from synthetic wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* coimmobilized in alginate beads with the microalgae growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*. **Water Research**. v. 36, p. 2941-2948, 2002.

BASTOS, R. G. et al. Remoção de matéria orgânica do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscopica Nägeli*. In: BASTOS, R. G. **Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no tratamento de efluentes e na produção de proteína unicelular**. Rio Grande, 2002a. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BASTOS, R. G. et al. Bioconversão de nitrogênio do efluente da parboilização do arroz pro cianobactérias, visando a produção de proteína unicelular. In: BASTOS, R. G. **Aplicação da cianobactéria *Aphanothece microscopica Nägeli* no tratamento de efluentes e na produção de proteína unicelular**. Rio Grande, 2002b. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BELTRAN-HEREDIA, J.; TORREGROSA, J.; DOMINGUEZ, J. R.; et al. Aerobic biological treatment of black table olive washing wastewaters: effect of an ozonation stage. **Process Biochemistry**. v. 35, p. 1183-1190, 2000.

BERARDINO, S. Di; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology**. v. 71, p. 261-266, 2000.

BERTOLA, N.; PALLADINO, L.; BEVOLACQUA, A.; et al. Optimisation of the design parameters in an activated sludge system for the wastewater treatment of a potato processing plant. **Journal of Food Engineering**. v. 40, p. 27-33, 1999.

BEUN, J. J.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. **Water Research**. v. 36, p. 702-712, 2002.

BLIER, R.; LALIBERTÉ, G.; NOÛE, J. de la. Production of the cyanobacterium *Phormidium bohneri* in parallel with epuration of a dairy anaerobic effluent. **Process Biochemistry**. v. 31, n. 6, p. 587-593, 1996.

BORJA, R.; RINCÓN, B.; RAPOSO, F.; DOMÍNGUEZ, J. R.; MILLÁN, F; MARTÍN, A. Mesophilic anaerobic digestion in a fluidised-bed reactor of wastewater from the production of protein isolates from chickpea flour. **Process Biochemistry**. Article in Press – Corrected Proof – Available online, 2003.

BRASIL. **CEPERG/RS - Centro de Pesquisa do Rio Grande/RS**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Desembarque de pescados no Rio Grande do Sul. 2002.

BRASIL. Lei Federal n.º 9.077, Portaria n.º 05/89, Norma Técnica n.º 01/89 da Secretaria da Saúde e Meio Ambiente, 4 de junho de 1990.

BRIAND, J. F.; ROBILLOT, C.; QUIBLIER-LLOBÉRAS, C.; HUMBERT, J. F.; COUTÉ, A.; BERNARD, C. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research**. v. 36, p. 3183-3192, 2002.

BU'LOCK, J.; KRISTIANSEN, B. **Biotecnología básica**. Zaragoza: Editorial Acribia S.A., 1991.

BURJA, A. M.; BANAIGS, B.; ABOU-MANSOUR, E.; et al. Marine cyanobacteria – a prolific source of natural products. **Tetrahedron**. v. 57, p. 9347-9377, 2001.

CAMPBELL, D.; HURRY, V.; CLARKE, A. K.; GUSTAFSSON, P.; ÖQUIST, G. Chlorophyll fluorescence analysis of cyanobacterial photosynthesis and acclimation. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**. p. 667-680, 1998.

CAMPOS, J. L.; et al. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. **Water Research**. v. 36, p. 2555-2560, 2002.

CARRERA, J.; SARRA, M; LAFUENTE. F.J. VICENT, T. Effect of different operational parameters in the enhanced biological phosphorus removal process: experimental design and results. **Environmental Technology**. v. 22, p. 1439-1446, 2001.

CARRERA, J.; BAEZA, J. A.; VICENT, T.; LAFUENTE, J. Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. **Water Research**. v. 37, p. 4211-4221, 2003.

CARRERA, J.; VICENT, T.; LAFUENTE, J. Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. **Process Biochemistry**. In Press - Corrected Proof - Available online, 2004.

CARUCCI, A.; LINDREA, K.; MAJONE, M. Different mechanisms for the anaerobic storage of organic substrates and their effect on enhanced biological phosphate removal (EBPR). **Water Science and Technology**. v. 39, p. 21-28, 1999.

CASSIDY, D. P.; EFENDIEV, S.; WHITE, D. M. A comparison of CSTR and SBR bioslurry reactor performance. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4333-4342, 2000.

CHERNICHARO, C. A. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 1997, 246 p.

CHOW, C. W. K.; DRIKAS, M.; HOUSE, J.; et al. The impact of conventional water treatment process on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3253-3262, 1999.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Portaria n.º 36/GM, Resolução n.º 20, 18 de junho de 1986. Classificação dos corpos d'água. Diário Oficial da União. Brasília, 23 de janeiro de 1990.

CONTRERAS, E. M.; GIANNUZZI, L.; ZARITZKY, N. E. Growth kinetics of the filamentous microorganism *Sphaerotilus natans* in a model system of a food industry wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 18, p. 4455-4463, 2000.

CRAGGS, R. J.; McAULEY, P. J.; SMITH, V. J. Wastewater nutrient removal by marine microalgae grown on a corrugated raceway. **Water Research**. v. 31, n. 7, p. 1701-1707, 1997.

DAN, N. P.; VISVANATHA, C.; BASU, B. Comparative evaluation of yeast and bacterial treatment of high salinity wastewater based on biokinetic coefficients. **Bioresource Technology**. v. 87, p. 51-56, 2003.

DE LA NOUE, J.; PAUW, N. The potential of microalgal biotechnology: A review of production and uses of microalgae. **Biotechnology Advances**. v. 6, p. 725-770, 1988.

DELGENÈS, J. P.; RUSTRIAN, E.; BERNET, N.; MOLETTA, R. Combined biodegradation of carbon, nitrogen and phosphorus from wastewaters. **Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic**. v. 5, p. 429-433, 1998.

DE LORENZO, M. **Relação de nutrientes e de fatores ambientais na ocorrência da cianobactéria *Aphanothece sp.* ao redor da cidade de Rio Grande**. Rio Grande, 1995. Monografia (Projeto de Graduação em Oceanografia). Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

DIEZ, V.; GARCIA, P. A.; POLANCO, F. F. Evaluation of methanogenic kinetics in an anaerobic fluidized bed reactor (AFBR). **Process Biochemistry**. v. 34, p. 213-219, 1999.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 27, p. 37-42, 2000.

DUEÑAS, J. F.; ALONSO, J. R.; REY, À. F.; et al. Characterisation of phosphorous forms in wastewater treatment plants. **Journal of Hazardous Materials**. v. 97, p. 193-205, 2003.

FAINTUCH, L.; SATOS, B.; AQUARONI, E. Emprego de algumas fontes de nitrogenados na obtenção de biomassa de *Oscilatória limnética*. **Revista de Microbiologia**. v. 23, n. 1, p. 32-36, 1992.

FAY, P. **The blue-greens (Cyanophyta-Cyanobacteria)**. First published in Great Britain. p. 01-88, 1983.

FDZ-POLANCO, F.; FDZ-POLANCO, M.; FERNANDEZ, N.; et al. New process for simultaneous removal of nitrogen and sulphur under anaerobic conditions. **Water Research**. v. 35, n. 4, p. 1111-1114, 2001.

FERREIRA, F. L. A.; LUCAS, J.; AMARAL, L. A. Partial characterization of the polluting load of swine wastewater treated with an integrated biodigestion system. **Bioresource Technology**. v. 90, p. 101-108, 2003.

FLORES, E.; HERRERO, A. Assimilatory nitrogen metabolism and its regulation. In: BRYANT, D. A. **The molecular biology of cyanobacteria**. Kluwer Academic Publishers. p. 409-435, 1994.

FOGLER, H. S. **Elements of chemical reaction engineering**. 3. ed. Prentice Hall, 1999.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: **III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales"**. Montevideo: Universidade de La Republica, p. 97-110, 1994.

FREIRE, R. S.; PLEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**. v. 23, p. 504-511, 2000.

FYTIANOS, K.; VOUDRIAS, E.; RAIKOS, N. Modelling of phosphorous removal from aqueous and wastewater samples using ferric iron. **Environment Polluted**. v. 101, p. 123-130, 1998.

GIOKAS, D. L.; DAIGGER, G. T.; VON SPERLING, M.; et al. Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index using a unified settling characteristics database. **Water Research**. v. 37, p. 3821-3836, 2003.

GONZALEZ, J. F. **Wastewater treatment in the fishery industry**. Rome: Fisheries Technical Paper, n. 355, 1995. 52 p.

GONZÁLEZ, J. S.; RIVERA, A.; BORJA, R.; et al. Influence of organic volumetric loading rate, nutrient balance and alkalinity:COD ratio on the anaerobic sludge granulation of an UASB reactor treating sugar cane molasses. **International Biodeterioration Biodegradation**. v. 41, p. 127-131, 1998.

GONZÁLEZ, L. E.; CAÑIZARES, R. O.; BAENA, S. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. **Bioresource Technology**. v. 60, p. 259-262, 1997.

GROSSMAN, A. R.; SHAEFE, M. R.; CHIANG, G. G.; et al. The responses of cyanobacteria to environmental conditions: light and nutrients. In: BRYANT, D. A. **The molecular biology of cyanobacteria**. Kluwer Academic Publishers. p. 641-668, 1994.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; et al.. Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic filter under extreme ammonia concentrations. **Bioresource Technology**. v. 61, p. 69-78, 1997.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; et al.. Anaerobic hidrolisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**. v. 33, n. 15, p. 3281-3290, 1999.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I. AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Research**. v. 32, n. 1, p. 5-12, 1998.

HERRERO, A.; MURO-PASTOR, A. M.; FLORES, E. Nitrogen control in cyanobacteria. **Journal of Bacteriology**. v. 183, p. 411-425, 2001.

HU, W. C.; THAYANITHY, K.; FORSTER, C. F. A kinetic study of the anaerobic digestion of ice-cream wastewater. **Process Biochemistry**. v. 37, p. 965-971, 2002.

HUANG, X.; GUI, P.; QIAN, Y. Effect of sludge retention time on microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor. **Process Biochemistry**. v. 36, p. 1001-1006, 2001.

INCHAROENSAKDI, A; KARNCHANATAT, A. Salt stress enhances choline uptake in the halotolerant cyanobacterium *Aphanothece halophytica*. **Biochimica et Biophysica Acta**. v. 1621, p. 102-109, 2003.

ITOKAWA, H.; HANAOKI, K.; MATSUO, T. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ration condition. **Water Research**. v. 35, n. 3, p. 657-664, 2001.

JEFFERSON, B.; BURGESS, J. E.; PICHON, A.; et al. Nutrient addition to enhance biological treatment of greywater. **Water Research**. v. 35, n. 11, p. 2702-2710, 2001.

JIANLONG, W.; HANCHANG, S.; YI, Q. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. **Process Biochemistry**. v. 36, p. 297-303, 2000.

JONES, A.; DENNISON, W.; PRESTON, N. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. **Aquaculture**. v. 193, p. 155-178, 2001.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3 ed. ABES, 1995.

JORDÃO, E. P.; SANTOS, V.; CONCEIÇÃO, J.; et al. **Determinação do índice volumétrico do lodo numa concentração padrão**. 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Rio de Janeiro, 1999.

KALAVATHI, D. F.; UMA, L.; SUBRAMANIAN, G. Degradation and metabolization of the pigment – melanoidin in distillery effluent by the marine cyanobacterium *Oscillatoria boryana* BDU 92181. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 29, p. 246-251, 2001.

KARGI, F.; DINÇER, A. R. Saline wastewater treatment by halophile-supplemented activated sludge culture in an aerated rotating biodisc contactor. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 22, p. 427-433, 1998.

KARGI, F.; UYGUR, A. Nutrient removal performance of a sequencing batch reactor as a function of the sludge age. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 31, p. 842-847, 2002.

KARGI, F.; UYGUR, A. Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**. v. 89, p. 89-93, 2003.

KREITLOW, S.; MUNDT, S.; LINDEQUIST, U. Cyanobacteria – a potential source of new biologically active substances. **Journal of Biotechnology**. v. 70, p. 61-63, 1999.

KUWATA, A.; MIYAZAKI, T. Effects of ammonium supply rates on competition between *Microcystis novacekii* (Cyanobacteria) and *Scenedesmus quadricauda* (Chlorophyta): simulation study. **Ecological Modelling**. v. 135, p. 81-87, 2000.

LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J.; SYLVESTRE, S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. **Bioresource Technology**. v. 59, p. 227-233, 1997.

LAY, Jiunn-Jvi; LI, Yu-You; NOIKE, T. The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes. **Water Environment Research**. v. 70, n. 5, p. 1075-1082, 1998.

LEE, S. E.; KOOPMAN, B.; BODE, H.; JENKINS, D. Evaluation of alternative sludge settleability indices. **Water Research**. v. 17, n. 10, p. 1421-1426, 1983.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2000.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. **Environment International**. v. 25, n. 8, p. 961-968, 1999.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**. v. 37, p. 2228-2232, 2003.

LINCOLN, E. P.; WILKIE, A. C.; FRENCH, B. T. Cyanobacterial process for renovating dairy wastewater. **Biomass and Bioenergy**. v. 10, n. 1, p. 63-68, 1996.

LOPES, E. J.; QUEIROZ, M. I.; ZEPKA, L. Q.; BASTO, R. Influência da razão C/N, tempo de retenção celular e temperatura na remoção de nutrientes do efluente da parboilização do arroz por *Aphanothece microscopica* Nägeli. In: **ERSCTA – Encontro Regional Sul de Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Curitiba, 2003.

LUCAS, A. P. C. **Tratamento anaeróbio de efluentes da indústria de pescado em reator UASB**. Rio Grande, 1999. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

LYBERATOS, G.; GAVALA, H. N.; STAMATELATOU, A. An integrated approach for management of agricultural industries wastewaters. **Nonlinear Analysis, Theory, Methods & Applications**. v. 30, n. 4, p. 2341-2351, 1997.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. **Bioresource Technology**. v. 90, p. 1-9, 2003.

MARTÍNEZ, M. E.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F. Influence of phosphorus concentration and temperature on growth and phosphorus uptake by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 67, p. 233-240, 1999.

MARTÍNEZ, M. E.; SÁNCHEZ, S.; JIMÉNEZ, J. M.; YOUSFI, F. EI.; MUÑOZ, L. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Bioresource Technology**. v. 73, p. 263-272, 2000.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 59, p. 361-376, 1999.

McHUGH, S.; CARTON, M.; MAHONY, T.; O'FLAHERTY, V. Methanogenic population structure in a variety of anaerobic bioreactors. **FEMS Microbiology Letters**. v. 219, p. 297-304, 2003.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, disposal, reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 920p, 1991.

MIHALYFALVY, E.; JOHNSTON, H. T.; GARRETT, M. K.; FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J. Improved mixing of high rate algal ponds. **Water Research**. v. 32, n. 4, p. 1334-1337, 1998.

MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. **Water Research**. v. 32, p. 3193-3207, 1998.

MOODY, L. B.; RAMAN, D. R. A dual-reactor anaerobic system for complete treatment of a food processing waste. **Agricultural Engineering**. v. 21, p. 293-298, 2001.

MOSQUERA-CORRAL, A.; SÁNCHEZ, M.; CAMPOS, J. L.; et al. Simultaneous methanogenesis and denitrification of pretreated effluents from a fish canning industry. **Water Research**. v. 35, n. 2, p. 411-418, 2001.

MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**. v. 91, p. 207-214, 2004.

MURO-PASTOR, M. I.; FLORENCIO, F. J. Regulation of ammonium assimilation in cyanobacteria. **Plant Physiology and Biochemistry**. v. 41, p. 595-603, 2003.

NOHRA, J. A.; BARRINGTON, S.; FRIGON, J. C.; GUIOT, S. R. In storage psychrophilic anaerobic digestion of swine slurry. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 38, p. 23-37, 2003.

NUÑEZ, V. J.; VONTOLINA, D.; NIEVES, M.; PIÑA, P.; MEDINA, A.; GUERRERO, M. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 78, p. 161-164, 2001.

OBAJA, D.; MACÉ, S.; COSTA, J. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**. v. 87, p. 103-111, 2003.

OLIVEIRA, M.; REIS, E.; NOZAKI, J. Biological treatment of wastewater from the cassava meal industry. **Environmental Research**. s. A85, p. 177-183, 2001.

PADILHA, M. E. S.; BASTOS, R. G.; BENERI, R. L. **Avaliação do cultivo da *Aphanothece microscopica Nægeli* no efluente da parboilização do arroz sob diferentes condições de luminosidade**. Rio Grande, 2000. 87f. Monografia (Projeto de Graduação em Engenharia de Alimentos). Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

PANSWAD, T.; ANAN, C. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anox/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds. **Water Research**. v. 33, n. 5, p. 1165-1172, 1999.

PATUREAU, D.; HELLOIN, E.; RUSTRIAN, E.; BOUCHEZ, T.; DELGENES, J. P.; MOLETTA, R. Combined phosphate and nitrogen removal in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier, *Microvirgula aerodenitrificans*. **Water Research**. v. 35, n. 1, p. 189-197, 2001.

PEARSON, M. J. **Toxic blue-green algae: Report of the National Rivers Authority Water Quality**. Series n. 2, United Kingdom, 1990.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, ECS. **Microbiologia**. São Paulo: McGraw-Hill, 1991.

PENDER, S.; TOOMEY, M.; CARTON, M.; EARDLY, D.; PATCHING, J. W.; COLLERAN, E.; O'FLAHERTY, V. Long-term effects of operating temperature and sulphate addition on the methanogenic community structure of anaerobic hybrid reactors. **Water Research**. v. 38, p. 619-630, 2004.

PINTO, F. A. L.; TROSHINA, O.; LINDBLAD, P. A brief look at three decades of research on cyanobacterial evolution. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 27, p. 1209-1215, 2002.

PRZYTOCKA-JUSIAK, M. Growth and survival of *Chlorella vulgaris* in high concentration of nitrogen. **Acta Microbiology**. v. 25, p. 287-289, 1976.

QIN, L.; TAY, Joo-Hwa; LIU, Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Process Biochemistry**. v. 39, p. 579-584, 2004.

QUEIROZ, M. I. **Remoção do nitrogênio em efluente da indústria de parboilização do arroz e conversão em biomassa por *Aphanothece microscopica Nægeli***. Pelotas, 1998. 165f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal de Pelotas.

QUEIROZ, M. I.; BASTOS, R. G.; BENERI, R. L.; ALMEIDA, R. G. Evaluación del crecimiento de la *Aphanothece microscopica Nægeli* en las aguas residuales de la parboilización del arroz. **Revista Información Tecnológica**. La Serena. v. 13, n. 1, p. 61-66, 2002.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R. Caracterização do efluente da parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**. v. 3, n. 3, p. 139-143, 1997.

QUEIROZ, M. I.; KOETZ, P. R.; TREPTOW, R. O. The Nageli microscopical Aphanothece potential in the production of the single-cell protein from the remaining water. In: CHAMES, S. W.; CÁNOVAS-BARBOSA, G. V.; AGUILERA, J. M. (Ed.) **Proceedings of the Eighth International Congress on Engineering and Food (ICEF 8)**. Pennsylvania, USA, 2027-2031, 2001.

QUEIROZ, M. I.; ZEPKA, L. Q.; LOPES, E. J.; BASTOS, R. Evaluation of single cell protein production by *Aphanothece microscopica Nægeli* in batch reactor. **Food Science and Biotechnology**. v. 13, n. 1, p. 130-141, 2004.

RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment processes**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 580p, 1983.

REALI, A. P. M. PENETRA, R. G. CARVALHO, M. E. Flotation technique with coagulant and polymer application applied to the post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating sewage. **Water Science Technology**. v. 44, p. 205-212, 2001.

REYES, J. C.; FLORENCIO, F. J. A novel mechanism of glutamine synthetase inactivation by ammonium in the cyanobacterium *Synechocystis sp.* PCC 6803. Involvement of an inactivating protein. **FEBS Letters**. v. 367, p. 45-48, 1995.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alcalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STANIER, R. Y. Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Great Britain. n. 111. p. 01-61, 1979.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. **Water Research**. v. 37, p. 1371-1377, 2003.

SABBAH, I.; MARSOOK, T.; BASHEER, S. The effect of pretreatment on anaerobic activity of olive mill wastewater using batch and continuous systems. **Process Biochemistry**. Article in Press – Corrected Proof – Available online, 2003.

SAHA, S. K.; UMA, L.; SUBRAMANIAN, G. Nitrogen stress induced changes in the marine cyanobacterium *Oscillatoria willei* BDU 130511. **FEMS Microbiology Ecology**. v. 45, p. 263-272, 2003.

SANCHO, M. E. M.; CASTILLO, J. M. J.; EL YOUSFI, F. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. **Process Biochemistry**. v. 34, p. 811-818, 1999.

SARAIVA, L. B. **Pós-Tratamento em efluentes de indústria de arroz parboilizado com reator SBR**. Rio Grande, 2000. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

SAWAYAMA, S.; HANADA, S.; KAMAGATA, Y. Isolation and characterization of phototrophic bacteria growing in lighted upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v. 89, n. 4, p. 396-399, 2000.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**. v. 27, p. 481-492, 2003.

SONG, Z.; WILLIAMS, C. J.; EDYVEAN, R. G. J. Sedimentation of tannery wastewater. **Water Research**. v. 34, n. 7, p. 2171-2176, 2000.

STENSTROM, M.; MA, J.; KHAN, S.; et al. **Implication of oil and grease measurement in stormwater management systems**. StormCon – The North American Surface Water Quality Conference & Exposition. 2002.

STERLING JR., M. C.; LACEY, R. E.; ENGLER, C. R.; et al. Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. **Bioresource Technology**. v. 77, p. 9-18, 2001.

SUNG, S.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**. v. 53, p. 43-52, 2003.

SUNG, S.; SANTHA, H. Performance of temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) system treating dairy cattle wastes. **Water Research**. v. 37, p. 1628-1636, 2003.

SYLVESTRE, S.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J. Performance d'un photobioréacteur utilisant la cyanobactérie *Phormidium bohneri* pour l'enlèvement de l'azote et du phosphore. **Environment Technology**. v. 17, n. 7, p. 697-706, 1996.

TALBOT, P.; DE LA NOUE, J. Tertiary treatment of wastewater with *Phormidium bohneri* (Schmidle) under various light and temperature conditions. **Water Research**. v. 27, p. 153-159, 1993.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media. **Bioresource Technology**. v. 57, p. 45-50, 1996.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Effect of immobilized microalgal bead concentrations on wastewater nutrient removal. **Environmental Pollution**. v. 107, p. 145-151, 2000.

TEMPS, C.; PAWLOWSKY, U. **Lodo ativado seqüencial para tratamento de despejos de indústrias de refrigerantes**. 17^º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Rio de Janeiro, 1996.

TEMPLE, S. J.; VANCE, C. P.; GANTT, J. S. Glutamate synthase and nitrogen assimilation. **Trends in Plant Science**. v. 3, p. 51-56, 1998.

TING, C. S.; ROCAP, G.; KING, J.; CHISHOLM, S. W. Cyanobacterial photosynthesis in the oceans: the origins and significance of divergent light-harvesting strategies. **Trends in Microbiology**. v. 10, n. 3, p. 134-142, 2002.

TSAI, M. W.; WNTZEL, M. C.; EKAMA, G. A. The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in biological nutrient removal plants. **Water Research**. v. 37, p. 3009-3015, 2003.

UENO, Y.; HARUTA, S.; ISHII, M.; IGARASHI, Y. Changes in product formation and bacterial community by dilution rate on carbohydrate fermentation by methanogenic microflora in continuous flow stirred tank reactor. **Apply Microbiology Biotechnology**. v. 57. p. 65-73, 2001.

URRUTIA, H.; VIDAL, R.; BAEZA, M.; ASPÉ, E. Effect of fishing industries effluents pH and organic load on the methanogenic bacteria biofilm developed over support in fixed biomass reactor. **Anaerobe**. v. 5, p. 325-327, 1999.

UZAL, N.; GÖKÇAY, C. F.; DEMIRER, G. N. Sequential (anaerobic/aerobic) biological treatment of malt whisky wastewater. **Process Biochemistry**. v. 39, p. 279-286, 2003.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Ed. Epgraf, 1994, 126 p.

VASCONCELOS, V. M.; PEREIRA, E. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant. **Water Research**. v. 35, p. 1354-1357, 2001.

VAVILIN, V. A.; RYTOV, S. V.; LOKSHINA, L. YA. Simplified hydrolysis models for the optimal design of two-stage anaerobic digestion. **Water Research**. v. 35, n. 17, p. 4247-4251, 2001.

VERSTRAETE, W.; VANDEVIVERE, P. New and broader applications of anaerobic digestion. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 29, p. 151-173, 1999.

VIEIRA, S. Experiência e perspectivas do tratamento anaeróbio de esgotos sanitários no Brasil. In: **III Taller y Seminario Latino americano "Tratamento Anaeróbio de Aguas Residuales"**. Montevideo: Universidade de La Republica, 1994. p. 293-301.

VILLAVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F; GARCIA, P. A.. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters: start-up influence. **Water Research**. v. 34, p. 602-610, 2000.

VIÑAS, M. Design of anaerobic reactors. In: Taller y Seminario Latinoamericano. Tratamiento de aguas residuales. Viña del Mar. **Proceedings**. 1998. p. 1-14.

VOLTOLINA, D.; CORDERO, B.; NIEVES, M.; SOTO, L. P. Growth of *Snedesmus sp.* in artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v. 68, p. 265-268, 1998.

VON SPERLING, Marcos. Lagoas de estabilização. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 3. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: 1997.

VON SPERLING, Marcos. Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria de fluxo de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 6, n. 3 e 4, 2001.

WARD, O. P. **Biotecnología de la fermentacion. Principios, procesos y productos**. v. 1. Zaragoza: Editorial Acribia S. A., 1989. p. 31-35.

WEISSMAN, J. C.; RADWAY, J. C.; WILDE, E. W.; BENEMANN, J. R. Growth and production of thermophilic cyanobacteria in a simulated thermal mitigation process. **Bioresource Technology**. v. 65, p. 87-95, 1998.

WEN, C.; HUANG, X.; QIAN, Y. Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration. **Process Biochemistry**. v. 35, p. 335-340, 1999.

WHEATON, F. W.; LAWSON, T. B. **Processing aquatic food products**. New York: John Willy & Sons, 1985.

XU, W.; TANG, H.; WANG, Y.; CHITNIS, P. Proteins of the cyanobacterial photosystem I. **Biochimica et Biophysica Acta**. v. 1507, p. 32-40, 2001.

YANG, SHU-FANG; TAY, JOO-HWA, LIU, Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules. **Biochemical Engineering Journal**. v. 17, p. 41-48, 2004.

ZEHR, J. P.; CARPENTER, E. J.; VILLAREAL, T. A. New perspectives on nitrogen-fixing microorganisms in tropical and subtropical oceans. **Trends in Microbiology**. v. 8, p. 68-73, 2000.

ANEXOS