

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO
DEPARTAMENTO DE SANEAMENTO E AMBIENTE

SISTEMA COMBINADO
FILTRO ANAERÓBIO - BIOFILTRO AERADO SUBMERSO:
AVALIAÇÃO DA PARTIDA E DA NITRIFICAÇÃO DE
ESGOTO SANITÁRIO

Ligia Maria Domingues

Campinas
2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO
DEPARTAMENTO DE SANEAMENTO E AMBIENTE

SISTEMA COMBINADO
FILTRO ANAERÓBIO - BIOFILTRO AERADO SUBMERSO:
AVALIAÇÃO DA PARTIDA E DA NITRIFICAÇÃO
DE ESGOTO SANITÁRIO

Ligia Maria Domingues

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração Saneamento e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Edson Ap. Abdul Nour

Campinas

2005

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

D713s Domingues, Lígia Maria
Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado
submerso: avaliação da partida e da nitrificação de
esgoto sanitário / Lígia Maria Domingues.--Campinas,
SP: [s.n.], 2005.

Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
Urbanismo.

1. Nitrificação. 2. Águas residuais. 3. Águas
residuais – Purificação – Tratamento biológico. 4.
Esgotos. I. Nour, Edson Aparecido Abdul. II.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Anaerobic filter-aerated submerged biological filter combined
system: start-up and nitrification evaluation in sanitary
wastewater.

Palavras-chave em Inglês: Nitrification, Sanitary wastewater, Sewage biological
treatment e Wastewater.

Área de concentração: Saneamento e Ambiente.

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Antonio Roberto Siviero, Jurandyr Povinelli

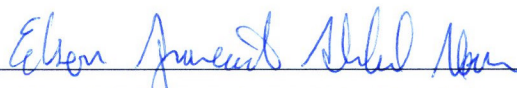
Data da defesa: 21/02/2005

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

**SISTEMA COMBINADO FILTRO ANAERÓBIO - BIOFILTRO AERADO SUBMERSO:
AVALIAÇÃO DA PARTIDA E DA NITRIFICAÇÃO DE
ESGOTO SANITÁRIO**

Lígia Maria Domingues

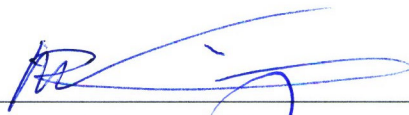
Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

Presidente e Orientador

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC / UNICAMP)



Prof. Dr. Antonio Roberto Siviero

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC / UNICAMP)



Prof. Dr. Jurandir Povinelli

Escola de Engenharia de São Carlos (EESC / USP)

Campinas, 21 de fevereiro de 2005.

*Em memória de meus pais,
Augusto e Lygia,
sem os quais nada disto teria sido possível.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Edson Ap. Abdul Nour, meus sinceros agradecimentos pelo incentivo e apoio em todas as etapas deste trabalho. Pela paciência, pela simpatia, pela confiança, pela dedicação, pela amizade, e principalmente, pelo exemplo de vida, tanto profissional, como pessoal.

À UNICAMP por ter me dado a oportunidade de retornar e me aperfeiçoar após tantos anos e ao Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo me aceitar em seu programa de pós-graduação.

A todos os funcionários da FEC que de alguma forma colaboraram para o desenvolvimento do trabalho. Ao Apoio Operacional, em especial ao motorista Saul, pela ajuda imprescindível nas coletas de esgoto. À Paula e Noêmia, da Secretaria de Pós-Graduação, pelas informações e orientações. Ao técnico Obadias (Laboratório de Física e Conforto Ambiental) pela ajuda e pelas idéias na montagem dos reatores e em outros momentos do trabalho. Especialmente ao técnico do LABSAN, Enelton Fagnani, pelas aulas de química, por carregar tantos e tantos galões com esgoto pelas escadas acima e, principalmente, pela amizade sincera. Ao técnico, Marco Aurélio, que mesmo recém chegado ao LABSAN já demonstrou sua boa vontade, amizade e disposição.

Ao prof. Carlos Gomes pela ajuda material e pelas sugestões. Aos professores José Roberto Guimarães (Tuca) e Antônio Roberto Siviero (Beto) pelas boas idéias e incentivo.

À bolsista de iniciação, Emanuele Seco, pela dedicação e seriedade na realização das análises, pelos finais de semana compartilhados no laboratório e pela amizade.

A todos que conheci no decorrer desta jornada e que se tornaram grandes amigos, em especial Cristiano Mano da Silva (meu “mano” por parte de orientador) e Camilla São Pedro, pelo carinho e atenção que sempre me dedicaram. E também para Renata Castagnato, Maria Ficarís, Ângela Barreto, Alexandre Pansani, Martina Barbosa, Alexandre Kanegae, Alex Magalhães, Marta e Marcos Pires, Adriano Tonetti, Doralice Assirati, Patrícia Barcelos, Verônica Magalhães, Carolina Farah, Oder Sousa, Gustavo Yansen. A todos os outros que passaram pelo LABSAN e demonstraram seu apoio durante esta jornada.

Aos meus irmãos, Lucia e Augusto, e todos meus familiares por entenderem e aceitarem as minhas ausências nos últimos tempos.

Às amigas Rosemeire Facina e Cristiane Boyadjian, que me acompanham desde a época da graduação e continuam me incentivando.

À SANASA por permitir o livre acesso a ETE Samambaia para as coletas de esgoto.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	xv
LISTA DE TABELAS.....	xvii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	xix
RESUMO.....	xxi
ABSTRACT.....	xxiii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS.....	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 Processos biológicos de tratamento de esgotos sanitários.....	5
3.2 Sistemas anaeróbios de tratamento.....	7
3.3 Sistemas aeróbios de tratamento.....	9
3.4 Sistemas combinados anaeróbio-aeróbio.....	10
3.5 Mecanismos de retenção de biomassa e sistemas de alta taxa.....	11
3.6 Sistemas com biofilmes.....	11
3.6.1 Conceitos de imobilização da biomassa e de biofilme.....	11
3.6.2 Fundamentos da formação e desenvolvimento de biofilmes.....	13
3.6.3 A tecnologia dos biofilmes nos sistemas de tratamento de esgotos.....	15
3.6.4 Filtros anaeróbios.....	15
3.6.5 Biofiltros aerados submersos.....	17
3.7 Processos de conversão e remoção de nitrogênio.....	19

3.7.1 Microbiologia da amonificação.....	21
3.7.2 Microbiologia da nitrificação autotrófica.....	22
3.7.3 Fatores intervenientes na nitrificação.....	23
3.8 Exemplos práticos de sistemas combinados anaeróbio-aerado.....	25
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.1 Montagem e operação dos reatores biológicos.....	29
4.2 Estudo hidrodinâmico do sistema	32
4.3 Coleta e caracterização do esgoto sanitário a ser tratado no sistema.....	39
4.4 Partida do sistema.....	40
4.5 Avaliação de desempenho do sistema.....	43
4.6 Avaliação microbiológica do BAS.....	45
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5.1 Estudo hidrodinâmico do sistema.....	47
5.2 Partida do sistema.....	55
5.2.1 Avaliação da partida do FA.....	55
5.2.1.1 Fase I.....	55
5.2.1.2 Fase II.....	59
5.2.1.3 Fase III.....	63
5.2.1.4 Fase IV.....	67
5.2.2 Avaliação da partida do sistema FA-BAS.....	71
5.3 Avaliação de desempenho do sistema.....	75
5.3.1 Etapa 1.....	75
5.3.1.1 Avaliação geral das condições ambientais.....	76
5.3.1.2 Taxa de carregamento orgânico, remoção de matéria orgânica e remoção de sólidos.....	77
5.3.1.3 Determinação da relação C/N.....	79
5.3.1.4 Relação C/N, taxas de carregamento volumétrico e nitrificação...	80
5.3.2 Etapa 2.....	86
5.3.2.1 Avaliação geral das condições ambientais.....	87
5.3.2.2 Taxa de carregamento orgânico, remoção de matéria orgânica e remoção de sólidos.....	87
5.3.2.3 Relação C/N, taxas de carregamento volumétrico e nitrificação...	90

5.4 Avaliação microbiológica.....	97
5.4.1 Estimativa do NMP de bactérias amonificadoras.....	97
5.4.2 Estimativa do NMP de bactérias nitrificantes oxidadoras da amônia e oxidadoras do nitrito.....	99
5.4.3 Contagem de <i>Nitrosomonas sp</i> e <i>Nitrobacter sp</i>	105
5.4.4 Informações complementares.....	108
6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	113
6.1 Conclusões	113
6.1.1 Estudo hidrodinâmico.....	113
6.1.2 Estudo da partida.....	113
6.1.3 Avaliação microbiológica das populações de microrganismos amonificadores e nitrificantes.....	114
6.1.4 Etapa 1 da avaliação do desempenho do sistema.....	115
6.1.5 Etapa 2 da avaliação do desempenho do sistema.....	116
6.2 Sugestões para trabalhos futuros.....	118
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	119
ANEXO A - Metodologias utilizadas nas determinações físicas e químicas.....	125
ANEXO B - Procedimentos e metodologias adotados na execução dos exames microbiológicos.....	129
ANEXO C - Dados experimentais do estudo hidrodinâmico.....	143
ANEXO D – Resultados do monitoramento dos parâmetros físicos e químicos.....	147

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1-	Comparação entre resultados da oxidação e conversão biológica da matéria orgânica (M.O.) em sistemas aeróbios e anaeróbios de tratamento de esgotos (adaptado de Chernicharo, 1997).....	7
Figura 4.1 -	Esquema do Sistema Filtro Anaeróbio-Biofiltro Aerado Submerso.....	29
Figura 4.2-	Materiais utilizados na construção dos reatores e sistema montado.....	31
Figura 4.3 -	Material plástico utilizado como meio suporte no FA e no BAS.....	31
Figura 4.4 -	À esquerda, material utilizado para confecção dos cestos e cesto envolto com manta acrílica; ao centro introdução dos cestos na coluna de sustentação, à direita coluna vazia sustentando camada suporte e rede de poliéster envolvendo toda montagem.....	31
Figura 5.1-	Curva DTR (concentração de NaCl em função do tempo) obtida no estudo 1.....	48
Figura 5.2-	Curva DTR (concentração de NaCl em função do tempo) obtida no estudo 2.....	48
Figura 5.3 -	Curva DTR adimensional $C_0 \times \theta_0$ obtida a partir do estudo 1.....	49
Figura 5.4 -	Curva DTR adimensional $C_0 \times \theta_0$ obtida a partir do estudo 2.....	49
Figura 5.5 -	Curvas DTR normalizadas e curvas dos modelos teóricos N-CSTR, DPI e DGI ajustadas para os estudos 1 (a, b ,c) e estudo 2 (d, e, f) com os respectivos coeficientes de correlação (R^2).....	52
Figura 5.6 -	Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação Al/AP na fase I da partida.....	56
Figura 5.7 -	Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase I da partida.....	57
Figura 5.8 -	Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação Al/AP na fase II da partida.....	60
Figura 5.9 -	Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase II da partida.....	61
Figura 5.10 -	Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação Al/AP na fase III da partida.....	64
Figura 5.11 -	Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase III da partida.....	68
Figura 5.12 -	Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação Al/AP na fase IV da partida.....	69
Figura 5.13 -	Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase IV da partida.....	66
Figura 5.14 -	Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO durante a partida do sistema FA-BAS.....	73

Figura 5.15 -	Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do BAS, da carga de amônia convertida no BAS e da relação C/N no BAS durante a etapa 1.....	82
Figura 5.16 -	Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do FA e do BAS, da conversão de amônia alcançada no BAS, em termos percentuais, e da carga de amônia lançada no efluente do BAS na etapa 1.....	83
Figura 5.17 -	Representação gráfica das cargas volumétricas de nitrito e de nitrato presentes no efluente do BAS em relação às cargas volumétricas de amônia convertidas no BAS durante a etapa 1.....	84
Figura 5.18 -	Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do BAS e da carga de amônia convertida no BAS durante a etapa 2.....	93
Figura 5.19 -	Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do BAS e da carga de amônia no efluente do BAS e da conversão de amônia alcançada, em termos percentuais, durante a etapa 2.....	94
Figura 5.20 -	Representação gráfica dos valores da carga de amônia convertida no BAS e da relação C/N equivalente durante a etapa 2.....	94
Figura 5.21 -	Representação gráfica das cargas volumétricas de nitrito e de nitrato presentes no efluente do BAS em relação às cargas volumétricas de amônia convertidas no BAS durante a etapa 2.....	96
Figura 5.22 -	Representação gráfica da estimativa das populações de bactérias amonificadoras no esgoto bruto e no efluente do BAS.....	98
Figura 5.23 -	Representação gráfica da estimativa das populações de bactérias oxidadoras da amônia e oxidadoras do nitrito no biofilme do BAS, em NMP/g STV.....	102
Figura 5.24 -	Representação gráfica da estimativa das populações de bactérias oxidadoras da amônia e oxidadoras do nitrito no biofilme do BAS, em NMP/m ²	102
Figura 5.25 -	Representação gráfica da comparação entre as estimativas das populações de bactérias oxidadoras da amônia e <i>Nitrosomonas sp</i> no BAS, em função da massa (a) e da área de biofilme (b)	107
Figura 5.26 -	Representação gráfica da comparação entre as estimativas das populações de bactérias oxidadoras do nitrito e <i>Nitrobacter sp</i> no BAS, em função da massa (a) e da área de biofilme (b)	107
Figura 5.27 -	Bactérias filamentosas espiraladas, aumento 400x (a), floco biológico e <i>Zooglea ramigera</i> (bactéria formadora de floco), aumento 100x (b).....	110
Figura 5.28 -	Protozoário flagelado (400x) e protozoário ciliado livre natante (100x).....	110
Figura 5.29 -	Protozoário ciliado <i>Aspidisca costata</i> , aumento 100x (a) e 400x (b).....	110
Figura 5.30 -	Nematóide (aumento 100x).....	111
Figura 5.31 -	Espécie de <i>Copépoda</i> , semelhante à subordem <i>Cyclopoida</i> (aumento 50 x)	111

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 -	Vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos.....	8
Tabela 3.2 -	Vantagens e desvantagens dos sistemas aeróbios de tratamento de esgotos.....	9
Tabela 3.3 -	Fatores que afetam o desenvolvimento de um biofilme.....	14
Tabela 4.1 -	Configurações adotadas para o estudo hidrodinâmico do sistema FA-BAS.....	32
Tabela 4.2 -	Caracterização do lodo anaeróbio da ETE Graminha.....	41
Tabela 4.3 -	Condições desejáveis durante a partida do sistema e respectivos parâmetros de controle	42
Tabela 4.4 -	Parâmetros avaliados durante a partida do sistema, respectivas metodologias e periodicidades.....	42
Tabela 4.5 -	Parâmetros estudados na avaliação de desempenho, respectivas metodologias e periodicidades.....	44
Tabela 4.6 -	Exames microbiológicos, respectivas metodologias e periodicidades.....	45
Tabela 5.1 -	Características operacionais e detalhes dos estudos hidrodinâmicos.....	47
Tabela 5.2 -	Parâmetros e indicadores obtidos a partir das curvas DTR adimensionais $C_0 \times \theta_0$	50
Tabela 5.3 -	Valores obtidos no estudo hidrodinâmico do sistema FA-BAS.....	53
Tabela 5.4 -	Características e duração de cada fase seqüencial da partida.....	54
Tabela 5.5 -	Variação dos parâmetros durante a fase I da partida (TDH = 7,3 h).....	55
Tabela 5.6 -	Variação dos parâmetros durante a fase II da partida (TDH = 5,9 h).....	59
Tabela 5.7 -	Variação dos parâmetros durante a fase III da partida(TDH = 4,9h).....	63
Tabela 5.8 -	Variação dos parâmetros durante a fase IV da partida(TDH = 4,2h).....	67
Tabela 5.9 -	Caracterização do lodo descartado do FA durante a partida.....	70
Tabela 5.10 -	Variação dos parâmetros durante a fase I da partida do sistema FA-BAS (TDH = 7,3 h em cada reator).....	71
Tabela 5.11 -	Variação dos parâmetros durante a fase II da partida do sistema FA-BAS (TDH = 5,9 h em cada reator).....	72
Tabela 5.12 -	Variação dos parâmetros durante a fase III da partida do sistema FA-BAS (TDH = 4,9 h em cada reator).....	72
Tabela 5.13 -	Variação dos parâmetros durante a fase IV da partida do sistema FA-BAS (TDH = 4,2 h em cada reator).....	72
Tabela 5.14-	Características das fases de avaliação de desempenho do sistema.....	75
Tabela 5.15 -	Variação dos valores obtidos para os parâmetros empregados na avaliação do sistema durante a etapa 1.....	76

Tabela 5.16 -	Taxas de carregamento orgânico e eficiências de remoção de DQO obtidas para o sistema, para o FA e para o BAS na etapa 1.....	77
Tabela 5.17 -	Determinação da relação DQO/DBO para o sistema FA-BAS estudado.	79
Tabela 5.18 -	Taxas de carregamento orgânico e de nitrogênio amoniacal aplicadas, relação C/N equivalente e remoção de amônia alcançada na etapa 1....	81
Tabela 5.19 -	Cargas volumétricas de nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-) no efluente do BAS e seus percentuais em relação às cargas volumétricas de amônia afluentes ao BAS durante a etapa 1.....	81
Tabela 5.20 -	Variação dos valores obtidos para os parâmetros empregados na avaliação do sistema durante a etapa 2.....	86
Tabela 5.21 -	Taxas de carregamento orgânico e eficiências de remoção de DQO obtidas para o sistema, para o FA e para o BAS na etapa 2.....	88
Tabela 5.22 -	Taxas de carregamento orgânico e de nitrogênio aplicadas, relação C/N equivalente, remoção de matéria orgânica e conversão de amônia obtidas na etapa 2.....	91
Tabela 5.23 -	Cargas volumétricas de nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-) no efluente do BAS e seus percentuais em relação às cargas volumétricas de amônia afluentes ao BAS durante a etapa 2.....	92
Tabela 5.24 -	Estimativa de bactérias amonificadoras no esgoto bruto e no efluente do FA.....	98
Tabela 5.25 -	Estimativa de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 1ª análise, com TDH de 4 horas.....	100
Tabela 5.26 -	Estimativa de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 2ª análise, com TDH de 4 horas.....	100
Tabela 5.27 -	Estimativa de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 3ª análise, com TDH de 5 horas.....	100
Tabela 5.28 -	Estimativa de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 4ª análise, com de TDH de 5 horas.....	101
Tabela 5.29 -	Médias dos valores de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS.....	101
Tabela 5.30 -	Valores obtidos para contagem de <i>Nitrosomonas sp</i> e <i>Nitrobacter sp</i> em amostras de biofilme coletadas no cesto 4 do BAS	106
Tabela 5.31 -	Comparativo entre os valores obtidos na contagem de <i>Nitrosomonas sp</i> (pela técnica do plaqueamento seletivo) e os valores obtidos na estimativa do NMP bactérias oxidadoras da amônia (pela técnica dos tubos múltiplos) em amostras de biofilme em amostras de biofilme coletadas no cesto 4 do BAS.....	106
Tabela 5.32 -	Comparativo entre os valores obtidos na contagem de <i>Nitrobacter sp</i> (pela técnica do plaqueamento seletivo) e os valores obtidos na estimativa do NMP bactérias oxidadoras da amônia (pela técnica dos tubos múltiplos) em amostras de biofilme em amostras de biofilme coletadas no cesto 4 do BAS.....	106

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Af.	afluente
AGV	ácidos graxos voláteis
Al	alcalinidade intermediária
AP	alcalinidade parcial
AT	alcalinidade total
BAS	biofiltro aerado submerso
CH ₄	gás metano
CO ₂	gás carbônico
DBO	demanda química de oxigênio
DGI	dispersão de grande intensidade
DP	desvio padrão
DPI	dispersão de pequena intensidade
DQO	demanda química de oxigênio
DTR	distribuição do tempo de residência
Ef.	Efluente
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FA	filtro anaeróbio
HAc	ácido acético
Ki	condutividade elétrica
N	Nitrogênio
N	normalidade
N	número de reatores equivalentes em série
N ₂	nitrogênio gasoso
NaCl	cloreto de sódio
N-Amon	nitrogênio na forma amoniacal
N-CSTR	número de reatores equivalentes em série
NH ₃	amônia livre ou não ionizada
NH ₄ ⁺	amônia ionizada
NMP	número mais provável
N-NO ₂ ⁻	nitrogênio na forma de nitrito
N-NO ₃ ⁻	nitrogênio na forma de nitrato
NO ₂ ⁻	nitrito
NO ₃ ⁻	nitrato
N-org	nitrogênio orgânico
NTK	nitrogênio total Kjeldahl
N-Total	nitrogênio total
OD	oxigênio dissolvido
pH	potencial hidrogeniônico
Q	vazão
R ²	coeficiente de correlação
Relação	relação carbono nitrogênio
C/N	
SBR	Sequential Batch Reactor ou reator por bateladas seqüenciais
SO ₄ ²⁻	sulfato

SS sólidos sedimentáveis
SSF sólidos suspensos fixos
SST sólidos suspensos totais
SSV sólidos suspensos voláteis
ST sólidos totais
STF sólidos totais fixos
STV sólidos totais voláteis
TDH tempo de detenção hidráulica
UASB Upflow Anaerobic Sludge Blanked ou reator anaeróbio de manta
de lodo
UFC unidade formadora de colônia
UNICAMP Universidade Estadual de Campinas

RESUMO

DOMINGUES, L.M. (2005) *Sistema combinado filtro anaeróbio-biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário*. Campinas, SP. 179 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas.

Este trabalho fundamentou-se na concepção, construção e operação de um sistema combinado anaeróbio-aeróbio, constituído de filtro anaeróbio (FA) e biofiltro aerado submerso (BAS), em escala de laboratório, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário. Para atingir o objetivo principal de avaliar o desempenho global do sistema, o trabalho foi dividido em 3 etapas: estudo hidrodinâmico, avaliação da partida e avaliação da nitrificação em diferentes TDH. Baseado numa rotina de monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos foi possível avaliar e adequar as condições requeridas para a nitrificação. Verificou-se o desempenho do sistema para diferentes taxas de carregamento volumétrico orgânico e de amônia, relacionando-o com as populações de bactérias nitrificadoras existentes. Constatou-se que remoção de matéria orgânica alcançada foi equivalente para os TDH de 8h (média de 86 ± 6 % para $1,89 \pm 0,61$ kg DQO/m³.dia com DQO efluente de 87 ± 46 mg O₂/L) e 10h (média de 87 ± 4 % para $1,88 \pm 0,83$ kg DQO/m³.dia com DQO efluente de 89 ± 32 mg O₂/L). Para TDH total de 8h (4h de aeração) e taxa de carregamento volumétrico de amônia de $0,33 \pm 0,05$ kg /m³.dia no BAS a remoção de amônia foi de 27 ± 14 % e a nitrificação completa foi de 20 ± 8 %, para 10⁸ oxidadoras da amônia/g STV e 10⁷ oxidadoras do nitrito/g STV. Para TDH total de 10h (5h de aeração) e taxa de carregamento volumétrico de amônia de $0,39 \pm 0,10$ kg /m³.dia no BAS a remoção de amônia foi de 47 ± 20 % e a nitrificação foi de 40 ± 19 %, para 10¹² oxidadoras da amônia/g STV e 10⁷ oxidadoras do nitrito/g STV. A concepção do sistema FA-BAS operando com TDH de 10 h foi adequada à nitrificação, quando aplicada ao tratamento de esgoto doméstico com média concentração de amônia (em torno de 30 mg/L). Indicou ainda ter grande potencial para tratar esgoto com maior concentração de amônia (acima de 50 mg/L).

Palavras-chave: esgoto sanitário, sistema combinado, filtro anaeróbio, biofiltro aerado submerso, remoção de matéria orgânica, nitrificação, bactérias nitrificantes.

ABSTRACT

The present project was based on the conception, construction and operation of an anaerobic-aerobic combined system. This was formed by an anaerobic filter (AF) and an aerated submerged biofilter (ASB), in a laboratory scale, and used for sanitary wastewater. The main objective of this project was to analyze the general performance of the system, and for that, it was divided in 3 parts: hydrodynamic study, start-up evaluation and nitrification analysis in different HRT. Based on a frequent monitoring of physical, chemical and microbiological parameters, it was possible to evaluate and adequate the required conditions for nitrification. The performance of the system for different organic and ammonia volumetric loading rates were verified. Afterwards it was related to the populations of nitrifying bacteria. The system demonstrated organic matter removal not only for HRT of 8 h (average of $86 \pm 6\%$ for $1,89 \pm 0,61 \text{ kg COD/m}^3\text{.day}$, with effluent COD of $87 \pm 46 \text{ mg O}_2\text{/L}$) but also for HRT of 10 h (average of $87 \pm 4 \%$ for $1,88 \pm 0,83 \text{ kg COD/m}^3\text{.day}$, with effluent COD of $89 \pm 32 \text{ mg O}_2\text{/L}$). For total HRT of 8 h (4 h of aeration) and volumetric loading rates of ammonia of $0,33 \pm 0,05 \text{ kg/m}^3\text{.day}$ at ASB, the ammonia removal was $27 \pm 14\%$ and the complete nitrification was $20 \pm 8 \%$, for 10^8 ammonium oxidizers/g TSV and 10^7 nitrite oxidizers/g TSV. For total HRT of 10 h (5 h of aeration) and volumetric loading rates of ammonia of $0,39 \pm 0,10 \text{ kg/m}^3\text{.day}$ at ASB, the ammonia removal was $47 \pm 20 \%$ and the complete nitrification was $40 \pm 19 \%$, for 10^{12} ammonium oxidizers/g TSV and 10^7 nitrite oxidizers/g TSV. The system AF-ASB operated with HRT of 10 h demonstrated to be useful for nitrification if applied to sewage treatment with average concentration of ammonia (around 30 mg/L). It can also be pointed out that the system can be used to treat sewage with higher concentrations (over 50 mg/L).

Key-words: sewage, combined system, anaerobic filter, aerated submerged biofilter, organic matter removal, nitrification, nitrifying bacteria.

1 INTRODUÇÃO

Como o próprio nome indica, o tratamento biológico de esgotos ocorre inteiramente por mecanismos biológicos, reproduzindo de maneira controlada os processos naturais de autodepuração que se desenvolvem num corpo d'água após o lançamento de despejos.

No processo natural de autodepuração a matéria orgânica é convertida a produtos mineralizados inertes. Numa estação de tratamento de esgotos (ETE) operando com sistemas biológicos o objetivo é desenvolver estes mecanismos naturais aliados à tecnologia. Tal combinação gera condições operacionais mais controladas e possibilita a aplicação de taxas de carregamento (orgânica e/ou de nutrientes) mais elevadas, o que na prática se traduz em maior eficiência e menores custos.

Os organismos que podem agir num sistema biológico de tratamento são as bactérias, os protozoários, os fungos, as algas e os vermes. Quando se pensa na conversão e estabilização da matéria orgânica e nitrogenada um dos grupos mais importantes de microrganismos é o das bactérias. Esta população de organismos forma a biomassa.

O mecanismo adotado para reter esta biomassa no interior do reator é um dos critérios mais importantes na concepção de um sistema biológico de tratamento.

A partir dos anos 70 o interesse por sistemas com biomassa retida sob a forma de biofilme foi renovado pela constatação de que suas vantagens atendiam às necessidades crescentes de se conceber ETE compactas, fáceis de se operar e ao mesmo tempo, eficientes.

Já nos anos 80, a intensificação da consciência ambiental e a conseqüente implementação de legislações mais restritivas, principalmente no que se refere aos teores de nutrientes lançados aos corpos d'água, alavancaram o estudo e a aplicação prática de processos de tratamento que atendessem aos novos requisitos legais. Começaram a surgir então os sistemas combinados de tratamento, com o objetivo de somar vantagens e minimizar os aspectos negativos. A combinação mais comum tem sido entre o processo anaeróbio seguido do processo aeróbio. Enquanto os processos anaeróbios permitem a concepção de estações mais compactas, fáceis de operar e com baixa produção de lodo, os processos aeróbios propiciam a remoção da matéria orgânica carbonácea, remanescente do processo anaeróbio, com menor requisito de oxigênio. Esta combinação de processos também favorece a conversão e remoção de nitrogênio e fósforo, possibilitando a geração de efluentes que se enquadram nos padrões legais de lançamento.

Atualmente o desenvolvimento dos sistemas combinados de tratamento voltados para a conversão e remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada e os estudos sobre a microbiologia dos biofilmes representam duas importantes linhas de pesquisas na área de saneamento e têm sido fundamentais para se alcançar maior eficiência com menores custos no tratamento de esgoto sanitário.

Neste trabalho a proposta é conciliar e trazer contribuições para estas duas linhas de pesquisa a partir do estudo de um sistema combinado de tratamento de esgoto sanitário, composto de dois reatores biológicos com biofilmes: um filtro anaeróbio e um biofiltro aerado de leito fixo submerso.

2 OBJETIVOS

O objetivo principal foi o estudo do desempenho de um sistema combinado anaeróbio/aeróbio, tratando esgoto sanitário, constituído de filtro anaeróbio (FA) seguido de biofiltro aerado submerso (BAS), aliando os dados microbiológicos, obtidos por técnicas simples e de baixo custo, aos parâmetros físicos e químicos empregados na avaliação do sistema.

Como objetivos específicos foram considerados:

- avaliação da população de microrganismos amonificadores no esgoto bruto e fase líquida do FA;
- avaliação da população de microrganismos nitrificantes no biofilme do BAS;
- estudo do comportamento hidrodinâmico para avaliar qual configuração mais se aproxima dos modelos matemáticos aplicados, visando obter maior eficiência no tratamento;
- estudo da partida do FA e do sistema FA-BAS; e
- avaliação do desempenho do sistema em diferentes tempos de detenção hidráulica visando determinar a carga volumétrica de amônia que resulta numa taxa de nitrificação mais elevada.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Processos biológicos de tratamento de esgotos sanitários

O princípio básico dos processos biológicos de tratamento é a oxidação biológica da matéria orgânica. Entende-se por oxidação biológica a conversão de compostos orgânicos a formas inorgânicas, exclusivamente pela ação de microrganismos, principalmente bactérias (METCALF & EDDY, 1991).

As reações de oxidação liberam energia; num sistema biológico de tratamento, são desencadeadas pelas bactérias com o único objetivo de liberar a quantidade de energia necessária para sua sobrevivência e reprodução (metabolismo celular). De acordo com os microrganismos envolvidos nestas reações de oxidação diferenciam-se os processos biológicos em aeróbios ou anaeróbios

De maneira geral, a oxidação implica na perda de um ou mais elétrons da substância oxidada (ou doadora de elétron), que pode ser tanto matéria orgânica quanto compostos inorgânicos reduzidos. Por meio de reações bioquímicas, intermediadas por enzimas, os elétrons são transferidos para outros compostos, denominados receptores de elétrons. Estes receptores têm então seu estado de oxidação reduzido (BROCK *et al.*, 1994).

Quando há vários receptores de elétrons disponíveis no meio, naturalmente o sistema utiliza primeiro aquele que libera maior quantidade de energia. Entre os

receptores de elétrons normalmente presentes num sistema biológico o oxigênio é o que libera mais energia; esta característica é a base dos sistemas aeróbios de tratamento. Isto explica também porque o oxigênio livre dissolvido é o primeiro a ser consumido, porque as bactérias aeróbias se reproduzem com maior velocidade e porque a quantidade de lodo gerado nos processos aeróbios é maior (ARCEIVALA,1981).

Após a exaustão do oxigênio livre dissolvido diz-se que o sistema deixou de ser aeróbio. Havendo nitratos (NO_3^-) ou nitritos (NO_2^-) disponíveis as bactérias capazes de utilizá-los no seu metabolismo passam a fazê-lo, gerando como produto final o nitrogênio gasoso (N_2). Este processo de redução de nitratos e nitritos a N_2 denomina-se desnitrificação.

Na ausência de nitratos e nitritos o principal receptor de elétrons empregado pelas bactérias anaeróbias é o gás carbônico (CO_2) e, quando presentes, os sulfatos (SO_4^{2-}). A quantidade de energia assim gerada é menor que a dos processos aeróbios, a reprodução bacteriana é mais lenta e a geração de lodo menor. (CHERNICHARO,1997 e VON SPERLING,1997).

O ideal para um sistema biológico de tratamento seria alcançar a conversão total de toda matéria orgânica a formas inorgânicas e inertes, porém na realidade isto não ocorre devido alguns fatores. O primeiro é o fato de que, mesmo em esgotos domésticos, há uma pequena fração de matéria orgânica cuja estrutura molecular mais complexa os microrganismos não conseguem oxidar. Tal parcela recebe o nome de não biodegradável e deixará o sistema inalterada. Outro fator é a própria geração celular, isto é, uma porção da matéria orgânica é assimilada na formação de novas células, ficando retida parte na biomassa ativa e parte no lodo excedente que, dependendo do tipo de sistema, necessitará ser descartado com maior ou menor frequência .

Na figura 3.1 é possível visualizar o que ocorre nas ETE a partir da aplicação prática destes conceitos de oxidação e conversão biológica da matéria orgânica.

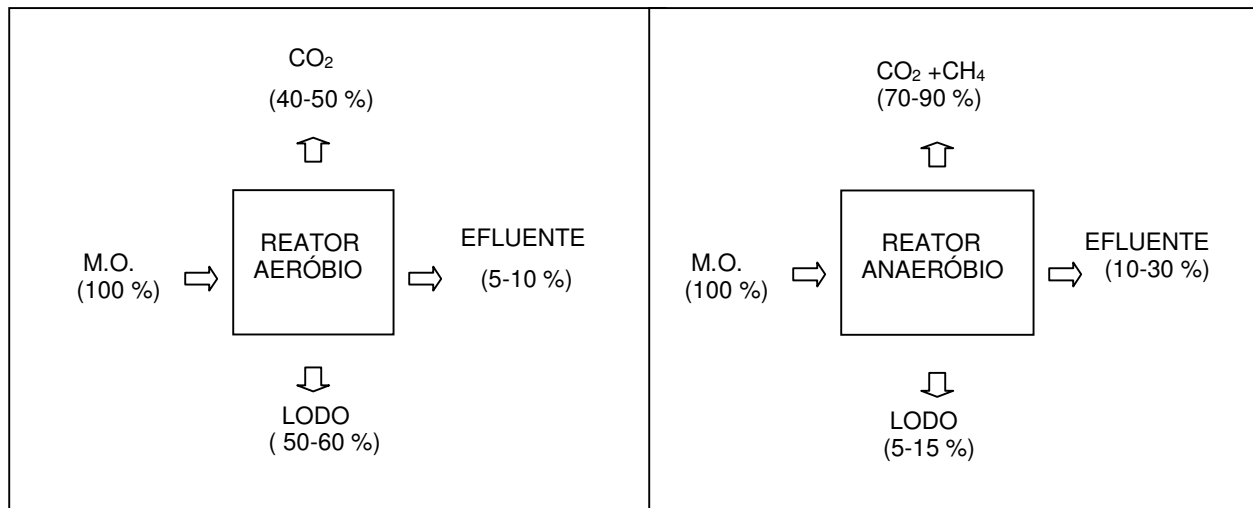


Figura 3.1- Comparação entre resultados da oxidação e conversão biológica da matéria orgânica (M.O.) em sistemas aeróbios e anaeróbios de tratamento de esgotos (adaptado de Chernicharo, 1997).

3.2 Sistemas anaeróbios de tratamento

Os primeiros sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos datam de 1881 e nada mais eram que protótipos das fossas sépticas atuais (NOUR *et al.*, 2000).

Os sistemas anaeróbios de tratamento são aqueles onde os processos de conversão da matéria orgânica ocorre em condições de ausência de oxigênio. Este processo é também chamado de digestão anaeróbia e constitui-se de um sistema ecológico delicadamente balanceado, onde cada microrganismo tem uma função essencial.

Num primeiro estágio, bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas acidogênicas ou fermentativas, convertem os compostos orgânicos complexos em outros menos complexos. Carboidratos, proteínas e lipídeos são hidrolisados, fermentados e biologicamente convertidos em compostos orgânicos com cadeias de carbono mais curtas e mais simples, principalmente ácidos voláteis.

Num segundo estágio ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos: o gás metano (CH₄) e novamente o gás carbônico. Esta conversão é realizada pelas arqueas metanogênicas, estritamente

anaeróbias. Estes microrganismos desempenham duas funções primordiais: a produção do metano, removendo o carbono orgânico e hidrogênio do meio, criando um ambiente favorável para que as bactérias acidogênicas fermentem os compostos orgânicos e produzam o ácido acético, que por sua vez será convertido em metano.

Sendo as metanogênicas as grandes responsáveis pela maior parte da remoção da matéria orgânica num sistema anaeróbio, a sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos costuma ser normalmente o fator limitante no processo de digestão como um todo (CHERNICHARO,1997).

Na Tabela 3.1 estão apresentadas resumidamente as principais vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos.

Tabela 3.1 - Vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos.

VANTAGENS	DESvantagens
- Baixa produção de sólidos (lodo), cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos biológicos aeróbios; - Baixo consumo de energia e conseqüentemente baixo custo operacional; - Baixa demanda de área; - Baixo custo de implantação (20 a 30 dólares per capta); - Produção de metano que pode ser usado como combustível e possui alto poder calorífico; - Manutenção da biomassa por vários meses sem alimentação do reator; - Tolerância a elevadas cargas orgânicas; - Aplicabilidade em pequena e grande escala; - Baixo consumo de nutrientes.	- Bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por grande número de compostos; - A partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semeadura adequado; - A bioquímica e a microbiologia do processo ainda não são totalmente conhecidas e ainda requerem estudos; - Possibilidade de geração de maus odores; - Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; - Remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e patogênicos; - Alguma forma de pós-tratamento é geralmente necessária.

adaptado de Chernicharo, 1997

São vários os sistemas que utilizam processos anaeróbios para o tratamento de esgotos, entre eles: filtros anaeróbios, lagoas anaeróbias e reatores de manta de lodo.

3.3 Sistemas aeróbios de tratamento

A essência dos sistemas aeróbios de tratamento de esgotos está na introdução de energia nos reatores biológicos, sob a forma de oxigênio livre, propiciando o desenvolvimento e acelerando o metabolismo dos microrganismos aeróbios responsáveis pela oxidação biológica dos componentes indesejáveis presentes no esgoto a ser tratado.

Da mesma forma que ocorre nos sistemas anaeróbios, os compostos orgânicos mais complexos vão sendo degradados a outros mais simples, com cadeias de carbono mais curtas. Porém, enquanto nos sistemas anaeróbios grande parte do carbono contido na matéria orgânica é convertida e liberada sob a forma de metano e gás carbônico (70 a 90 %), nos sistemas aeróbios a maior parte do carbono é assimilada na geração de novas células (50 a 60 %), ficando retida na biomassa. Como consequência tem-se a geração de quantidades maiores de lodo. Esta é uma das maiores desvantagens dos sistemas aeróbios de tratamento.

São vários os sistemas que utilizam processos aeróbios para o tratamento de esgotos, entre eles : lagoas aeradas, lodos ativados e filtros biológicos.

As vantagens e desvantagens dos sistemas aeróbios apresentam-se resumidamente na Tabela 3.2

Tabela 3.2 - Vantagens e desvantagens dos sistemas aeróbios de tratamento de esgotos

VANTAGENS	DESvantagens
- Maior eficiência de remoção de matéria orgânica (acima de 80%, podendo ultrapassar 90%); - Remoção satisfatória de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo); - Produção de compostos de nitrogênio no seu estado mais oxidado (nitrito e nitrato); - Aplicabilidade em grande escala.	- Geração de grandes quantidades de lodo; - Lodo com alta concentração de matéria orgânica não estabilizada (necessidade de unidade de tratamento do lodo); - Elevado índice de mecanização; - Em geral, maior requisito de área; - Elevado consumo de energia elétrica; - Operação mais complexa, requerendo pessoal treinado.

adaptado de von Sperling, 1997

3.4 Sistemas combinados anaeróbio-aeróbio

O fundamento é combinar diferentes sistemas de tratamento de tal forma que a eficiência global seja maior que a alcançada quando se aplica um sistema anaeróbio ou aeróbio isoladamente.

A grande vantagem está em se obter melhores resultados ao mesmo tempo em que também se minimizam deficiências individuais; em muitos casos a desvantagem de um dos sistemas é aproveitada como uma vantagem para o outro. Na prática isto se traduz em maior facilidade de operação, menor necessidade de manutenção e custos operacionais mais baixos.

Na literatura é mais comum encontrar-se a denominação de “pós-tratamento” quando se fala em sistemas combinados de tratamento. Embora ambas denominações sejam consideradas corretas, neste trabalho optou-se pelo uso da denominação sistema combinado de tratamento porque esta vem sendo adotada nos trabalhos mais recentes. No entanto, a denominação “pós-tratamento” será utilizada em algumas citações, mantendo a fidelidade aos autores.

Chernicharo *et al.* (2001) num amplo estudo sobre o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no Brasil destacam vários sistemas empregados com sucesso: unidades de infiltração no solo, lagoas de estabilização, unidades de filtração, reatores com biofilme, lodos ativados e unidades de flotação.

Callado (2001 *apud* ABREU, 2003), cita que o sistema combinado anaeróbio-aeróbio tem provado ser uma opção viável para o tratamento de águas residuárias por promover a oxidação carbonácea, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção biológica do fósforo, permitindo que os padrões de lançamento sejam atingidos.

O sistema combinado anaeróbio-aeróbio tem um grande potencial de redução de custos na construção além de facilidade de operação quando comparado a um sistema de lodos ativados. Destacam-se ainda a menor geração de lodo e o menor requerimento de aeração (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999 *apud* ABREU, 2003).

Em 1989, Eckenfelder apresentou o uso de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluentes de diversas indústrias de alimentos. Segundo Bodik *et al.* (2003) a maior dificuldade na aplicação dos sistemas combinados anaeróbio-aeróbio é encontrar a condição ótima de operação para cada sistema.

3.5 Mecanismos de retenção de biomassa e sistemas de alta taxa

Segundo Chernicharo (1997) sistema de alta taxa é aquele que opera com elevados tempos de retenção celular e baixos tempos de detenção hidráulica, sendo necessário para isto a incorporação de mecanismos de retenção da biomassa.

Os mecanismos possíveis de serem empregados variam de acordo com a forma como a biomassa cresce no reator.

Nos sistemas onde o crescimento da biomassa se dá de forma dispersa os mecanismos dependem em grande parte da capacidade da biomassa em formar flocos ou grânulos e sedimentar. Exemplos de mecanismos viáveis nestes casos são a recirculação de lodo (lodo ativado), o controle da velocidade superficial (reator anaeróbio de leito granular expandido) e a presença de anteparos físicos para facilitar a sedimentação (reatores de manta de lodo)

Nos sistemas onde há um meio suporte fixo para sustentação da biomassa, a retenção se dá pela aderência dos microrganismos, formando o biofilme e também fisicamente nos interstícios (filtros anaeróbios). Quando o meio suporte é móvel há necessidade de controle da velocidade ascensional combinada com a recirculação (reator anaeróbio de leito expandido e fluidificado)

3.6 Sistemas com biofilmes

3.6.1 Conceitos de imobilização da biomassa e de biofilme

Quando se fala em tratamento biológico de esgotos são necessários o desenvolvimento e a agregação de diversos grupos de microrganismos formando uma biomassa numa quantidade adequada dentro do reator.

Segundo Lettinga (1995) a chave para o desenvolvimento de biotecnologias mais avançadas para o tratamento de águas residuárias encontra-se na imobilização dos microrganismos, pois somente assim haverá tempo de retenção celular adequado.

O desenvolvimento dos sistemas de tratamento com biomassa imobilizada deu-se a partir de um conceito simples: se o carreamento dos microrganismos ativos no efluente dos reatores biológicos fosse reduzido, estes permaneceriam naturalmente por mais tempo no sistema. Desta forma desvincular-se-ia efetivamente o tempo de retenção celular do tempo de detenção hidráulica, reduzindo ou até eliminando a necessidade de recirculação da biomassa (sob a forma de lodo), possibilitando a concepção de reatores mais compactos, além de incrementar a eficiência do tratamento.

Assim, mais uma vez a tecnologia buscou adaptar um processo natural, já que a imobilização de microrganismos em superfícies é um fenômeno natural em diversos ambientes como troncos, folhas, raízes e rochas (VIJAYALAKSHIMI, 1990).

Vallero (1999 *apud* ABREU, 2003) define imobilização celular como qualquer técnica que limite o livre movimento das células. Wang & Yang (1990) afirmam que imobilização também pode ser considerada como uma técnica que impede o carreamento das células ativas com a fase móvel. Para von Sperling (1997) imobilização é a aderência de microrganismos a um suporte sólido, fixo ou suspenso.

Surgiu então o conceito de biofilme, cuja definição mais simples talvez seja a de Bryers (1998), citada por Abreu (2003); para ele biofilme é qualquer superfície que contenha atividade microbiana.

Costerton *et al.* (1995) definem biofilme como populações microbianas presas a matrizes de polissacarídeos, onde os microrganismos podem aderir uns aos outros e/ou a superfícies. De acordo com Gonçalves *et al.* (2001), von Sperling (1997) e Abreu (2003) o desenvolvimento de biofilmes nos reatores ocorre a partir de uma matriz, em geral um meio suporte sólido natural (por ex. brita, areia, bambu) ou artificial (por ex. plástico), e também a partir da aglomeração da própria biomassa (grânulos).

Do ponto de vista da engenharia, quando se pensa na imobilização simplesmente como a retenção física dos microrganismos num reator biológico, não é difícil atingir-se o objetivo a partir de parâmetros de projeto e detalhes construtivos. Já quando se pretende também propiciar as condições ideais à formação e manutenção de biofilmes plenamente ativos, há a necessidade de se incorporar outros fundamentos físicos, químicos e biológicos.

3.6.2 Fundamentos da formação e desenvolvimento de biofilmes

Considera-se ZoBell como o pioneiro dos estudos sobre a aderência de microrganismos a superfícies sólidas, com seus trabalhos publicados em 1935 e 1943. Desde então inúmeros trabalhos têm revisto os mecanismos fundamentais do processo de aderência dos microrganismos e confirmam as descobertas iniciais de que o processo de desenvolvimento de biofilmes é dependente da combinação de diversos fatores físicos, químicos e biológicos (SENTHILNATHAN & GANCZARCZYK, 1990).

Microrganismos tendem a aderir a superfícies sólidas por várias razões: (1) disponibilidade de substrato, (2) proteção às agressões ambientais, principalmente altas velocidades das correntes líquidas, e (3) interações entre forças físicas de atração, adsorção e adesão (SENTHILNATHAN & GANCZARCZYK, 1990).

Para Cochet *et al.* (1990) o mecanismo inicial de adsorção celular depende das propriedades superficiais da parede celular dos microrganismos e do meio suporte ao qual eles se aderem. Mozes *et al.* (1987) afirmam que as duas características superficiais mais importantes para a adsorção inicial são as cargas elétricas e as correspondentes energias geradas. Meadows (1971) demonstrou que cargas elétricas de macromoléculas, principalmente das proteínas da parede celular, têm importante papel na adsorção à superfície.

ZoBell (1943) observou que após a adsorção inicial à superfície, a adesão celular requeria um tempo de incubação de algumas horas; segundo ele, este período é necessário para a síntese de um material adesivo extracelular. Nos anos seguintes diversos estudos comprovaram as evidências de ZoBell. Em 1969, Jone *et al.* comprovaram através de microscopia eletrônica a formação dos polissacarídeos extracelulares e sua função adesiva. Corpe (1970) detectou a formação dos polissacarídeos extracelulares em seus estudos com espécies de *Pseudomonas*. Marshall *et al.*, em 1971, apresentaram fotografias de fibras poliméricas extracelulares produzidas por bactérias aderidas a superfícies sólidas (BHAMIDIMARRI, 1990).

A partir de então, e até os dias atuais, os estudos têm se voltado para o entendimento dos fatores que afetam o desenvolvimento e a manutenção dos biofilmes, bem como as suas aplicações práticas.

Na Tabela 3.3 está apresentado um resumo dos fatores e aspectos que afetam o desenvolvimento de um biofilme.

Tabela 3.3 - Fatores que afetam o desenvolvimento de um biofilme

Características do meio suporte	Características microbiológicas	Características ambientais
Tipo de material	Espécies	pH
Química superficial	Química da parede celular	Cargas iônicas
Concentração	Concentração	Hidrodinâmica
Tamanho e formato	Condições e idade das culturas	Tempo de contato
Área superficial	Tamanhos e formas	Temperatura
Rugosidade e porosidade		Presença de espécies concorrentes
		Presença de espécies mediadoras

Adaptado de Senthilnathan e Ganczarczyk, 1990

Dentre os estudos mais recentes sobre biofilmes é importante destacar a comprovação de que microrganismos aderidos apresentam propriedades vantajosas. Eles podem ser fisiologicamente diferentes e freqüentemente apresentam (1) maior persistência no sistema, por serem menos afetados pelas mudanças ambientais como pH, temperatura e concentrações de nutrientes, (2) maiores taxas de crescimento, (3) atividade metabólica aumentada e (4) maior resistência à toxicidade (LAZAROVA & MANEM, 1995; SENTHILNATHAN & GANCZARCZYK, 1990).

Outra descoberta importante é que a atividade do biofilme não é proporcional à quantidade de biomassa aderida; sabe-se que a atividade aumenta até um determinado nível, denominado “espessura ativa”, e que além deste nível a difusão de nutrientes torna-se um fator limitante, diferenciando então um biofilme ativo de um inativo (LAZAROVA & MANEM, 1995).

Comprovou-se também que a estrutura, a rigidez e a taxa de desprendimento de biofilmes compostos por diferentes microrganismos podem diferir, mesmo quando expostos às mesmas condições ambientais (LAZAROVA *et al.*, 1992; OGA *et al.*, 1991; SPEITEL & DIGIANO, 1987). Murgel *et al.* (1991) e Siebel & Characklis (1991) apresentam como uma possível explicação para este fenômeno a habilidade de

algumas espécies de bactérias em desenvolverem colônias sob a forma de camadas homogêneas e horizontais, enquanto outras desenvolvem colônias verticais.

3.6.3 A tecnologia dos biofilmes nos sistemas de tratamento de esgotos

A utilização de reatores biológicos com biofilmes já há muitos anos se faz presente na área do saneamento, tanto no tratamento de esgotos domésticos, como no tratamento de outros tipos efluentes e também de água potável.

Dentre os primeiros reatores com biofilme tratando esgotos domésticos estão os filtros biológicos percoladores convencionais, com leito de brita e fluxo descendente. Segundo Gonçalves *et al.* (2001), o primeiro filtro biológico percolador entrou em operação na Inglaterra em 1893, como uma evolução dos então chamados “filtros de contato”.

Os avanços a partir deste sistema foram surgindo a partir da busca por materiais suporte mais leves, com maior área superficial e de custo mais baixo. Somado ao desenvolvimento das técnicas de aeração e difusão do ar, surgiram diversas configurações de reatores biológicos, viabilizando inúmeras utilizações.

Mesmo já sendo tecnologia consolidada em todo mundo por sua comprovada versatilidade na concepção de ETE de pequeno e médio porte, tratando esgotos domésticos e também efluentes industriais, outro grande trunfo tem sido a sua utilização na ampliação da capacidade de tratamento de ETE mais antigas, quer seja pela limitação de espaço físico, quer seja pelas exigências legais de se implementar e/ou incrementar a remoção de nutrientes (PUJOL *et al.*, 1992 e PELADAN *et al.*, 1996).

3.6.4 Filtros anaeróbios

Os primeiros reatores anaeróbios de leito fixo e biofilme foram denominados Filtros Anaeróbios (FA). Os estudos sobre este sistema anaeróbio tiveram início com a

publicação de Young & McCarty, em 1969, baseado em estudos anteriores de Coulter *et al.*, em 1955. Consistia em um reator de fluxo ascendente onde a biomassa ficava retida em um meio suporte de britas, através do qual o líquido era obrigado a passar, sendo por esse motivo denominado de Filtro Anaeróbio. Era alimentado com esgoto sintético e apresentou uma eficiência superior a 80 % na remoção de DBO. Historicamente é importante por ter sido o primeiro sistema anaeróbio a demonstrar a viabilidade de se aplicar cargas elevadas, entre 10 e 20 kg DQO/m³.d (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; NOUR *et al.*, 2000; ABREU, 2003).

Hoje os filtros anaeróbios são definidos como reatores biológicos com fluxo através de lodo aderido e retido em um leito fixo de material inerte. Na superfície de cada peça do material de enchimento ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos anaeróbios, que também se agrupam na forma de grânulos nos interstícios deste material (GONÇALVES *et al.*, 2001). Segundo Chernicharo (1997), embora a biomassa se solte esporadicamente, o tempo médio de residência de sólidos no reator é usualmente superior a 20 dias.

Como as principais vantagens dos filtros anaeróbios podem ser citadas: (1) eficiência no tratamento esgotos concentrados ou diluídos, (2) boa resistência às variações de vazão afluente, (3) reduzida perda da biomassa, (4) construção e operação simples, (5) possibilidade do emprego de várias combinações de fluxo e materiais de enchimento (CHERNICHARO, 1997).

As principais limitações dos filtros anaeróbios decorrem do risco de obstrução do leito (entupimento ou colmatagem dos interstícios) e do volume relativamente grande, devido ao espaço ocupado pelo material suporte. O custo deste material também pode ser uma limitação, podendo muitas vezes ser equivalente à metade do custo total do reator. Diante desta limitação diversos tipos de materiais têm sido estudados e utilizados como meio suporte em filtros anaeróbios: quartzo, conchas de ostras, anéis plásticos, cilindros vazados, blocos modulares de PVC, granito, esferas de polietileno, bambu e escória de alto forno. A idéia é baixar custos a partir do emprego de materiais menos onerosos e/ou disponíveis no local de instalação do filtro (CHERNICHARO, 1997).

A altura da camada preenchida pelo meio suporte interfere no tratamento. Recomenda-se que ela ocupe os 2/3 superiores dos tanques, resultando numa altura não inferior a 2,0 m, exceto quando estudos em escala piloto ou plena comprovem a viabilidade de camadas menores (CHERNICHARO,1997).

A norma regulamentadora brasileira (NBR 13969/1997, complementar da NBR 7229/1993) especifica uma altura de 1,20 m, constituída de brita nº 4.

Camargo & Nour (2001) avaliaram o efluente de um FA com camada suporte constituída de anéis de bambu. Coletando amostras em diferentes alturas observaram que a remoção de matéria orgânica ocorre principalmente nos 40 cm iniciais, indicando ser perfeitamente viável a construção de filtros com camadas suporte mais baixas.

No que se refere à qualidade do efluente as limitações dos filtros anaeróbios estão na baixa capacidade de remoção de patogênicos e nutrientes.

O uso dos filtros anaeróbios como principal unidade de tratamento biológico de esgoto deve-se principalmente à constatação de que uma fração considerável do material orgânico (em geral em torno de 70 %) pode ser removida nesta unidade sem dispêndio de energia. Unidades aeróbias operando posteriormente, de forma combinada, vêm sendo empregadas para remoção de parcela da fração remanescente de material orgânico, nutrientes e patogênicos, gerando então um efluente final com qualidade compatível com aquela que se impõem pelos padrões legais de lançamento.

3.6.5 Biofiltros aerados submersos

Os biofiltros aerados de leito submerso (BAS) têm sido utilizados há mais de 50 anos. O seu princípio de tratamento é semelhante ao dos filtros anaeróbios, ou seja, são reatores biológicos nos quais o fluxo passa, no sentido ascendente ou descendente, através do biofilme e do lodo retido em um leito fixo de material inerte. A diferenciação entre os dois sistemas está na introdução de oxigênio, com aeradores e difusores de ar, gerando assim um ambiente onde proliferam microrganismos aeróbios.

Inicialmente, o ar comprimido era introduzido através de tubos perfurados sob o meio suporte (AISSE *et al.*, 2001).

Pujol *et al* (1992) relatam que os biofiltros aerados empregando material granular como meio suporte derivam dos filtros empregados no tratamento de água, e surgiram nos anos 70, a partir de diversas pesquisas que tinham por objetivo propor um novo sistema de tratamento alternativo aos lodos ativados. O desafio era criar algo novo, capaz de oferecer o mesmo desempenho, porém ocupando menor espaço físico. Para estes autores a compacidade alcançada e a ausência de decantador secundário foram as maiores vantagens oferecidas pelo novo sistema criado.

Segundo Aisse *et al.* (2001) a grande vantagem dos BAS em comparação aos lodos ativados está na eliminação da necessidade de recirculação e dos distúrbios de *bulking* do lodo. Em comparação aos filtros biológicos percoladores convencionais, a vantagem está na erosão gerada no biofilme pelas bolhas de ar, reduzindo a colmatação dos interstícios do meio suporte e o risco de entupimentos; além disso, a turbulência gerada pela aeração também assegura o bom contato entre o substrato e os microrganismos.

Gonçalves *et al.* (2001) apresentam os biofiltros aerados como uma tecnologia madura, originando ETE compactas que podem ser enterradas no subsolo de estádios esportivos, parques e edifícios em pleno ambiente urbano. Em 1992, Rogalla coloca como uma das principais vantagens a possibilidade de se conceber ETE cobertas e desodorizadas, com baixo impacto ambiental. Pujol *et al.* (1992) ressaltam ainda a rápida entrada em regime e a resistência aos choques de cargas. Gonçalves (1994) acrescenta ainda a resistência às baixas temperaturas do esgoto.

Estações de tratamento com BAS, com capacidade variando de 10.000 a 1.000.000 de habitantes, encontram-se em operação na Europa. Aproximadamente 50 unidades de menor porte operam atualmente no Japão, principalmente para tratamento de despejos industriais, e uma dezena na América do Norte (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Metcalf & Eddy (1991) colocam os filtros biológicos como unidades capazes de remover 40 a 90 % da DQO, operando com cargas orgânicas volumétricas entre 0,4 e 10 kg DQO/m³.d.

Gonçalves *et al.* (2001) citam que o consumo médio de oxigênio em BAS operando em tratamento de nível secundário tem sido da ordem de 0,5 kg O₂/kg DBO_{aplicada}, garantindo a concentração mínima de 1,5 mg O₂/L, essencial para atividade dos microrganismos aeróbios.

Em sistemas operando com nitrificação recomenda-se que os níveis de OD se mantenham acima de 2,0 mg/L (VON SPERLING,1997).

Sendo já reconhecido com um sistema eficiente quando se deseja a conversão de matéria carbonácea, nos últimos anos os estudos com os BAS voltaram-se para os processos de conversão de matéria nitrogenada (BOLLER *et al.*,1997; BORREGAARD,1997; KIM *et al.*, 2003; VALDÉS & PAPAYANOPOULOS, 2002; VILLAVERDE *et al.*, 2000; VON LOOSDRECHT *et al.*, 2000; YANG *et al.*,2003).

Sabe-se que os microrganismos envolvidos nestes processos possuem um tempo de geração celular maior e requerem um alto tempo de detenção celular no sistema, desenvolvendo-se satisfatoriamente em reatores com biofilme e sistema de aeração. Surge assim uma nova aplicação, em sistemas combinados e de pós-tratamento, onde se deseja a conversão e/ou remoção de nitrogênio.

3.7 Processos de conversão e remoção de nitrogênio

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera este se alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N₂), escapando para a atmosfera, nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia livre (NH₃) e ionizada (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻).

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos da geração e do próprio controle da poluição das águas segundo diversos aspectos. No que se refere à poluição das águas é um elemento indispensável para o crescimento das algas, podendo em certas condições conduzir a fenômenos de eutrofização das águas de lagos e represas. Na forma de amônia livre é tóxico aos peixes e na forma de nitrito

está associado a doenças como a metahemoglobinemia (doença do bebê azul). Destaca-se como o mais preocupante os processos de conversão da amônia a nitrito, e deste a nitrato, que implicam no consumo de oxigênio livre dissolvido nos corpos d'água, afetando diretamente toda cadeia ecológica dos organismos de vida aquática (VON SPERLING,1997).

Sob o aspecto do tratamento de água para abastecimento a presença de altos níveis de nitrogênio nos mananciais eleva os custos, seja por fatores diretos, como a maior demanda de cloro requerida na oxidação química dos compostos nitrogenados, ou indiretos, por exigir processos mais avançados para a remoção de sabor e odor provenientes da decomposição de algas (MARCHETTO, 2001).

O nitrogênio pode ser removido de esgotos sanitários por processos físicos, químicos ou biológicos. A vantagem dos processos biológicos está em oferecer custos relativamente baixos quando comparados aos outros (METCALF & EDDY,1991).

Van Loosdrecht & Jetten (1998) colocam que apesar de ser estudado há mais um século, o processo de conversão biológica do nitrogênio ainda levanta especulações e provoca conflitos no meio científico. Citam também que os primeiros estudos sobre a oxidação microbiológica da amônia e sobre as reduções do nitrito e nitrato datam de 1890 (WINOGRADSKY) e 1892 (BREAL) respectivamente. Acrescentam ainda que o primeiro relato sobre conceitos básicos da nitrificação data de 1926, publicado por Kluyver & Donker; o primeiro relato sobre os conceitos básicos da desnitrificação data de 1910, por Beijerinck & Minkman.

Nos sistemas biológicos de tratamento de esgotos os processos usualmente empregados na conversão de nitrogênio são a amonificação e a nitrificação autotrófica; quando se deseja também a remoção do nitrogênio soma-se a desnitrificação em ausência ou em baixa concentração de oxigênio (microaeração).

Importante registrar, no entanto, que outros processos de conversão biológica do nitrogênio são conhecidos, como: (1) oxidação anaeróbia da amônia (ANAMOX), (2) nitrificação heterotrófica e (3) desnitrificação aeróbia (MARCHETTO, 2001; VAN LOOSDRECHT & JETTEN,1998; YE & THOMAS,2001). Para estes autores o ANAMOX é o processo que demonstra mais possibilidades de aplicações práticas em processos de tratamento de efluentes, pelos estudos realizados até o momento. Já a nitrificação

heterotrófica, processada por bactérias que utilizam carbono proveniente da matéria orgânica, é considerada muito menos significativa pelo fato destas bactérias ocorrerem em quantidades muito menores na natureza que as nitrificantes autotróficas. O mesmo ocorre com as desnitrificantes aeróbias em relação às anaeróbias.

3.7.1 Microbiologia da amonificação

Andrade *et al.* (1994) definem amonificação como a liberação da amônia a partir dos compostos nitrogenados, usados por um grupo diversificado de microrganismos heterotróficos como fonte de carbono e nitrogênio.

O nitrogênio chega ao esgoto doméstico basicamente sob duas formas: (1) uréia, resultante da metabolização das proteínas e excretada na urina e (2) proteínas não assimiladas, excretadas nas fezes.

A uréia é rapidamente hidrolisada por bactérias, sob condições aeróbias ou anaeróbias, pela ação da enzima urease, gerando amônia e gás carbônico.

As proteínas são convertidas a moléculas mais simples, peptídeos ou aminoácidos, pela ação de enzimas extracelulares produzidas por bactérias proteolíticas. Na seqüência, ocorre o processo de deaminação, que dependendo das condições ambientais será oxidativa ou redutiva, intermediadas por bactérias aeróbias ou anaeróbias. Ambas reações produzem íon amônio (NH_4^+) e ácidos orgânicos (BITTON, 1994).

O processo de amonificação é rápido, tendo início já no sistema de coleta e interceptação do esgoto, fazendo com que já se encontre amônia no esgoto afluyente ao sistema de tratamento (VON SPERLING, 1997).

3.7.2 Microbiologia da nitrificação autotrófica

Nitrificação é conversão da amônia a nitrato pela ação de bactérias. Denomina-se nitrificação autotrófica quando o processo se deve à ação de bactérias autotróficas aeróbias, que utilizam o CO₂ como fonte de carbono e adquirem energia para sua assimilação a partir da oxidação dos compostos nitrogenados. Ocorre em duas etapas consecutivas, (1) nitritação e (2) nitratação. Na nitritação a amônia é oxidada a nitritos e na nitratação os nitritos são oxidados a nitratos. Não se tem conhecimento de nenhum microrganismo capaz de converter amônia diretamente a nitrato (BITTON, 1994; MAURET *et al.*, 1996; VAN LOOSDRECHT & JETTEN, 1998; VON SPERLING, 1997; YE & THOMAS, 2001).

As bactérias responsáveis pela nitritação são genericamente e comumente denominadas de bactérias oxidadoras da amônia. O gênero *Nitrosomona* é considerado o predominante em sistemas de tratamento de esgotos, embora se conheçam outros gêneros: *Nitrospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio* (ALEXANDER, 1982; ANDRADE *et al.*, 1994; DAIMS *et al.*, 2000; ROBINSON *et al.*, 2003;). Porém, Hiorns *et al.* (1995, *apud* VAN LOOSDRECHT & JETTEN, 1998) afirmam ter sido o gênero *Nitrospira* predominante numa amostra de lodos ativados analisada em testes genéticos.

As bactérias responsáveis pela nitratação são genericamente e comumente denominadas bactérias oxidadoras do nitrito. Até o final dos anos 90 o gênero *Nitrobacter* foi considerado o único a existir em sistemas de tratamento de esgotos. Outros gêneros conhecidos são *Nitrospira* e *Nitrococcus* (ALEXANDER, 1982; ANDRADE *et al.*, 1994). No entanto, há estudos mais recentes indicando ser o gênero *Nitrospira* o predominante, ou até o único, em reatores biológicos (DAIMS *et al.*, 2000; ROBINSON *et al.*, 2003). Ao discutirem o assunto estes mesmos autores colocam dois pontos importantes a serem considerados:

- (1) o avanço nas técnicas de identificação de microrganismos: reconhecidamente as bactérias nitrificantes são difíceis de se cultivar em laboratório, considerando-se até mesmo que alguns gêneros, como *Nitrospira*, não se

desenvolvem pelos exames microbiológicos convencionais. Assim, as técnicas modernas para identificação estariam detectando os microrganismos não detectados ao longo dos anos pelos exames microbiológicos convencionais;

- (2) as condições específicas de cada reator: biológico: mesmo operando com sistemas de tratamento iguais, cada ETE tem características muito próprias, expondo os reatores a diferentes condições ambientais e possibilitando a formação de diferentes populações de microrganismos.

3.7.3 Fatores intervenientes na nitrificação

Diversos fatores afetam e influenciam no processo de nitrificação num sistema de tratamento de esgotos. São eles:

Relação C/N: a concentração de organismos nitrificantes decresce à medida que a relação C/N cresce. Em reatores que combinam oxidação carbonácea e nitrogenada a relação DBO/N ideal é maior que 5; em sistemas onde a nitrificação ocorre em separado a relação ideal é entre 1 e 3 (METCALF & EDDY, 1991). Quando a nitrificação se dá em reatores com biofilme este fator tem sido o mais limitante. Van Loosdrecht *et al.* (2000) afirmam que a relação DQO/N nestes reatores deve se manter baixa (em torno de 1) para se garantir a máxima atividade dos microrganismos nitrificantes. Em seu estudo, para uma relação DQO/N = 5 a atividade nitrificante se tornou praticamente nula. Eles demonstram que, à medida que a relação C/N cresce, há um aumento na atividade dos microrganismos heterotróficos, formando camadas extras de biofilme, encobrendo camadas de microrganismos nitrificantes e dificultando sua atividade. Porém, a atividade é restabelecida quando a relação decresce.

Temperatura: em geral considera-se que a temperatura ótima para o crescimento de bactérias nitrificantes encontra-se na faixa de 25 a 36° C. Entre 7 e 35° C existe

resposta linear para a nitrificação, mas os limites diminuem para a nitratação. Logo, a temperatura ótima para a nitrificação é maior que a da nitratação (MARCHETTO, 2001). Segundo von Sperling (1997) para cada acréscimo de 7° C a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes dobra.

pH: considera-se que os valores ótimos para *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* encontram-se na faixa de 7,0 a 9,0. Para Downing (1978, *apud* VON SPERLING, 1997) a taxa de nitrificação é constante entre 7,2 e 8,0. Segundo Bitton (1994) a nitrificação cessa em pH abaixo de 6,0 e para Kumar & Nicholas (1983, *apud* MARCHETTO, 2001) cai drasticamente em pH menor que 7,0.

Alcalinidade: o controle da alcalinidade está intimamente ligado ao controle do pH. A nitrificação gera íons H^+ , que reagem com os compostos formadores de alcalinidade no meio. O decréscimo nos valores da alcalinidade e, em decorrência, o decréscimo da capacidade tampão do sistema, pode levar a reduções no pH e na taxa de nitrificação. Estequiometricamente, 1 mg de nitrogênio amoniacal oxidado a nitrato consome 7,14 mg de alcalinidade, como $CaCO_3$. Dependendo da alcalinidade presente no esgoto a ser tratado e da carga de matéria nitrogenada a ser convertida, haverá a necessidade de se adicionar algum composto químico formador de alcalinidade, usualmente, cal hidratada (VON SPERLING, 1997).

Oxigênio Dissolvido (OD): embora se considere que a concentração de OD crítica (abaixo da qual a nitrificação não se processa) seja de 0,2 mg/L, recomenda-se que os níveis de OD se mantenham em torno 2,0 mg/L; isto garantiria a manutenção de uma concentração satisfatória em todos os pontos do reator (VON SPERLING, 1997). Em reatores com biofilme, tão importante quanto a concentração de OD na fase líquida é a transferência do oxigênio até as células microbianas presentes nas camadas mais internas; em muitos casos, a velocidade com que esta transferência ocorre é o fator limitante do processo. Assim, a concentração ideal de OD em cada reator é dependente das suas características hidrodinâmicas, como fluxo, velocidade da fase líquida e turbulência (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Presença de substâncias tóxicas ou inibidoras: o crescimento das bactérias nitrificantes pode ser drasticamente afetado por diversos compostos químicos. Este fator tem maior relevância em sistemas de tratamento de efluentes industriais. Em esgoto sanitário, no entanto, a única substância inibidora presente que requer atenção é a amônia livre ou não ionizada (NH_3). Sua concentração é dependente do pH e da temperatura. Em faixas de pH próximas da neutralidade praticamente toda amônia se mantém na forma ionizada (NH_4^+), não tóxica. As elevações de pH e da temperatura contribuem para o aumento da fração não ionizada, podendo inibir a nitrificação (VON SPERLING, 1997). Segundo a literatura os valores mínimos a partir dos quais a ação tóxica se inicia variam bastante. Anthonisen *et al.* (1976) observou inibição da nitrificação a partir de 10 mg/L e da nitratação a partir de 0,1 mg/L. Turk & Mavinic (1989) colocam que oxidadoras do nitrito não aclimatadas foram inibidas com 3,5 mg/L de amônia livre, mas não foram afetadas por 40 mg/L após estarem adaptadas às condições do sistema. Yu *et al.* (2003) encontraram inibição total da nitratação a partir de 0,2 mg/L, mas ressaltam que a atividade foi prontamente restabelecida assim que o fator de inibição foi removido.

3.8 Exemplos práticos de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio

Neste item estão apresentadas algumas considerações e são citados alguns trabalhos encontrados sobre os sistemas combinados anaeróbio-aeróbio

A combinação mais encontrada foi a de reatores UASB operando em conjunto com um reator aeróbio, para tratamento secundário.

Silva *et al.* (2002) citam que nos últimos anos foram implantadas 35 ETE compactas no Brasil. Cada sistema é composto por reator UASB seguido de BAS de fluxo ascendente. Como exemplo do desempenho deste sistema apresentam os valores obtidos no estudo da ETE-Linhares (ES). Para uma taxa de carregamento orgânico de 3,0 kg DQO/m³.dia é obtida remoção de 94 % para SS, 92 % para DBO e de 88 % para

DQO, resultando em concentrações médias de 15 mg/L para SS, 16 mg O₂/L para DBO e 66 mg O₂/L para DQO.

Nascimento *et al.* (2000) estudaram um sistema composto de reator UASB seguido de filtro biológico percolador com leito de escória de alto forno, em planta piloto, por 16 meses. O TDH no reator UASB foi mantido em 4 h. As cargas orgânicas volumétricas variaram entre 0,3 e 3,9 kg DBO/m³.d. A remoção variou entre 74 e 88 % para DQO e entre 80 e 94 % para DBO. Mesmo nas cargas mais elevadas, a DBO efluente se manteve abaixo de 60mg/L e os sólidos abaixo de 40 mg/L.

Torres & Foresti (2001) apresentaram estudo de uma planta piloto, instalada em São Carlos (SP) composta por sistema combinado UASB-SBR (reator aerado por bateladas seqüenciais) visando nitrificação e remoção de fósforo. O reator UASB operou com TDH de 6h e o reator aerado teve seu tempo de aeração variando entre 2 e 22 h. A remoção global de DQO foi de 92 % e de 86 % para SST com 10 h de aeração, caindo para 91 % e 84 % com 2 h de aeração, ou seja, praticamente iguais. Já para a conversão de nitrogênio a remoção variou bastante em função do tempo de aeração. Com 10 h houve conversão de 100 % de NH₄⁺ e 89 % de NTK. Para um período de aeração de 4 h houve conversão de 98 % de NH₄⁺ e 80 % de NTK. Com aeração de 2 h alcançou-se conversão de 68 % de NH₄⁺ e 64 % de NTK. A concentração de oxigênio foi mantida sempre acima de 3,5 mg/L. O N_{total} efluente variou entre 30,6 e 59,3 mg/L.

Sousa (1996, *apud* ABREU, 2003) estudou um sistema semelhante, composto de UASB seguido por 2 SBR, tratando esgoto sintético. Obteve remoção média de 95 % para DQO, 96 % para SSV, 85 % para NTK e 57 % para fósforo para um TDH de 8 h (4 h no UASB e 4 h nos SBR).

Jun *et al.* (2004), na Coréia, apresentaram estudo de um sistema combinado UASB-BAS, em planta piloto, tratando esgoto sanitário visando nitrificação e desnitrificação. O BAS tinha como meio suporte anéis plásticos, formando uma coluna de 0,19 m de diâmetro por 0,80 m de altura. O TDH aplicado ao sistema foi de 12 h. A DQO afluente variou entre 250 e 480 mg O₂/L e o N-Total afluente variou entre 40,0 e 75,0 mg/L. A remoção de DQO alcançou 94 % e a nitrificação 95 %.

Pozo e Diez (2003), na Espanha, estudaram um sistema combinado, em escala de laboratório, composto de BAS-FA operando com fluxo descendente visando

remoção de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação. O meio suporte era composto de 7 tubos corrugados (diâmetro de 0,02 m e altura de 0,7 m) arranjos verticalmente. O afluente era proveniente de um abatedouro de aves. A remoção de DQO foi da ordem de 95 % para carga orgânica volumétrica em torno de 0,39 kg DQO/m³.d e caiu para 85 % com a elevação da carga para 0,72 kg DQO/m³.d. A nitrificação chegou a 95% para uma carga volumétrica de 0,064 kg NTK/m³.d e caiu para 84 % com a elevação da carga para 0,14 kg NTK/m³.d.

Vieira *et al.* (2003) desenvolveram o seguinte sistema combinado: reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) com 4 compartimentos, reator aeróbio radial de leito fixo (RARLF) e RAHLF com 1 compartimento. A conversão média de amônia foi de 95 %, com 2 mg N-Amon/L no efluente. A remoção média de nitrogênio foi de 96 %, 1,1 mg N-NO₃ efluente. A remoção média de DQO alcançada foi de 73 % (35 mg O₂/L no efluente) e de 85 % para SSV (4 mg SSV/L no efluente).

Importante ressaltar que a quantidade de trabalhos publicados encontrados foi pequena, predominando os estudos brasileiros. No que se refere à aplicação do sistema visando a nitrificação, a bibliografia é ainda mais restrita.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Montagem e operação dos reatores biológicos

O sistema biológico de tratamento estudado era composto por um filtro anaeróbio (FA) seguido de um biofiltro aerado submerso (BAS), em escala de laboratório, e foi instalado no Laboratório de Saneamento do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP (Figura 4.1).

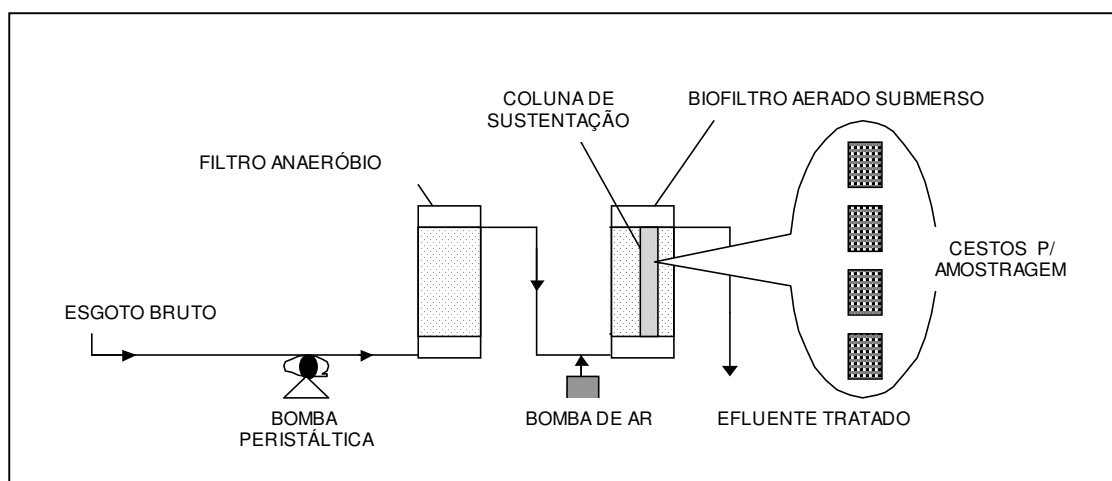


Figura 4.1 - Esquema do Sistema Filtro Anaeróbio-Biofiltro Aerado Submerso

O material empregado para a confecção de cada reator foi barrilete de PVC (marca Permution) com volume total de 10 L, altura total de 45 cm e diâmetro interno de 20 cm. Após o enchimento com o mesmo meio suporte cada reator apresentou altura útil de 25 cm e volume útil de 8 L. Possuíam na base um fundo falso perfurado, para melhor distribuição do afluente, e dispositivos de entrada e saída. O BAS foi dotado de dispositivo para fornecimento de ar (dois aeradores de aquário conectados a dois difusores porosos) durante todo o tempo de operação (Figura 4.2).

O material empregado como meio suporte foram anéis de polipropileno perfurados, com 1,4 cm de diâmetro por 1,5 cm de altura e índice de vazios do 90 %. Os anéis foram obtidos a partir de bobes para cabelo (marca Dompel nº 0, ref. 350). Cada bobe foi cortado em 5 anéis (Figura 4.3).

Para o BAS foram confeccionados 4 cestos de polipropileno perfurado com 6 cm de altura por 5 cm de diâmetro. Confeccionou-se com o mesmo material uma coluna cilíndrica com 25 cm de altura por 6 cm de diâmetro. A coluna foi apoiada sobre fundo falso perfurado e dentro dela foram acomodados os 4 cestos, um sobre o outro, após terem sido preenchidos com os anéis plásticos. Aos cestos foi preso um fio de nylon formando uma alça. Esta montagem permitiu a remoção periódica dos cestos para a coleta de amostras de biofilme nas diferentes profundidades do reator, sem movimentar a camada suporte.

Com o objetivo de minimizar a formação de caminhos preferenciais cada cesto foi envolvido com uma camada de manta acrílica, preenchendo assim o espaço vazio existente entre a coluna e os cestos.

Toda camada suporte foi empacotada com uma rede de poliéster (abertura da malha ± 1 cm) com o objetivo de facilitar sua retirada, caso houvesse necessidade de reparos no reator (Figura 4.4).



Figura 4.2- Materiais utilizados na construção dos reatores e sistema montado

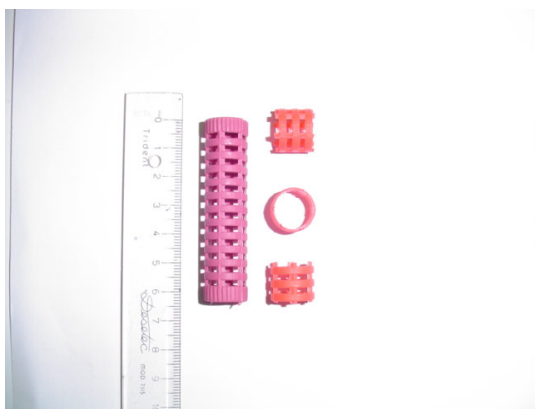


Figura 4.3 - Material plástico utilizado como meio suporte no FA e no BAS

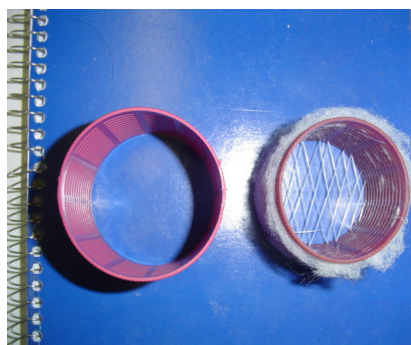


Figura 4.4 - à esquerda material utilizado para confecção dos cestos e cesto envolto com manta acrílica; ao centro introdução dos cestos na coluna de sustentação, à direita coluna vazia sustentando camada suporte e rede de poliéster envolvendo toda montagem.

Os afluentes aos reatores foram bombeados por bomba peristáltica calibrada para as vazões correspondentes aos tempos de detenção hidráulica a serem estudados.

Durante todo estudo o BAS foi operado sem nenhum procedimento de lavagem e o lodo de excesso acumulado no decantador secundário foi recirculado para a entrada do sistema, misturado ao esgoto bruto .

4.2 Estudo hidrodinâmico do sistema

A eficiência e o melhor desempenho de reatores biológicos estão intimamente relacionados com suas características hidrodinâmicas, que podem ser verificadas em ensaios de bancada e matematicamente avaliados.

Durante a elaboração do projeto surgiu o questionamento sobre porque não operar o BAS com fluxo descendente. Para avaliar qual configuração resultaria num modelo hidráulico mais eficiente, realizou-se o estudo hidrodinâmico do sistema antes do início de sua operação. Baseado nas condições operacionais que seriam aplicadas posteriormente foram estabelecidas duas configurações para serem avaliadas no estudo hidrodinâmico, conforme indicado no Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Configurações adotadas para o estudo hidrodinâmico do sistema FA-BAS

Característica	Estudo 1	Estudo 2
Fluxo reatores	Ambos ascendentes	FA ascendente e BAS descendente
TDH	10 h (5 h em cada reator)	8 h (4 h em cada reator)

Pela facilidade de execução optou-se pelo teste de avaliação hidrodinâmica pela técnica estímulo-resposta, utilizando-se como traçador químico o cloreto de sódio.

Levenspiel (1974) cita que qualquer material que possa ser detectado e não perturbe o escoamento pode ser utilizado como traçador.

Como estímulo utilizou-se a injeção do traçador na entrada do sistema sob a forma de um pulso, ou seja, uma massa conhecida de NaCl diluída num pequeno volume de água e injetada rapidamente no afluente do sistema (8 mL de uma solução a 300 g/L, equivalente a 2,4 g de NaCl). A resposta foi obtida pela medição da condutividade ao longo do tempo (a cada 20 min). A relação linear existente entre a condutividade e a concentração do NaCl permitiu a determinação das concentrações efluentes do traçador a partir da equação 4.1, obtida na curva de calibração previamente construída.

$$C_i = 0,30706.K_i - 0.92969 \quad (r^2 = 0,99999) \quad (4.1)$$

sendo:

C_i : concentração de NaCl (mg/L)

K_i : condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Gerados os dados da concentração de traçador ao longo do tempo foram construídas as curvas DTR (distribuição do tempo de residência).

A avaliação do comportamento hidrodinâmico foi feita a partir dos modelos teóricos uniparamétricos de tanques de mistura completa em série (N-CSTR), de dispersão de pequena intensidade (DPI) e de dispersão de grande intensidade (DGI), segundo Levenspiel (1974), em combinação com os indicadores propostos por Rebhum & Argaman (1965, citado por Nour *et al.* em 2000) e pela WEF (1996, citado por Mendonça em 2004). A avaliação do ajuste dos dados experimentais aos modelos N-CSTR, DPI e DGI foi feita mediante a determinação do coeficiente de correlação (R^2) segundo Billo (1997).

A seqüência de cálculos para obtenção dos parâmetros de interesse e as respectivas equações estão apresentadas a seguir.

Aplicando-se o método proposto por Levenspiel (1974) foram obtidos o tempo médio de detenção hidráulica (θ_H), a variância dos pontos experimentais (σ^2) e a variância adimensional (σ_θ^2):

- Tempo médio de detenção hidráulica (θ_H)

$$\theta^2 = (\sum t_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i) / (\sum C_i \cdot \Delta t_i) \quad (4.2)$$

sendo:

t_i : tempo decorrido desde o início até a coleta

C_i : concentração do traçador no tempo i ;

Δt_i : Intervalo de tempo decorrido entre a coleta i e a coleta $i-1$.

- Variância dos pontos experimentais (σ^2)

$$\sigma^2 = (\sum t_i^2 \cdot C_i \cdot \Delta t_i / \sum C_i \cdot \Delta t_i) - \theta_H^2 \quad (4.3)$$

- Variância adimensional (σ_θ^2)

$$\sigma_\theta^2 = \sigma^2 \cdot \theta_H^2 \quad (4.4)$$

Na seqüência foi feita a normalização dos dados experimentais, gerando-se as curvas de distribuição de saída adimensional, segundo Rebhum & Argaman ($C_0 \times \theta_0$) e Levenspiel ($E_0 \times \theta$).

A partir da curva $C_0 \times \theta_0$ foram determinados os parâmetros e indicadores do modelo proposto por Rebhum & Argaman, apresentados a seguir.

- Construção da curva $C_0 \times \theta_0$, segundo Rebhum & Argaman:

$$C_0 = C_i / C_{\text{máx}} \quad (4.5)$$

$$\theta_0 = t_i / \text{TDH} \quad (4.6)$$

sendo:

C_0 : concentração adimensional no tempo i ;
 C_i : concentração do traçador no tempo i ;
 $C_{\text{máx}}$: valor máximo da concentração do traçador;
 θ_0 : tempo adimensional no tempo i ;
 t_i : tempo decorrido desde o início até o tempo da coleta i ;
TDH: tempo de detenção hidráulico teórico (volume / vazão).

- Parâmetros obtidos a partir da curva $C_0 \times \theta_0$:

T_p : tempo decorrido para o aparecimento do pico na curva;
 T_{10} : tempo que representa 10 % da área sob a curva (a partir da origem);
 T_{90} : tempo que representa 90 % da área sob a curva (a partir da origem).

- Indicadores propostos por Rebhum & Argaman e seus significados práticos:

T_p/T_{DH} : indica a extensão do comportamento pistonado. Quanto mais próximo de 1, mais o fluxo se aproxima do pistonado;

θ_H/T_{DH} : valores menores que 1 indicam a presença de áreas mortas (perda de volume efetivo);

T_{90}/T_{10} : conhecido como índice de dispersão de Morril, mede a dispersão da curva. Valores próximos a 1 indicam fluxo pistonado e valores próximos de 21,9 indicam mistura completa. Recomenda-se que reatores projetados para fluxo pistonado tenham índice menor que 2.

- Construção da curva $E_0 \times \theta$, segundo Levenspiel:

$$E_i = C_i / (\sum C_i \cdot \Delta t_i) \quad (4.7)$$

$$E_0 = E_i / \theta_H \quad (4.8)$$

$$\theta = t_i / \theta_H \quad (4.9)$$

sendo:

E_i : distribuição da idade de saída;

E_0 : distribuição da idade de saída adimensional;

θ : tempo adimensional no tempo i ;

Procedeu-se então o ajuste dos modelos teóricos uniparamétricos N-CSTR, DPI e DGI aos dados experimentais obtidos nos estudos 1 e 2. Para tanto foi calculada a variável de interesse para cada modelo teórico e aplicada a respectiva equação, apresentadas a seguir:

- Modelo de tanques de mistura completa em série (N-CSTR)

- Parâmetro de interesse para o modelo:

$$N = 1/\sigma_{\theta}^2 \quad (4.10)$$

sendo:

N: número de tanques de mistura completa em série.

- Equação do modelo N-CSTR

$$E_{\theta} = \left[N \cdot (N \cdot \theta)^{N-1} / (N-1)! \right] \cdot e^{-N\theta} \quad (4.11)$$

Para Levenspiel (1974), quanto maior o valor de N, mais simétrica torna-se a curva, aproximando-se do fluxo pistonado; um reator de mistura completa ideal apresentaria N = 1. De acordo com a WEF (1996) a avaliação do parâmetro N é a seguinte:

N = 50: indica fluxo pistonado ideal;

N entre 5 e 50: indica tendência ao fluxo pistonado;

N < 5 : indica fluxo pistonado deficiente.

- Modelo de dispersão de pequena intensidade (DPI)

- Parâmetro de interesse para o modelo:

$$(D/\mu L) = \sigma_{\theta}^2 / 2 \quad (4.12)$$

sendo:

(D/μL): número de dispersão para pequena intensidade

- Equação do modelo DPI

$$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D/\mu.L)}} \cdot e^{\left[-\frac{(1-\theta^2)}{4(D/\mu.L)} \right]} \quad (4.13)$$

- Modelo de dispersão de grande intensidade - sistema aberto (DGI)

- Parâmetro de interesse para o modelo:

$$\sigma_{\theta}^2 = 2(D/\mu L)_G + 8(D/\mu L)_G^2 \quad (4.14)$$

sendo

$(D/\mu L)_G$: número de dispersão para grande intensidade

- Equação do modelo DGI

$$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi.\theta.(D/\mu.L)_G}} \cdot e^{\left[-\frac{(1-\theta^2)}{4.\theta.(D/\mu.L)_G} \right]} \quad (4.15)$$

De acordo com a WEF (1996) a avaliação prática dos parâmetros $(D/\mu L)$ e $(D/\mu L)_G$ é a seguinte:

$(D/\mu L) \leq 0,01$: dispersão baixa;

$(D/\mu L)$ entre 0,01 e 0,1: dispersão moderada;

$(D/\mu L) > 0,1$: dispersão alta.

A avaliação do ajuste das curvas obtidas a partir dos modelos teóricos às curvas obtidas a partir dos dados experimentais foi feita pela determinação do coeficiente de correlação, segundo Billo:

- Coeficiente de correlação (R^2)

$$R^2 = 1 - [\sum (y_{\text{observado}} - y_{\text{calculado}})^2 / \sum (y_{\text{médio}} - y_{\text{calculado}})^2] \quad (4.15)$$

sendo:

$y_{\text{observado}}$: E_{θ} dos dados experimentais

$y_{\text{calculado}}$: E_{θ} do modelo avaliado

$y_{\text{médio}}$: média aritmética de E_{θ} dos dados experimentais

e se :

$R^2 = 1$ há perfeita correlação entre os valores experimentais e o modelo ajustado

$R^2 = 0$ não há correlação entre os valores experimentais e o modelo ajustado

4.3 Coleta e caracterização do esgoto sanitário tratado no sistema

Durante todo o período do estudo a alimentação do sistema foi feita com esgoto afluyente a uma ETE em operação na cidade de Campinas (ETE Samambaia). Os fatores que definiram esta escolha foram (1) a localização numa área estritamente residencial, garantindo as características de um esgoto doméstico, (2) a facilidade de acesso e a proximidade da UNICAMP e (3) o livre acesso a ETE, autorizado pela empresa de saneamento responsável (SANASA).

As coletas foram realizadas semanalmente, quando o esgoto era bombeado, acondicionado em galões plásticos (capacidade de 20 L), transportado e armazenado no Laboratório de Saneamento.

O ponto da ETE escolhido para a coleta foi a saída da caixa de areia, obtendo-se assim um esgoto proveniente do tratamento preliminar (gradeamento + caixa de areia).

O horário escolhido para as coletas foi entre 8h30 e 9h30 para tentar manter uma regularidade nas características do esgoto ao longo do estudo e por ser um horário em que o esgoto apresentava concentrações mais elevadas nos seus constituintes.

A caracterização do esgoto doméstico foi feita durante todas as etapas do estudo, sempre em paralelo com as análises de avaliação do sistema, seguindo os mesmos parâmetros e métodos, apresentados nos itens 4.4 e 4.5 a seguir.

4.4 Partida do sistema

A fim de propiciar a proliferação dos microrganismos no interior dos reatores e a formação do biofilme foi necessário planejar uma etapa inicial de operação denominada partida (*start-up*). Teoricamente ela consiste em submeter o sistema a baixas cargas, menores que aquelas que ele será capaz de tratar quando atingir seu desempenho máximo. A medida em que o sistema responde satisfatoriamente à carga aplicada, isto é, quando seu desempenho atinge a estabilidade e uma eficiência pré-estabelecida, uma carga mais alta é então aplicada. Na prática estas variações de carga foram geradas por meio de variações crescentes nas vazões afluentes ao sistema, correspondendo a valores decrescentes de TDH, até atingir-se os valores desejados para o estudo (TDH total = 8 h).

O sistema entrou em operação no dia 14/08/2003 com a inoculação, em cada reator, de 1,5 L de lodo proveniente de filtro anaeróbio operando em escala plena na cidade de Limeira (ETE Graminha). Sua caracterização está apresentada na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Caracterização do lodo anaeróbio da ETE Graminha.

Parâmetros	Valores
Sólidos totais (ST)	61.017 mg/L
Sólidos totais fixos (STF)	20.882 mg/L
Sólidos totais voláteis (STV)	40.135 mg/L
Sólidos suspensos totais (SST)	49.598 mg/L
Sólidos suspensos fixos (SSF)	12.845 mg/L
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	36.753 mg/L
Sólidos sedimentáveis (SS)	950 mL/L
Alcalinidade total (AT)	350 mgCaCO ₃ /L
pH	6,3

Os reatores foram então preenchidos com esgoto doméstico e permaneceram em repouso por 36 horas, com aeração no BAS. Em seguida o sistema passou a ser alimentado a uma vazão de 20 mL/min, correspondendo a um TDH de 7,3 h (7h 20min) em cada reator.

A partir de então houve a necessidade de se acompanhar mais atentamente o comportamento do FA, já que formação e a manutenção da biomassa anaeróbia é mais demorada e muito mais susceptível às condições ambientais se comparada à biomassa aeróbia.

As condições ambientais desejáveis adotadas neste trabalho para garantir a aclimação e a manutenção da biomassa anaeróbia basearam-se nas recomendações de Lettinga (1984) e Chernicaró (1997) e estão apresentadas na Tabela 4.3.

Para verificar o atendimento destas condições, avaliar o desempenho do sistema como um todo e determinar o momento ideal para cada alteração de vazão, estabeleceu-se uma rotina de análises de parâmetros físicos e químicos, conforme indicado na Tabela 4.4.

Tabela 4.3 - Condições desejáveis durante a partida do sistema e respectivos parâmetros de controle

Parâmetro de controle	Condição desejável
pH	Preferencialmente entre 6,8 e 7,2.
Alcalinidade parcial (AP)	Suficiente para manutenção do pH e equilíbrio do sistema tampão.
Ácidos graxos voláteis (AGV)	Sempre abaixo de 200 mgHAc/L.
Relação AI/AP (AI = alcalinidade intermediária, é a diferença entre as alcalinidades total e parcial)	Valores menores que 0,30 indicam estabilidade do sistema. Valores maiores são admissíveis na partida, desde que as diretrizes anteriores estejam sendo atendidas.
Demanda química de oxigênio (DQO)	Elevar carga orgânica afluenta ao atingir remoção em torno de 70 %.

Tabela 4.4 - Parâmetros avaliados durante a partida do sistema, respectivas metodologias e periodicidades

Parâmetro	Metodologia	Periodicidade
Sólidos totais (mg/L)	Gravimétrico – APHA*	1X /semana
Sólidos suspensos (mg/L)	Gravimétrico – APHA*	1X /semana
pH	Potenciométrico - pHmetro Digimed	diariamente
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico- APHA*	3X /semana
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico-Ripley**	3X /semana
Ácidos graxos voláteis (mg HAc/L)	Titulométrico-DiLallo**	3X /semana
Demanda química de oxigênio (mg O ₂ /L)	Colorimétrico – APHA*	2X /semana
Oxigênio dissolvido (mg O ₂ /L)	Eletrodo de membrana - Oxímetro Orion	diariamente
Temperatura (° C)	Termômetro de mercúrio	1X /semana

* APHA, 1998 (Anexo A)

** conforme método descrito no Anexo A

As determinações foram realizadas em amostras do esgoto bruto (afluente ao FA), no efluente do FA e no efluente do BAS. A determinação do OD foi efetuada em amostras coletadas na superfície do BAS. Os sólidos totais foram determinados somente nas amostras de esgoto bruto.

Considerou-se importante a determinação dos sólidos suspensos fixos por ser um indicativo da quantidade de material inerte retida sistema, importante na avaliação da formação de lodo de fundo nos dois reatores ao longo do tempo de operação do sistema. A determinação dos sólidos voláteis foi importante na avaliação da remoção de matéria orgânica, aliada à DQO. A medição do OD na superfície do BAS visou garantir a condição de pelo menos 2 mg O₂/L, essencial para a garantir o desenvolvimento da biomassa nitrificante (EPA ,1993 *apud* VON SPERLING, 1997).

Iniciado o monitoramento e estando os parâmetros de acordo com condições desejáveis adotadas, sempre que a eficiência de remoção de DQO no efluente do FA alcançou um valor em torno de 70 % em relação ao esgoto bruto afluente, considerou-se a atividade microbiana no interior do FA adequada para que a vazão sofresse um incremento de 5 mL/min; na prática isto representou uma redução de aproximadamente 1 hora no valor do TDH em cada reator, e um aumento na carga orgânica afluente.

Quando o sistema alcançou o TDH desejado (TDH total = 8 h) teve início a etapa do estudo de desempenho do sistema e a avaliação microbiológica do biofilme, como apresentado nos itens a seguir.

4.5 Avaliação de desempenho do sistema

Nesta etapa foi dedicada maior atenção ao desempenho do BAS, com maior ênfase na sua atividade nitrificante, em paralelo à avaliação global do sistema.

A rotina de monitoramento compreendeu a continuidade daquela que já vinha sendo realizada na etapa da partida, com algumas alterações nas periodicidades, e a inclusão de outros parâmetros (série de nitrogênio e DBO) (Tabela 4.5).

As determinações foram realizadas em amostras do esgoto bruto (afluente ao FA), no efluente do FA e no efluente do BAS. A determinação do OD foi efetuada em amostras coletadas na superfície do BAS. Os sólidos totais foram determinados somente nas amostras de esgoto bruto.

Tabela 4.5 - Parâmetros estudados na avaliação de desempenho, respectivas metodologias e periodicidades.

Parâmetro	Metodologia	Periodicidade
Sólidos totais (mg/L)	Gravimétrico – APHA*	1X/semana
Sólidos suspensos (mg/L)	Gravimétrico – APHA*	1X/semana
pH	Potenciométrico-pHmetro Digimed	2X/semana
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico-Ripley**	2X/semana
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico – APHA*	2X/semana
Ácidos graxos voláteis (mg HAc/L)	Titulométrico-DiLallo**	2X/semana
Nitrogênio amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	Titulométrico – APHA*	1X/semana
Nitrogênio orgânico (mg N-Org/L)	Titulométrico – APHA*	1X/semana
Nitrito (mg N-NO ₂ /L)	Colorimétrico-APHA*	1X/semana
Nitrato (mg N-NO ₃ /L)	Colorimétrico - NitraVer 5-HACH	1X/semana
Demanda química de oxigênio (mg O ₂ /L)	Colorimétrico-APHA*	1X/semana
Demanda bioquímica de oxigênio (mg O ₂ /L)	Teste 5 dias- APHA*	2X/mês
Oxigênio dissolvido (mg O ₂ /L)	Eletrodo de Membrana - Orion	2X/semana
Temperatura (°C)	Termômetro de mercúrio	1X /semana

* APHA, 1998 (Anexo A)

** conforme método descrito no Anexo A

4.6 Avaliação microbiológica do BAS

Esta etapa desenvolveu-se em paralelo à etapa descrita anteriormente.

A avaliação incluiu exames microbiológicos para estimativa dos grupos de bactérias presentes no sistema FA-BAS, conforme listados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 - Exames microbiológicos, respectivas metodologias e periodicidades

Microrganismo	Amostra	Metodologia	Periodicidade
Bactérias Amonificadoras	Esgoto bruto e Efluente do FA	Técnica do NMP* , (Sarathchandra, 1978)	1X/mês
<i>Nitrosomonas sp</i>	Biofilme BAS	Plaqueamento Seletivo, (Ford, 1980)	1X/mês
<i>Nitrobacter sp</i>	Biofilme BAS	Plaqueamento Seletivo, (Ford, 1980)	1X/mês
Bactérias Nitrificantes Oxidadoras do Amônio	Biofilme BAS	Técnica do NMP* , (Schmidt & Belser, 1982)	1X/mês
Bactérias Nitrificantes Oxidadoras do Nitrito	Biofilme BAS	Técnica do NMP* , (Schmidt & Belser, 1982)	1X/mês

* Número Mais Provável

Importante ressaltar que estas metodologias foram escolhidas por serem convencionais, simples e de baixo custo quando comparadas às outras técnicas mais recentes, como as que incluem testes da biologia molecular e da engenharia genética.

O procedimento utilizado para a coleta de biofilme no BAS e as metodologias referentes aos exames microbiológicos citados na Tabela 4.6 estão descritas detalhadamente no Anexo B.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Estudo hidrodinâmico do sistema

Na Tabela 5.1 estão apresentadas as características operacionais avaliadas e os detalhes do estudo hidrodinâmico a que foi submetido o sistema FA-BAS.

Tabela 5.1- Características operacionais e detalhes dos estudos hidrodinâmicos

	Estudo 1	Estudo 2
Data	28/06/2003	08/07/2003
Fluxo reatores	Ambos ascendentes	FA ascendente / BAS descendente
Volume total	18 L	18 L
TDH	10 h (5 h em cada reator)	8 h (4 h em cada reator)
Vazão	30 mL/min	37,5 mL/min
Traçador	NaCl (cloreto de sódio)	NaCl (cloreto de sódio)
Concentração	300 g/L	300 g/L
Volume injetado	8 mL	8 mL
Massa injetada	2,4 g	2,4 g
Forma de injeção	Pulso	Pulso
Intervalo de coleta	20 min	20 min
Número de coletas	63	63
Duração	21 h (= 2,1 TDH)	21 h (= 2,6 TDH)

Todos os valores da concentração de NaCl ao longo do tempo estão apresentados no Anexo C. As curvas DTR experimentais construídas a partir destes dados e da equação 4.1 do item 4.2 estão apresentadas nas Figuras 5.1 e 5.2.

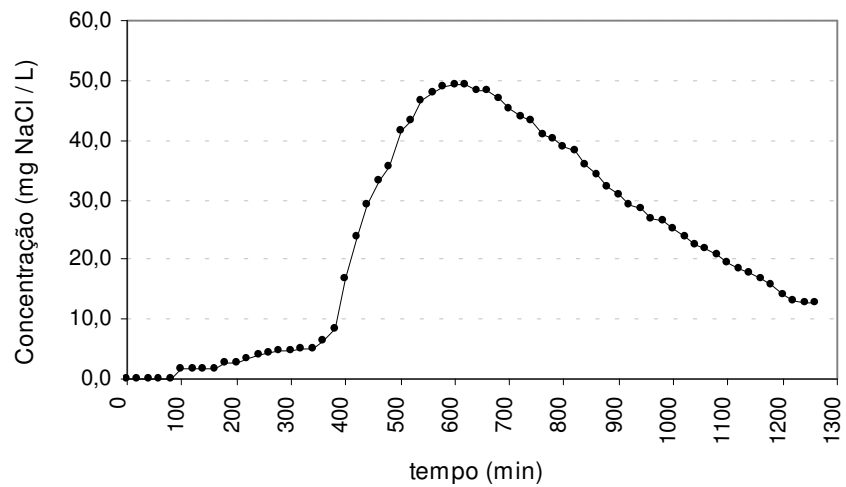


Figura 5.1- Curva DTR (concentração de NaCl em função do tempo) obtida no estudo 1

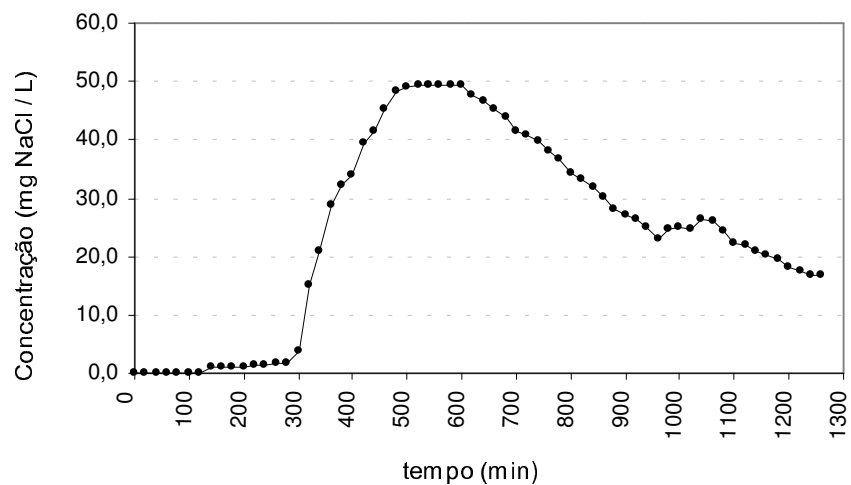


Figura 5.2- Curva DTR (concentração de NaCl em função do tempo) obtida no estudo 2

Aplicando-se as equações 4.5 e 4.6 do item 4.2 foram determinados os parâmetros necessários para a construção das curvas de distribuição de saída adimensional $C_0 \times \theta_0$, apresentadas nas Figuras 5.3 e 5.4.

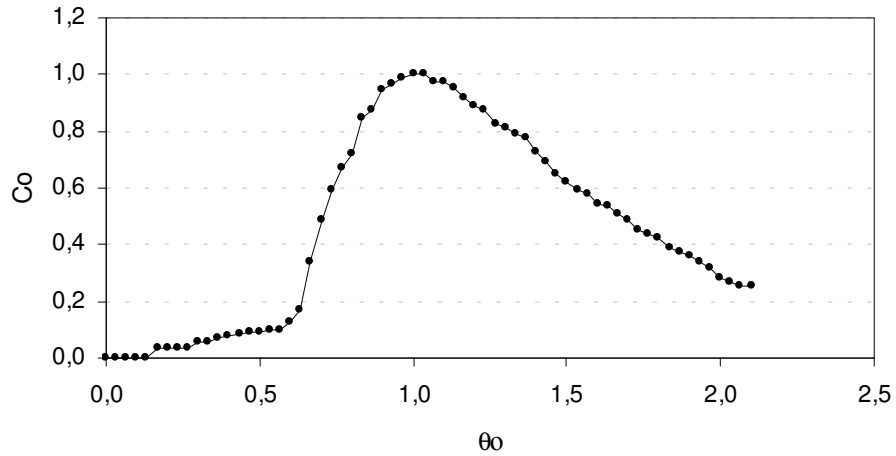


Figura 5.3 – Curva DTR adimensional $C_0 \times \theta_0$ obtida a partir do estudo 1

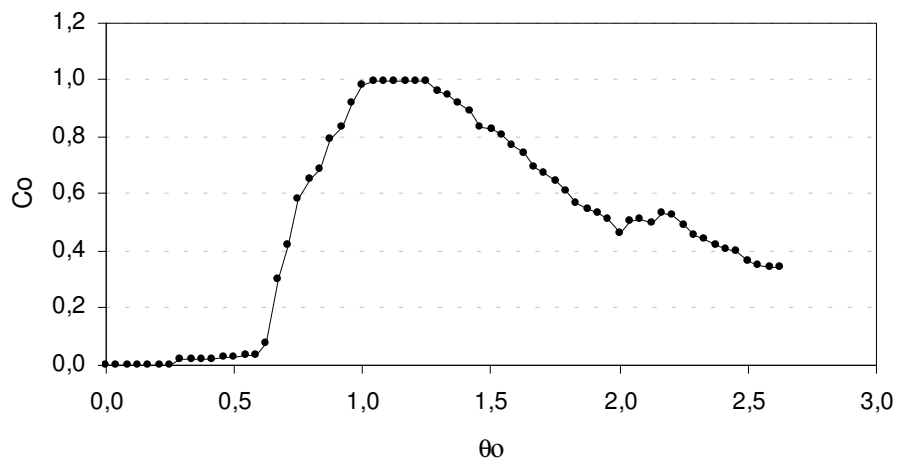


Figura 5.4 – Curva DTR adimensional $C_0 \times \theta_0$ obtida a partir do estudo 2

Pela comparação das curvas DTR adimensionais $C_0 \times \theta_0$ observa-se que a configuração aplicada no estudo 1 ofereceu uma resposta mais satisfatória que do estudo 2. Alguns fatores comprovam esta afirmação. Em primeiro lugar o comportamento da curva do estudo 2 após o $\theta_0 = 2,0$ (Figura 5.4), quando ocorrem 2 pequenos picos na concentração do traçador. Este comportamento indica retenção e recirculação de uma quantidade de traçador no interior do reator, caracterizando um desvio do comportamento esperado para um reator de fluxo pistonado. Na Figura 5.3 observa-se que a parte descendente da curva foi bem mais linear e sem picos.

Comparando-se os picos das curvas das Figuras 5.3 e 5.4 temos outro fator indicativo da melhor resposta do estudo 1. Enquanto na primeira curva o pico foi prontamente seguido do início da diminuição na concentração do traçador, a segunda curva mostra a formação de um platô, onde a concentração efluente do traçador manteve-se constante por 1,7 h. Este comportamento também indica retenção e recirculação do traçador no interior do reator, não ideal para um sistema configurado para operar com fluxo pistonado.

A partir da curva DTR adimensional $C_0 \times \theta_0$ e do tempo médio de detenção hidráulica (θ_H) de cada estudo foram determinados os parâmetros T_p , T_{10} , T_{90} e os indicadores T_p/T_{DH} , θ_H/T_{DH} e T_{90}/T_{10} , apresentados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Parâmetros e indicadores obtidos a partir das curvas DTR adimensionais $C_0 \times \theta_0$

Parâmetros	Estudo 1	Estudo 2
TDH (teórico)	10 h	8 h
Tempo médio de detenção hidráulica: θ_H	12,37 h	12,07 h
Tempo de pico : T_p	10 h	8,7 h
Tempo que representa 10% da área sob a curva: T_{10}	8,40 h	7,82 h
Tempo que representa 90% da área sob a curva: T_{90}	18,92 h	19,27 h
Indicadores	Estudo 1	Estudo 2
T_p/T_{DH}	1,00	1,09
T_{90}/T_{10}	2,25	2,46
θ_H/T_{DH}	1,24	1,51

A avaliação destes parâmetros e indicadores será feita mais adiante, em conjunto com os parâmetros obtidos para os modelos N-CSTR, DPI e DGI.

Os dados experimentais de cada estudo foram normalizados para construção das curvas DTR adimensionais $E_0 \times \theta$.

Determinadas a variância (σ^2) a variância adimensional (σ_θ^2), os parâmetros de interesse (N , $(D/\mu L)$ e $(D/\mu L)_G$) e aplicadas as equações dos modelos N-CSTR, DPI e DGI, foram construídas as curvas de distribuição de saída adimensional destes modelos e calculados os coeficientes de correlação (R^2).

Na Figura 5.5 estão apresentadas as curvas dos modelos N-CSTR, DPI e DGI, já combinadas com as curvas DTR correspondentes a cada estudo.

Na Tabela 5.3 estão agrupados os valores dos parâmetros obtidos no estudo hidrodinâmico do sistema utilizados na avaliação final e conclusiva.

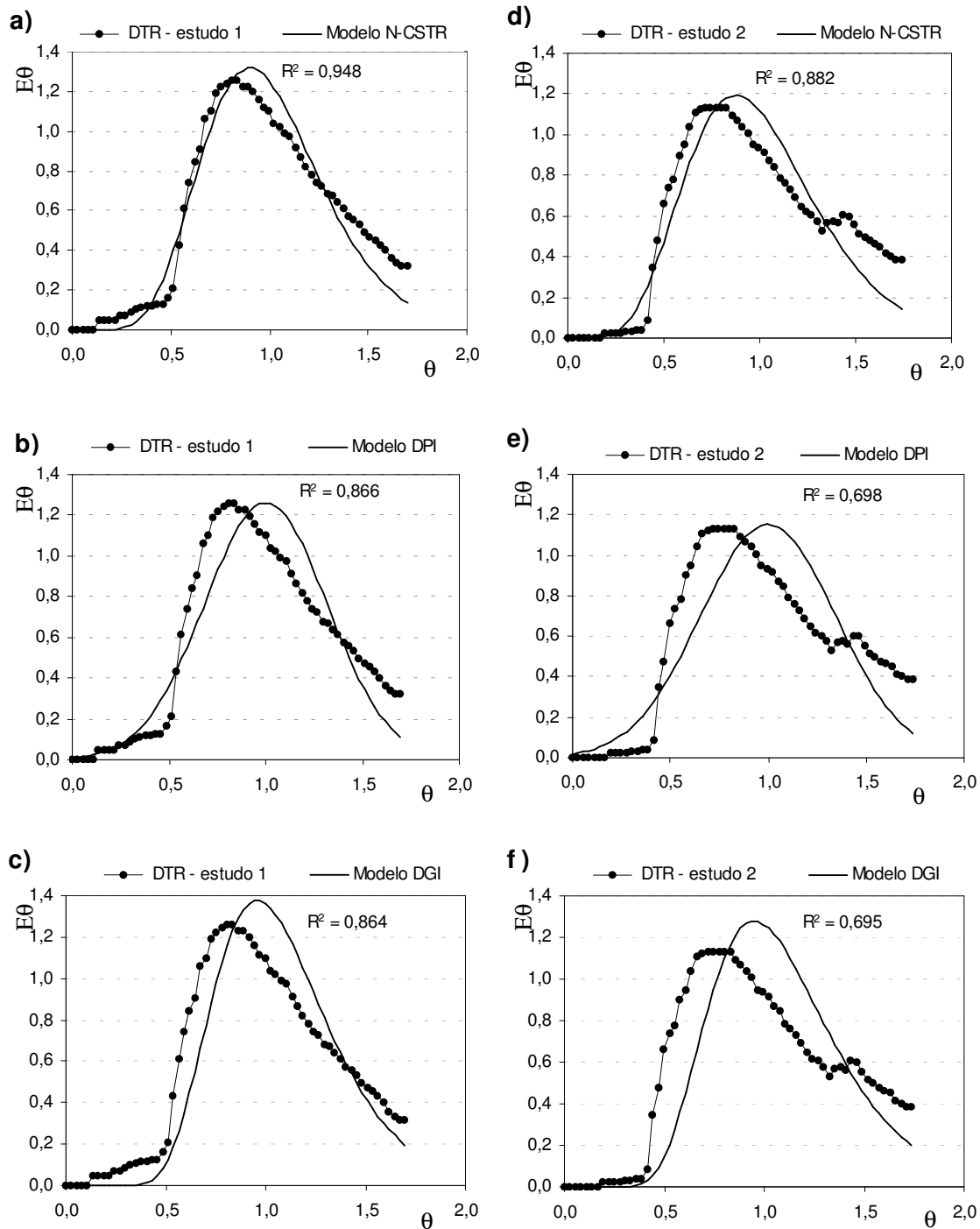


Figura 5.5 – Curvas DTR normalizadas e curvas dos modelos teóricos N-CSTR, DPI e DGI ajustadas para os estudos 1 (a, b, c) e estudo 2 (d, e, f) com os respectivos coeficientes de correlação (R^2)

Tabela 5.3 - Valores obtidos no estudo hidrodinâmico do sistema FA-BAS

configuração do sistema FA/BAS	curva DTR adimensional			modelo teórico					
				N-CSTR		DPI		DGI	
	Tp/TDH	T90/T10	θ_H /TDH	N	R ²	(D/ μ L)	R ²	(D/ μ L) _G	R ²
asc/asc – 10 h (estudo 1)	1,00	2,25	1,24	10	0,948	0,050	0,866	0,043	0,864
asc/desc – 8 h (estudo 2)	1,08	2,46	1,51	8	0,882	0,060	0,698	0,050	0,695

O parâmetro $T_p/T_{DH} = 1$ é o resultado ideal, e este foi obtido no estudo 1.

Para o parâmetro T_{90}/T_{10} o ideal é $< 2,0$ e o resultado do estudo 1 ficou mais próximo deste valor.

Para o parâmetro θ_H/T_{DH} o ideal é 1,0 para o fluxo pistonado ideal e o recomendado é $< 2,0$. Embora ambos valores atendam à recomendação o valor obtido no estudo 1 ficou mais próximo do ideal.

Segundo o modelo teórico N-CSTR, quanto maior o valor de N, mais próximo do fluxo pistonado encontra-se o reator. Para fluxo pistonado ideal N deveria ser igual a 50, enquanto valores abaixo de 5 indicariam fluxo pistonado deficiente. Os valores obtidos nos estudos 1 e 2 se enquadram na faixa intermediária (N entre 5 e 50), indicando tendência ao fluxo pistonado. Porém, o valor de N e de R^2 obtidos no estudo 1 foram maiores, indicando que a configuração aplicada adequou-se melhor ao modelo teórico.

Os valores de $(D/\mu L)$ e $(D/\mu L)_G$ obtidos para os modelos DPI e DGI indicaram ocorrência de dispersão moderada em ambas configurações (valores entre 0,01 e 0,1). No entanto, os menores valores de $(D/\mu L)$ e $(D/\mu L)_G$ e os maiores valores de R^2 obtidos no estudo 1 indicaram que esta configuração apresentou melhor desempenho e aproximou-se mais dos modelos teóricos.

Demonstrou-se assim pelo estudo hidrodinâmico do sistema que a operação dos reatores em fluxo ascendente apresentou resultados mais satisfatórios para todos os parâmetros e modelos teóricos aplicados. Esta configuração indicou uma forte tendência ao fluxo pistonado e uma dispersão moderada, sendo adotada para operação do sistema durante a pesquisa.

5.2 Partida do sistema

A partida compreendeu 4 fases seqüenciais. As condições operacionais a que o sistema foi submetido e um resumo do seu comportamento encontram-se na Tabela 5.4

Tabela 5.4 - Características e duração de cada fase seqüencial da partida

Características	Fase Operacional			
	I	II	III	IV
Vazão	20 mL/min	25 mL/min	30 mL/min	35 mL/min
TDH	7,3 h	5,9 h	4,9 h	4,2 h
Início	14/08/03	16/09/03	12/10/03	25/11/03
Dia de operação equivalente	1	33	59	103
Duração	32 d	26 d	44 d	64 d

A avaliação dos resultados obtidos durante a partida foi feita sob dois aspectos: (1) a estabilização do sistema tampão e a remoção de matéria orgânica no FA e (2) estabilização da remoção de matéria orgânica do sistema combinado FA-BAS.

5.2.1 Avaliação da partida do FA

5.2.1.1 Fase I

Nesta fase o TDH foi de 7,3 h e sua duração foi de 32 dias.

Na Tabela 5.5 estão apresentadas as faixas de variação obtidas para os valores dos parâmetros de maior interesse na avaliação do desempenho do FA durante a fase I da partida, com as respectivas médias aritméticas e desvios padrão.

Tabela 5.5 – Variação dos parâmetros no FA durante a fase I da partida (TDH = 7,3 h)

Parâmetro	Afluente FA		Efluente FA	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	6,8 a 7,6	7,3 $\pm$ 0,2	6,8 a 7,8	7,3 $\pm$ 0,2
AGV (mgHAc/L)	66,7 a 175,7	121,0 $\pm$ 31,4	72,7 a 181,8	118,9 $\pm$ 28,4
AT (mgCaCO ₃ /L)	250,7 a 396,2	340,7 $\pm$ 45,5	200,6 a 401,2	342,1 $\pm$ 52,4
AP (mgCaCO ₃ /L)	180,7 a 300,9	251,1 $\pm$ 34,3	145,5 a 300,9	259,7 $\pm$ 42,9
Relação Al/AP	-	-	0,23 a 0,41	0,32 $\pm$ 0,06
SST (mg/L)	243,8 a 588,9	383,7 $\pm$ 162,6	37,8 a 76,6	53,3 $\pm$ 16,9
SSV (mg/L)	62,0 a 369,7	249,5 $\pm$ 148,7	33,4 a 70,6	47,1 $\pm$ 16,2
DQO (mgO ₂ /L)	536 a 731	643 $\pm$ 83	134 a 524	300 $\pm$ 157

Na Figura 5.6 tem-se a representação gráfica dos valores de pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e da relação Al/AP na fase I da partida.

Na Figura 5.7 tem-se a representação gráfica dos valores da DQO e dos sólidos na fase I da partida.

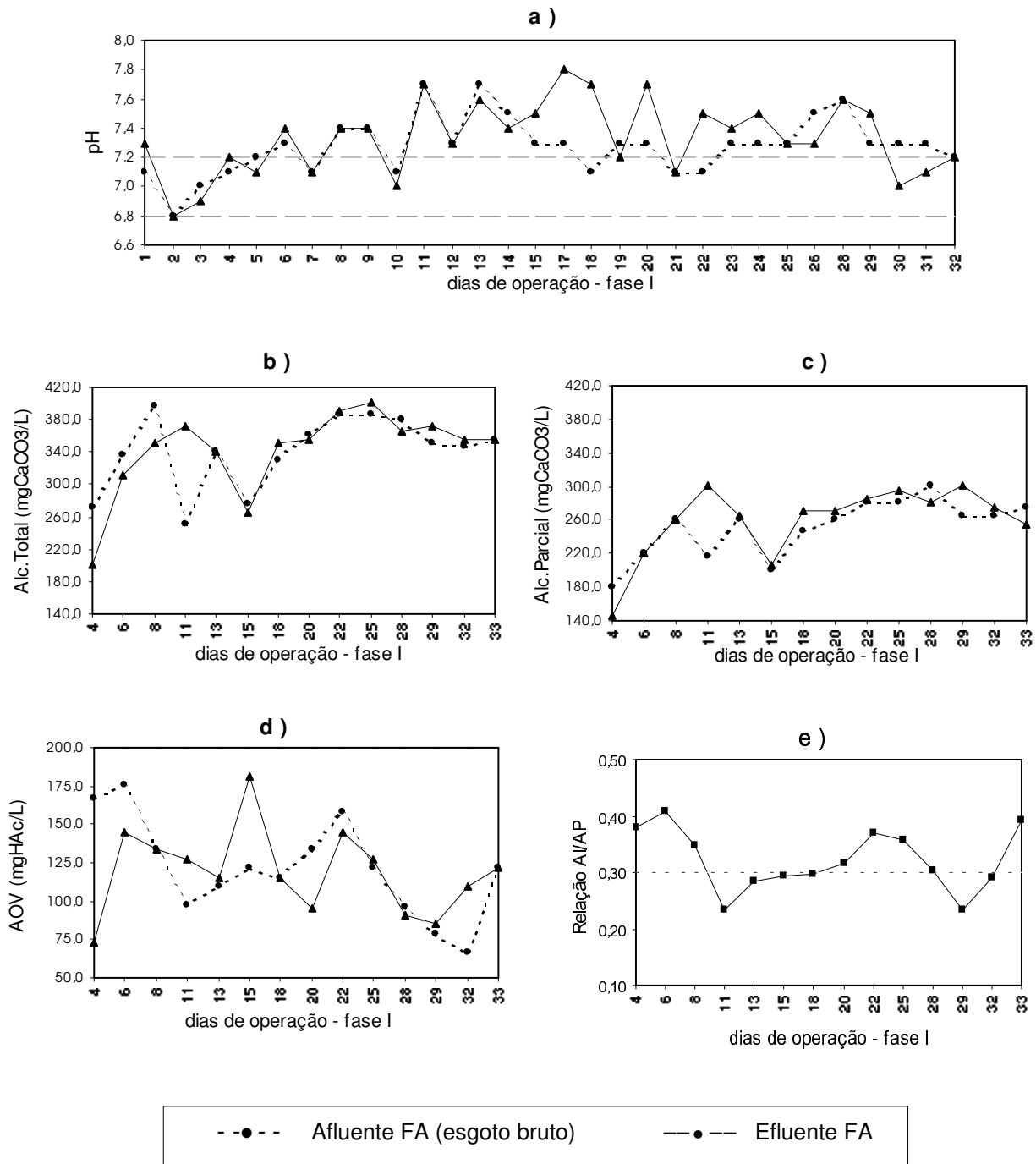


Figura 5.6- Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação Al/AP na fase I da partida

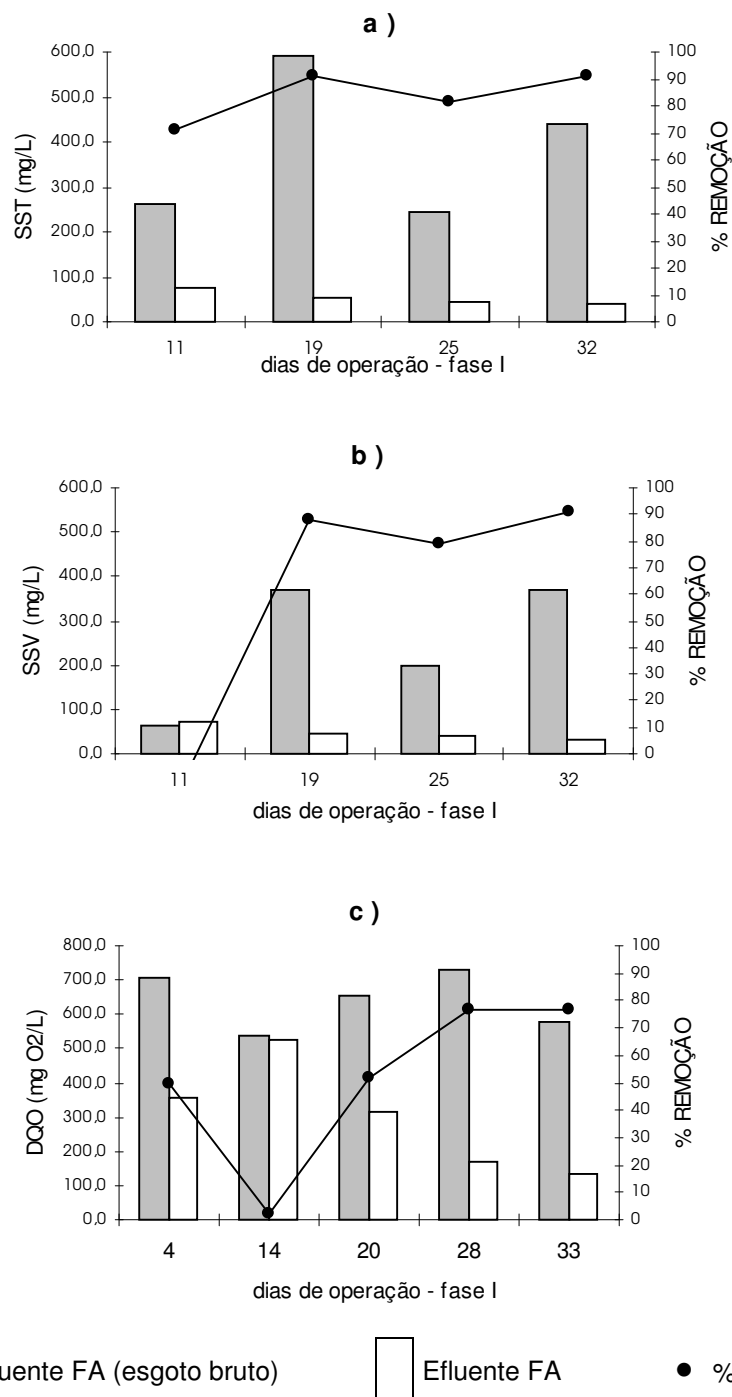


Figura 5.7 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase I da partida.

Pela Figura 5.6 observa-se que durante a fase 1 o valor de pH esteve em grande parte do período acima do valor máximo desejado (7,2). Ressalta-se, no entanto, que sendo esta uma característica do esgoto afluente e estando o reator no início da aclimação e formação da biomassa, já se esperava que o sistema tampão ainda não fosse capaz de manter o pH do efluente do FA nos valores ideais.

Pelas Figuras 5.6.b e 5.6.c observa-se uma discreta oscilação entre a geração e o consumo de alcalinidade, que se intercalaram ao longo do período, indicando a instabilidade do sistema. A única exceção ocorreu no 11º dia, indicando uma geração mais significativa.

Pela Figura 5.6.d observa-se que ocorreu oscilação entre produção e consumo dos ácidos graxos voláteis, com um pico de produção no 15º dia. No entanto, em todo período os valores estiveram dentro da faixa considerada ideal (abaixo de 200 mg HAc/L).

De acordo a Figura 5.6.e a relação AI/AP esteve acima do valor ideal (0,30) na maior parte desta fase, indicando instabilidade do sistema, em concordância com o comportamento dos demais parâmetros já mencionados.

Pelas Figuras 5.7.a e 5.7.b observa-se que a remoção de sólidos totais e voláteis alcançou 70% já nos primeiros dias, chegando aos 90% no final do período. Esta remoção parece ter sido devida mais pela retenção física dos sólidos no interior do FA do que pela degradação microbológica.

Na Figura 5.7.c observa-se que a DQO efluente praticamente se igualou a DQO afluente no 14º dia, mas apresentou a partir daí uma queda significativa e constante até o 28º dia, quando a eficiência de remoção alcançou 77%. A maior eficiência de remoção de sólidos do que de DQO (em termos percentuais) no início da fase I indica que houve retenção do material orgânico particulado e sua solubilização pelos microrganismos; porém a assimilação não ocorreu mesma proporção e eliminado no efluente sob a forma de DQO solubilizada. A degradação dos compostos orgânicos observada, apesar desta instabilidade, sugere o predomínio da hidrólise no FA.

O comportamento geral do reator nesta primeira fase indicou o predomínio de uma instabilidade do sistema tampão. No entanto, como a remoção de DQO ultrapassou os 70 % e manteve-se constante a partir do 28º dia, havia uma indicação

de que o sistema assimilaria a primeira elevação prevista na carga orgânica afluenta. Optou-se então pelo aumento da vazão afluenta no 34º dia e por observar o comportamento do sistema tampão na fase II.

5.2.1.2 Fase II

Nesta fase o TDH foi de 5,9 h e sua duração foi de 26 dias.

Na Tabela 5.6 estão apresentados as faixas de variação obtidas para os valores dos parâmetros de maior interesse na avaliação do desempenho do FA durante a fase II da partida, com as respectivas médias aritméticas e desvios padrão.

Tabela 5.6 - Variação dos parâmetros durante a fase II da partida (TDH = 5,9 h)

Parâmetro	Afluenta FA		Efluenta FA	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	7,3 a 7,7	7,5 $\pm$ 0,1	6,9 a 7,6	7,1 $\pm$ 0,2
AGV (mgHAc/L)	30,3 a 151,5	84,3 $\pm$ 37,5	54,5 a 190,1	88,0 $\pm$ 45,0
AT (mgCaCO ₃ /L)	210,7 a 376,2	276,8 $\pm$ 60,4	220,7 a 426,3	307,5 $\pm$ 77,8
AP (mgCaCO ₃ /L)	170,5 a 285,9	211,2 $\pm$ 41,2	170,5 a 356,1	240,7 $\pm$ 66,4
Relação AI/AP	-	-	0,20 a 0,35	0,28 $\pm$ 0,06
SST (mg/L)	143,5 a 356,7	269,8 $\pm$ 111,9	26,8 a 49,5	37,2 $\pm$ 11,5
SSV (mg/L)	111,0 a 268,6	212,3 $\pm$ 87,9	24,3 a 45,6	33,7 $\pm$ 10,9
DQO (mgO ₂ /L)	324 a 719	562 $\pm$ 189	101 a 193	170 $\pm$ 39

Na Figura 5.8 tem-se a representação gráfica dos valores de pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e da relação AI/AP na fase II da partida. Na Figura 5.9 tem-se a representação gráfica dos valores da DQO e dos sólidos na fase II da partida.

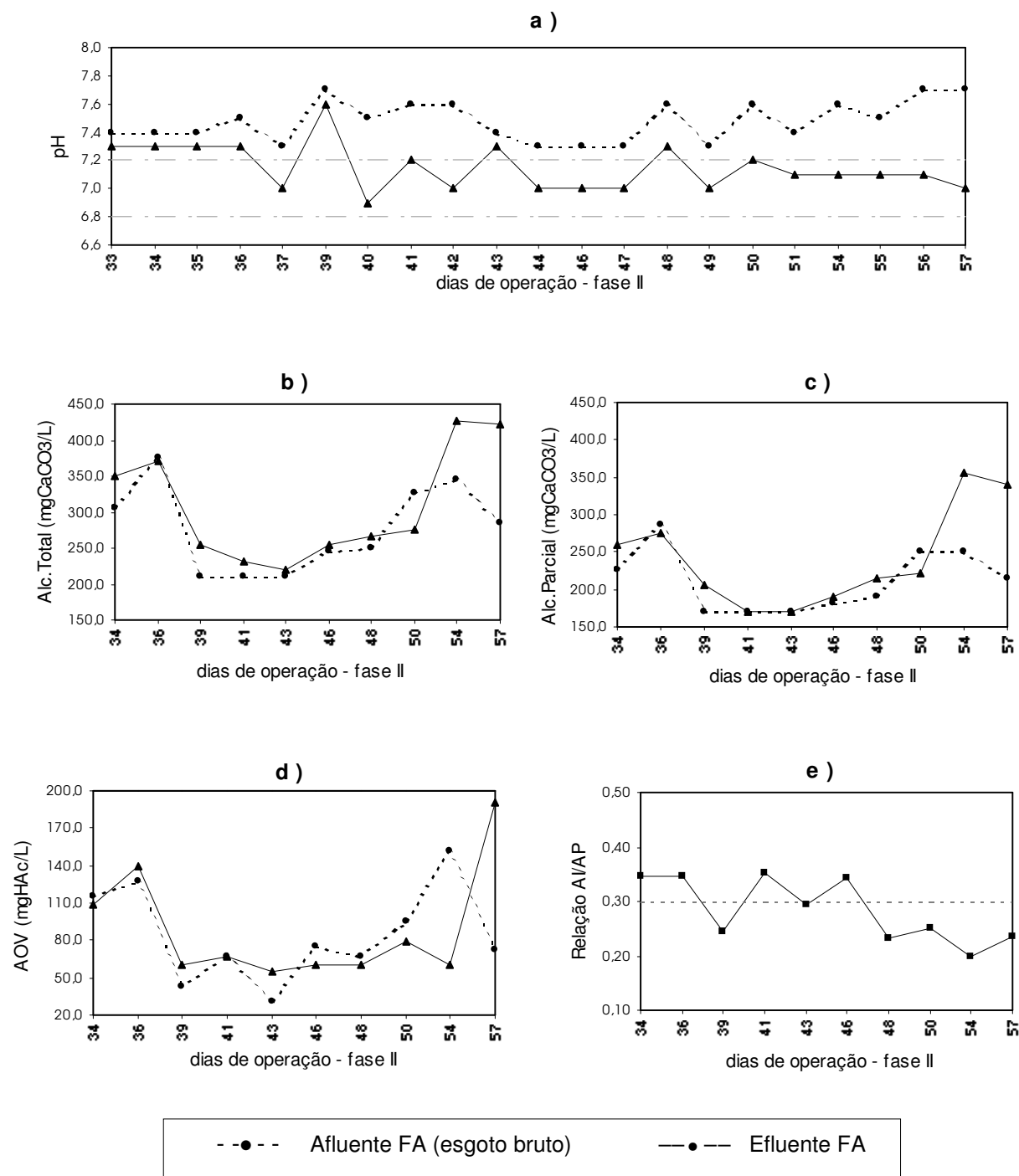


Figura 5.8 - Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação AI/AP na fase II da partida

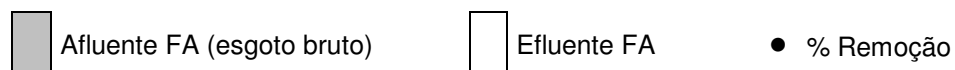
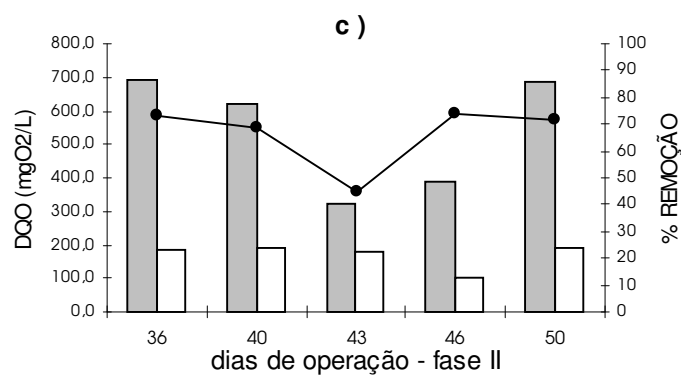
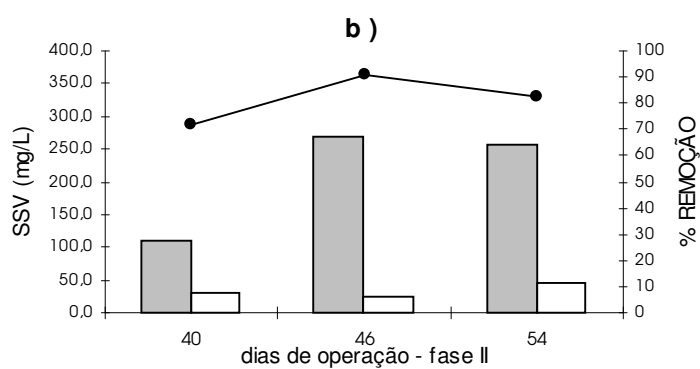
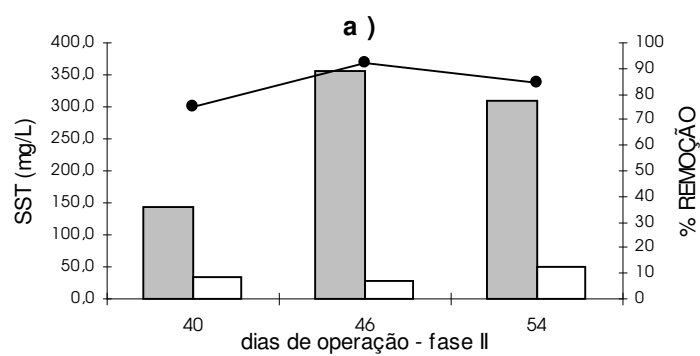


Figura 5.9 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase II da partida.

Pela Figura 5.8.a observa-se que, mantendo a tendência dos últimos dias da fase I, houve redução no pH do efluente durante toda a fase II. Na maior parte desta fase o pH efluente se manteve dentro da faixa satisfatória ou bem próximo dela.

Predominaram pequenas oscilações entre consumo e geração de alcalinidade e de ácidos, inversas entre si, demonstrando uma tendência do sistema tampão a se estabilizar (Figuras 5.8.b, 5.8.c e 5.8.d). As oscilações na relação Al/AP no início do período e sua redução constante no final (Figura 5.8.e) também demonstraram uma forte tendência de estabilização do sistema tampão.

A remoção de sólidos nesta fase variou entre 75 % e 91 % (Figuras 5.9.a e 5.9.b). Observa-se que, embora tenha ocorrido uma redução na concentração afluente, a eficiência de remoção manteve-se equivalente a da fase I. A redução na concentração de sólidos no afluente se deveu à mudança no horário habitual de coleta do esgoto na ETE (das 8h30 para 7h30).

Entre o 40º e o 45º dia operacional observouse visualmente o carreamento de maior quantidade de sólidos no efluente do FA, representadas pela queda da eficiência de remoção dos sólidos e da DQO nos 40º e 43º dias respectivamente (Figuras 5.9.a, 5.9.b e 5.9.c). Isto indicava excesso de lodo no FA. No entanto, como as concentrações de sólidos e DQO no efluente mantiveram-se constantes, optou-se por não descartar lodo neste momento.

Pela Figura 5.9.c nota-se que a remoção de DQO se manteve em torno dos 70 % na maior parte do período, indicando que o FA assimilou o aumento da carga orgânica afluente imposta a ele.

Como o sistema tampão já demonstrava tendência à estabilização, optou-se por elevar a vazão, iniciando a fase III

5.2.1.3 Fase III

Nesta fase o TDH foi de 4,2 h e sua duração foi de 44 dias.

Na Tabela 5.7 estão apresentados as faixas de variação obtidas para os valores dos parâmetros de maior interesse na avaliação do desempenho do FA durante a fase III da partida, com as respectivas médias aritméticas e desvios padrão.

Tabela 5.7 - Variação dos parâmetros durante a fase III da partida (TDH = 4,9 h).

Parâmetro	Afluente FA		Efluente FA	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	6,9 e 7,6	7,2 $\pm$ 0,2	6,9 e 7,5	7,2 $\pm$ 0,1
AGV (mgHAc/L)	66,7 a 115,1	89,0 $\pm$ 14,9	36,4 a 97,0	62,2 $\pm$ 19,4
AT (mgCaCO ₃ /L)	211,1 a 432,6	312,8 $\pm$ 73,3	247,2 a 442,9	346,7 $\pm$ 69,3
AP (mgCaCO ₃ /L)	154,5 a 350,3	243,0 $\pm$ 64,9	190,6 a 381,4	286,7 $\pm$ 64,1
Relação Al/AP	-	-	0,14 e 0,38	0,22 $\pm$ 0,06
SST (mg/L)	304,0 a 646,6	403,4 $\pm$ 139,5	26,2 a 123,1	79,0 $\pm$ 42,9
SSV (mg/L)	239,9 a 416,6	294,6 $\pm$ 73,2	21,1 a 102,6	63,6 $\pm$ 34,6
DQO (mgO ₂ /L)	490 a 849	649 $\pm$ 119	150 a 657	340 $\pm$ 177

Na Figura 5.10 tem-se a representação gráfica dos valores de pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e da relação Al/AP na fase III da partida.

Na Figura 5.11 tem-se a representação gráfica dos valores da DQO e dos sólidos na fase III da partida.

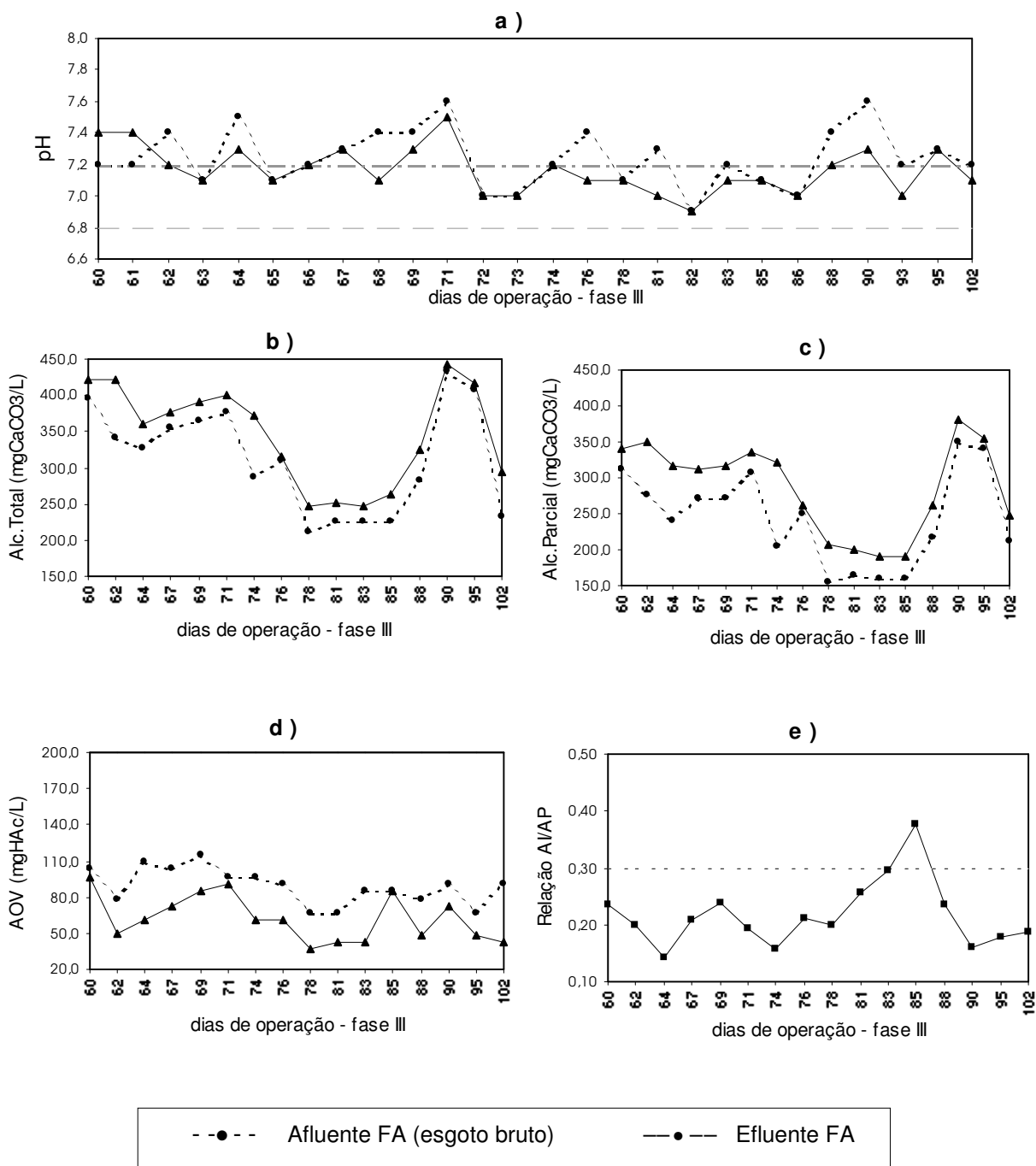


Figura 5.10 - Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação Al/AP na fase III da partida.

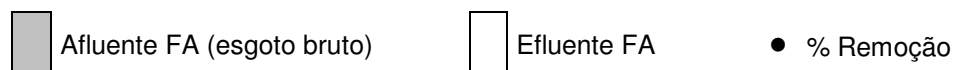
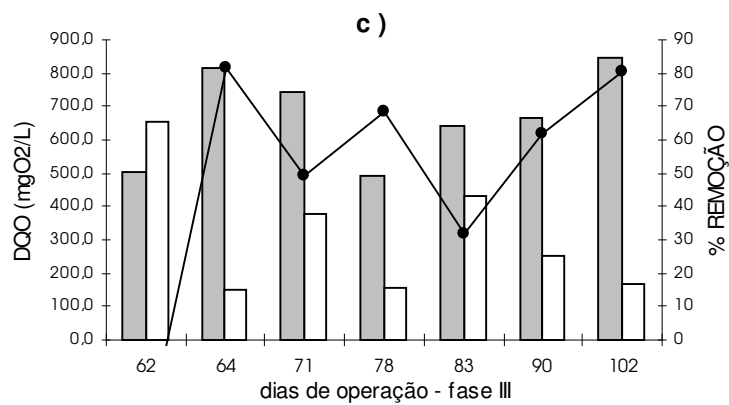
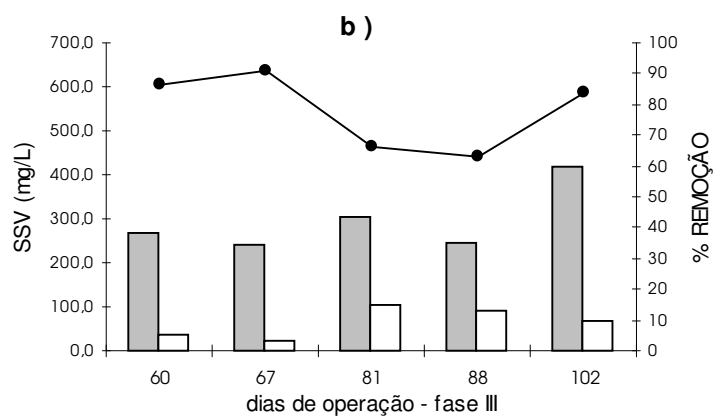
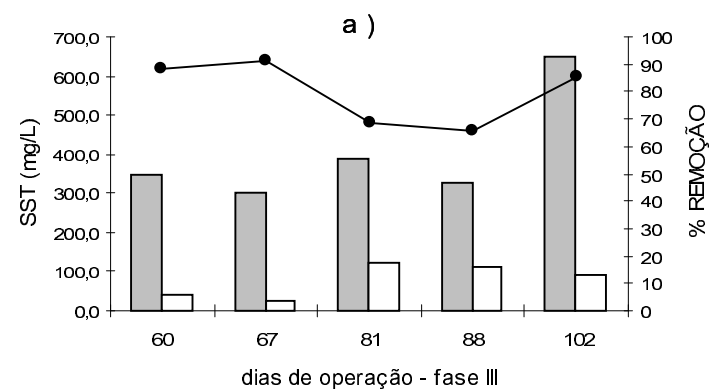


Figura 5.11 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase III da partida.

Pelas Figuras 5.10.b e 5.10.c é possível visualizar a elevação da alcalinidade durante toda a fase III, bem mais significativa que nas fases anteriores. Na Figura 5.10.d indica que houve consumo de ácidos graxos voláteis ao longo de todo o período. Estas duas situações, aliadas a estabilidade do pH (Figura 5.10.a), são indicativas de equilíbrio do sistema tampão e da ocorrência de metanogênese. A queda acentuada na alcalinidade entre o 78º e 85º deveuse à mudança no horário habitual de coleta de esgoto bruto na ETE (das 8h30 para 13h30).

O sistema também demonstrou estabilidade quanto à relação AI/AP (Figura 5.10.e), que se manteve abaixo de 0,30 durante praticamente todo o período. O pequeno pico no 85º dia, prontamente assimilado pelo sistema é também um bom indicativo de estabilidade.

A eficiência de remoção de sólidos oscilou entre 63 % e 91 %, apresentando a menor eficiência desde o início da operação do sistema entre o 81º e 88º dia (Figuras 5.11.a e 5.11.b). Esta instabilidade foi o primeiro indicativo de excesso de lodo no reator anaeróbio, também evidenciado nos resultados obtidos para a DQO (Figura 5.11.c), apresentados a seguir.

Pela Figura 5.11.c observa-se que houve instabilidade na remoção de DQO ao longo da fase III. O resultado do 62º dia, quando a DQO efluente superou a afluente, confirmou a observação visual do carreamento de sólidos pelo efluente do FA. Apesar da clara indicação de excesso de lodo, optou-se por ainda não se fazer descarte. O reator cessou o arraste, indicando ter conseguido eliminar o excesso de lodo, e retornou à condição anterior, com remoção de DQO maior que 70 %, evidenciando o momento de finalizar a fase III

5.2.1.4 Fase IV

Nesta fase o TDH foi de 4,2 h e sua duração foi de 64 dias.

Na Tabela 5.8 estão apresentados as faixas de variação obtidas para os valores dos parâmetros de maior interesse na avaliação do desempenho do FA durante a fase IV da partida, com as respectivas médias aritméticas e desvios padrão.

Tabela 5.8 - Variação dos parâmetros durante a fase IV da partida (TDH = 4,2 h).

Parâmetro	Afluente FA		Efluente FA	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	6,6 a 7,7	7,2 $\pm$ 0,3	6,9 a 7,5	7,2 $\pm$ 0,2
AGV (mgHAc/L)	29,4 a 97,0	65,4 $\pm$ 20,9	29,4 a 305,8	76,6 $\pm$ 63,8
AT (mgCaCO ₃ /L)	200,9 a 355,4	291,6 $\pm$ 44,7	216,3 a 463,5	335,4 $\pm$ 56,4
AP (mgCaCO ₃ /L)	159,7 a 288,4	230,1 $\pm$ 37,6	170,0 a 309,0	264,7 $\pm$ 35,9
Relação Al/AP	-	-	0,17 a 0,55	0,26 $\pm$ 0,08
SST (mg/L)	129,7 a 468,4	357,1 $\pm$ 139,9	24,3 a 2850,1	990,0 $\pm$ 1187,6
SSV (mg/L)	110,8 a 352,0	270,9 $\pm$ 101,1	23,6 a 1990,0	700,7 $\pm$ 827,8
DQO (mgO ₂ /L)	462 a 869	714 $\pm$ 194	207 a 1340	656 $\pm$ 515

Na Figura 5.12 tem-se a representação gráfica dos valores de pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e da relação Al/AP na fase IV da partida.

Na Figura 5.13 tem-se a representação gráfica dos valores da DQO e dos sólidos na fase IV da partida

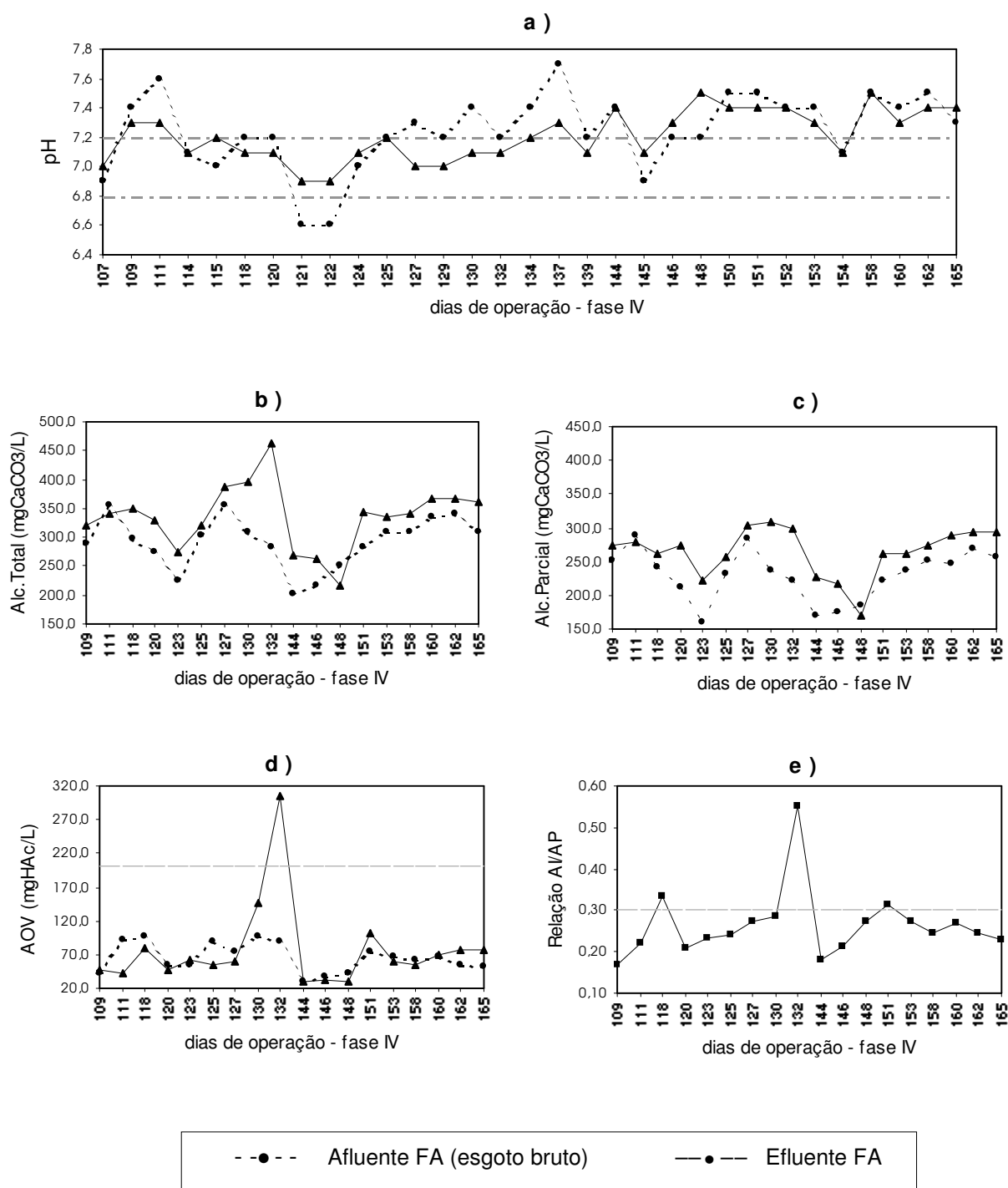
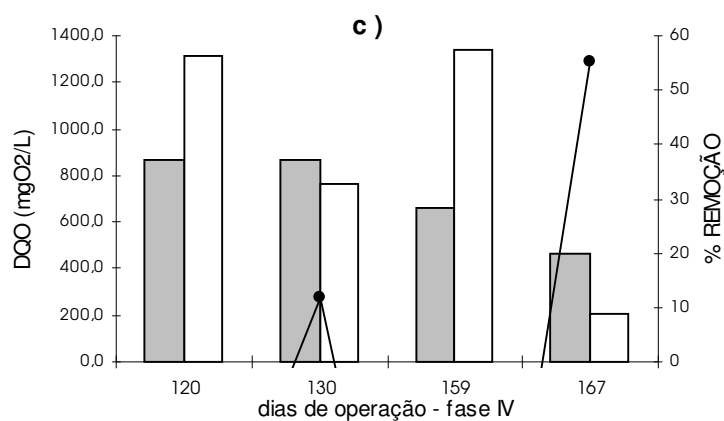
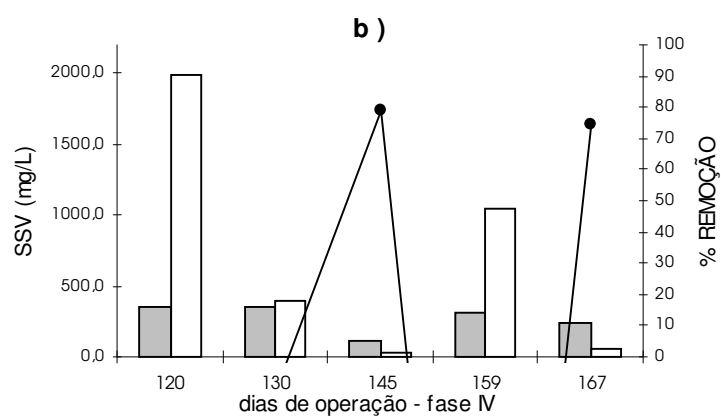
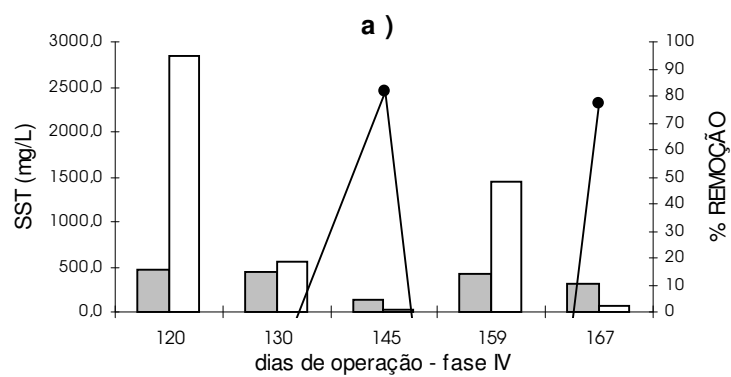


Figura 5.12 - Variação temporal do pH, alcalinidade total e parcial, ácidos graxos voláteis e relação Al/AP na fase IV da partida.



Afluente FA (esgoto bruto)
 Efluente FA
 • % Remoção

Figura 5.13 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO na fase IV da partida.

Pelas Figuras 5.13.a e 5.13.b observa-se que houve arraste de grande quantidade de sólidos no efluente do FA durante a maior parte do período, apesar dos valores afluentes serem equivalente aos das fases anteriores. De forma coerente, os valores de DQO também apresentaram oscilações (Figura 5.13.c).

As alterações no comportamento começaram a ser visíveis no 102º dia, quando o meio suporte do FA expandiu-se e o arraste de sólidos no efluente aumentou consideravelmente. Foi realizado o 1º descarte de lodo pelo fundo do FA, no 104º dia de operação. No 120º dia efetuou-se o 2º descarte de lodo. Observase que 10 dias após este descarte (130º dia) os valores efluentes de sólidos e DQO apresentavam redução, mas se mantinham praticamente iguais aos valores afluentes.

Como a movimentação do meio suporte e o arraste de sólidos ainda persistiram, no 144º dia realizou-se o 3º descarte de lodo. A eficiência de remoção alcançou novamente os 80 % (145º dia, Figuras 5.13.a e 5.13.b). O arraste de sólidos voltou a ocorrer (159º dia, Figuras, 5.13.a e 5.13.b) e realizou-se o 4º descarte de lodo (167º dia), levando à retomada da eficiência. Os resultados da caracterização do lodo descartado estão apresentados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 – Caracterização do lodo descartado do FA durante a partida.

dia de operação	volume descartado (mL)	pH	SS (mL/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	Relação STV/ST (%)
104	900	6,9	910	19.989	6.176	13.813	69
120	1.000	6,6	990	25.491	7.773	17.718	70
144	1.000	6,8	-	41.131	12.243	28.888	70
167	1.000	7,0	990	26.327	7.985	18.341	70

Importante ressaltar que, mesmo com todas estas variações no funcionamento do reator, o sistema tampão conseguiu manter a estabilidade. Apesar da grande oscilação nos valores do pH do afluente, o sistema tampão conseguiu manter os

valores do pH dentro da faixa ideal durante o decorrer de quase todo o período (Figura 5.12.a). A geração de alcalinidade predominou durante toda fase IV (Figuras 5.12.b e 5.12.c). A relação Al/AP oscilou, mas se manteve quase sempre abaixo de 0,30 (Figura 5.12.e). Houve oscilação entre o consumo e a geração de ácidos graxos voláteis (Figura 5.12.d).

As instabilidades observadas nesta fase sugerem que o TDH de 4,2 h para o FA isoladamente é insuficiente para remover aproximadamente 70 % da carga orgânica afluyente. Porém, foi necessário avaliar também se esta condição influenciava o desempenho global do sistema, conforme apresentado nos itens a seguir.

5.2.2 Avaliação da partida do sistema FA-BAS

Nas Tabelas 5.10 a 5.13 estão apresentadas as faixas de variação obtidas para os valores dos parâmetros de maior interesse na avaliação das fases I a IV da partida do sistema, com as respectivas médias aritméticas e desvios padrão.

Na Figura 5.14 tem-se a representação gráfica dos valores dos sólidos suspensos totais e voláteis e da DQO ao longo da partida do sistema.

Tabela 5.10 - Variação dos parâmetros durante a fase I da partida do sistema FA-BAS (TDH = 7,3 h em cada reator).

Parâmetro	Afluyente FA		Efluyente BAS	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	6,8 a 7,6	7,3 $\pm$ 0,2	7,1 a 8,2	7,9 $\pm$ 0,3
AP (mg CaCO ₃ /L)	180,7 a 300,9	251,1 $\pm$ 34,3	65,2 a 326,0	251,1 $\pm$ 76,8
SST (mg/L)	243,8 a 588,9	383,7 $\pm$ 162,6	11,0 a 28,7	16,9 $\pm$ 8,0
SSV (mg/L)	62,0 a 369,7	249,5 $\pm$ 148,7	10,4 a 25,1	15,2 $\pm$ 6,9
DQO (mg O ₂ /L)	536 a 731	643 $\pm$ 83	34 a 211	85 $\pm$ 73

Tabela 5.11 - Variação dos parâmetros durante a fase II da partida do sistema FA-BAS (TDH = 5,9 h em cada reator).

Parâmetro	Afluente FA		Efluente BAS	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	7,3 a 7,7	7,5 $\pm$ 0,1	7,4 a 7,9	7,7 $\pm$ 0,1
AP (mg CaCO ₃ /L)	170,5 a 285,9	211,2 $\pm$ 41,2	145,6 a 275,9	194,1 $\pm$ 47,1
SST (mg/L)	143,5 a 356,7	269,8 $\pm$ 111,9	5,0 a 11,3	7,7 $\pm$ 3,2
SSV (mg/L)	111,0 a 268,6	212,3 $\pm$ 87,9	4,8 a 10,7	7,3 $\pm$ 3,1
DQO (mg O ₂ /L)	324 a 719	562 $\pm$ 189	18 a 52	29 $\pm$ 15

Tabela 5.12 - Variação dos parâmetros durante a fase III da partida do sistema FA-BAS (TDH = 4,9 h em cada reator).

Parâmetro	Afluente FA		Efluente BAS	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	6,9 e 7,6	7,2 $\pm$ 0,2	7,3 a 7,9	7,6 $\pm$ 0,2
AP (mg CaCO ₃ /L)	154,5 a 350,3	243,0 $\pm$ 64,9	125,4 a 319,3	233,1 $\pm$ 58,9
SST (mg/L)	304,0 a 646,6	403,4 $\pm$ 139,5	4,6 a 37,3	14,3 $\pm$ 13,4
SSV (mg/L)	239,9 a 416,6	294,6 $\pm$ 73,2	4,2 a 34,2	12,6 $\pm$ 12,4
DQO (mg O ₂ /L)	489 a 849	649 $\pm$ 119	45 a 103	70 $\pm$ 23

Tabela 5.13 - Variação dos parâmetros durante a fase IV da partida do sistema FA-BAS (TDH = 4,2 h em cada reator).

Parâmetro	Afluente FA		Efluente BAS	
	Faixa de variação	Média $\pm$ DP	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH	6,6 a 7,7	7,2 $\pm$ 0,3	7,1 a 7,8	7,5 $\pm$ 0,2
AP (mg CaCO ₃ /L)	159,7 a 288,4	230,1 $\pm$ 37,6	61,8 a 283,3	186,3 $\pm$ 67,9
SST (mg/L)	129,7 a 468,4	357,1 $\pm$ 139,9	15,1 a 246,7	66,3 $\pm$ 101,0
SSV (mg/L)	110,8 a 352,0	270,9 $\pm$ 101,1	11,8 a 194,9	52,7 $\pm$ 79,7
DQO (mg O ₂ /L)	462 a 869	714 $\pm$ 194	62 a 117	90 $\pm$ 26

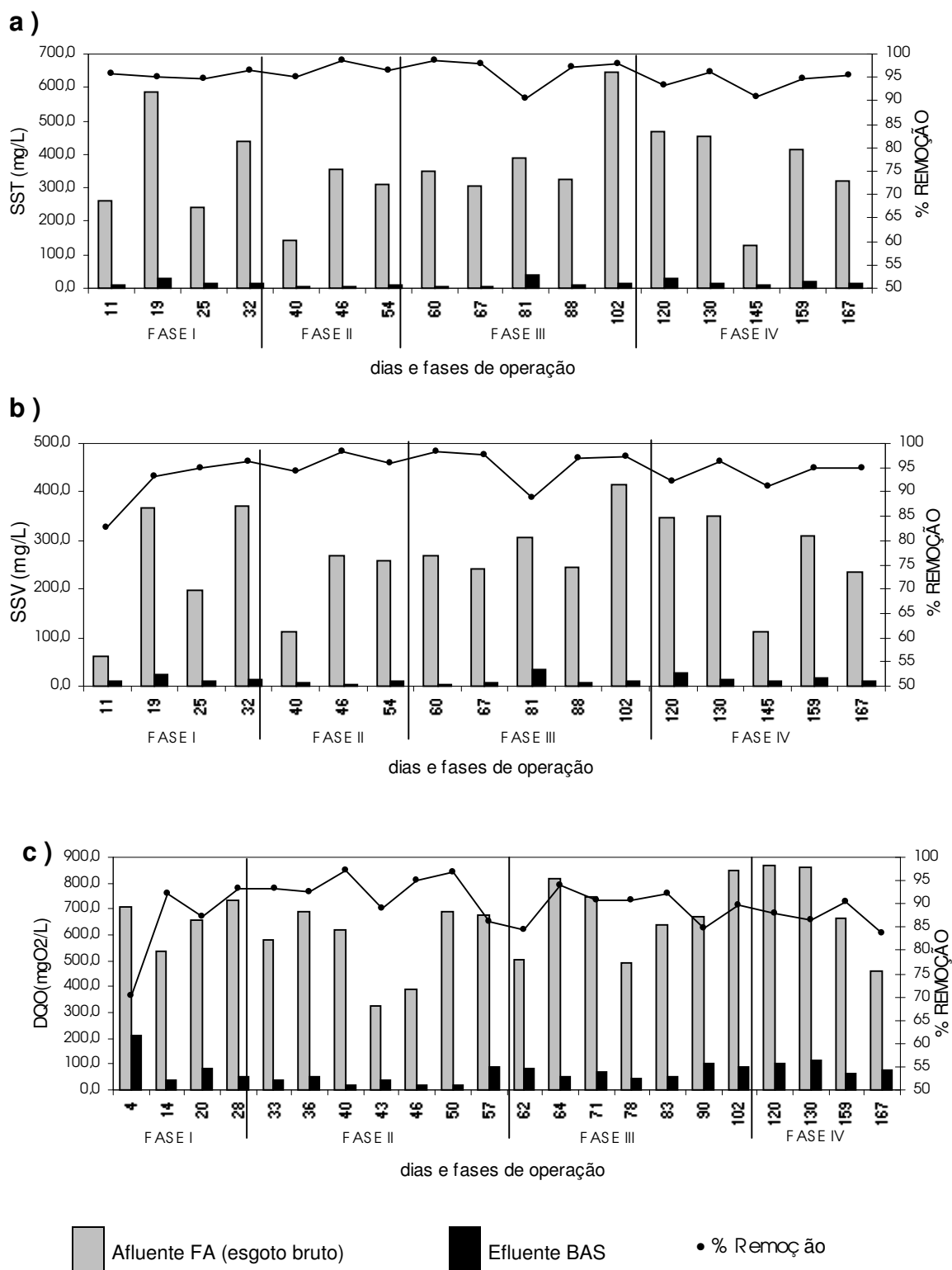


Figura 5.14 - Variação temporal dos sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e DQO durante a partida do sistema FA-BAS.

A concentração de OD na superfície do BAS se manteve acima de 2 mg/L durante toda a etapa da partida, garantindo a condição favorável ao desenvolvimento da biomassa aeróbia heterotrófica e nitrificante no reator.

A eficiência de remoção de sólidos suspensos totais no sistema manteve-se acima de 90% durante toda partida. Para os sólidos suspensos voláteis o resultado foi semelhante, com pequena instabilidade nos 11^º dia (82,6 %) e 81^º dia (88,8 %), mas retornando prontamente aos valores anteriores (Figuras 5.14.a e 5.14.b).

Em relação à remoção de DQO, os resultados apresentados pelo sistema também podem ser considerados muito bons. Observando-se a Figura 5.14.c verifica-se que a eficiência alcançou 80 % logo no início da fase I e manteve-se acima deste valor durante todo período avaliado. Importante destacar que as instabilidades apresentadas coincidiram com os mesmos períodos em que o FA apresentou arraste de sólidos por excesso de lodo, que foi assimilado pelo BAS sem comprometer a eficiência global do sistema.

Os resultados indicaram também que recirculação do lodo de excesso produzido pelo BAS para o FA não afetou o desempenho do sistema. Este comportamento foi condizente com o encontrado em outros trabalhos (GONÇALVES *et al.*, 1997; AISSE *et al.*, 2001; SILVA *et al.*; 2002) e reforçou a validade desta recomendação, indicada por Gonçalves *et al.* (2001) na operação de sistemas combinados UASB - BAS. Desta forma, este procedimento foi mantido nas etapas posteriores da avaliação do desempenho do sistema.

O sistema FA-BAS apresentou maior estabilidade em relação às variáveis avaliadas durante a partida quando comparado aos resultados do FA isoladamente. Assim, enquanto a partida do FA ocorreu por volta do 54^º dia, a avaliação global do sistema FA-BAS indicou sua partida por volta do 28^º dia.

5.3 Avaliação de desempenho do sistema

A avaliação teve início após a etapa de avaliação da partida do sistema (168^o dia de operação) e compreendeu um período de 158 dias, dividido em 2 etapas (Tabela 5.14).

Tabela 5.14- Características das fases de avaliação de desempenho do sistema

Características	Etapa	
	1	2
Vazão	35 mL/min	30 mL/min
TDH	4,2 h	4,9 h
Início	29/01/03	12/03/04
Dia de operação equivalente	168 ^o	211 ^o
Duração	43 d	115 d

Durante a etapa 1 foi mantido o TDH de 4,2 h em cada reator permitindo assim complementar a avaliação realizada durante a fase IV da partida do sistema, principalmente em relação a nitrificação.

Na etapa 2 o sistema foi avaliado para o TDH de 4,9 em cada reator permitindo avaliar em qual TDH o sistema apresentou melhor desempenho.

5.3.1 Etapa 1

Na Tabela 5.15 está apresentado um resumo dos valores obtidos para os parâmetros de maior interesse empregados para avaliar o sistema FA-BAS na etapa 1, com as respectivas faixas de variação, médias aritméticas e desvios padrão.

Tabela 5.15- Variação dos valores obtidos para os parâmetros empregados na avaliação do sistema durante a etapa 1

Parâmetro	Afluente (bruto)		Efluente FA		Efluente BAS	
	Variação	Média ± DP	Variação	Média ± DP	Variação	Média ± DP
Temperatura (°C)	23,0 a 23,5	23,3 ± 0,3	23,0 a 24,0	23,7 ± 0,6	22,5 a 24,0	23,2 ± 0,8
pH	7,1 a 7,6	7,3 ± 0,2	7,1 a 7,6	7,3 ± 0,2	7,4 a 7,8	7,6 ± 0,1
OD (mg O ₂ /L)	-	-	-	-	3,5 a 6,7	5,4 ± 1,0
AT (mg CaCO ₃ /L)	304,8 a 391,4	353,9 ± 30,8	330,2 a 504,7	381,7 ± 50,1	164,8 a 294,6	234,9 ± 43,4
AP (mg CaCO ₃ /L)	228,6 a 334,8	284,8 ± 32,3	245,1 a 370,8	292,7 ± 37,1	133,9 a 254,0	194,8 ± 38,3
AOV (mg HAc/L)	47,0 a 108,8	67,9 ± 17,4	32,3 a 191,1	70,1 ± 42,8	23,5 a 44,1	31,1 ± 5,4
SST (mg/L)	229,7 a 667,3	421,3 ± 203,4	154,1 a 373,0	276,1 ± 103,2	5,8 a 35,9	27,1 ± 12,2
SSV (mg/L)	168,7 a 494,2	316,8 ± 158,9	102,7 a 259,3	199,2 ± 74,4	4,7 a 29,5	21,6 ± 9,8
DQO (mg O ₂ /L)	456 a 956	673 ± 218	207 a 406	303 ± 85	31 a 156	87 ± 46
N-Total (mg/L)	44,7 a 74,1	62,0 ± 10,3	49,2 a 76,4	61,9 ± 9,9	49,8 a 80,9	63,5 ± 11,3
N-Amon (mg/L)	43,4 a 70,5	62,0 ± 10,3	48,9 a 74,2	60,4 ± 9,6	34,1 a 52,9	43,5 ± 7,1
N-Org (mg/L)	1,1 a 6,1	2,5 ± 1,9	0,5 a 2,4	1,0 ± 0,7	0,1 a 1,6	0,5 ± 0,6
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1 a 31,3	8,2 ± 11,4
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,0 a 2,9	1,2 ± 1,2	0,0 a 0,9	0,5 ± 0,3	4,0 a 15,7	11,3 ± 4,1

5.3.1.1 Avaliação geral das condições ambientais

A avaliação dos resultados obtidos para os parâmetros físicos e químicos, apresentados na Tabela 5.15, indica que as condições ambientais desejáveis à manutenção da biomassa (anaeróbia e aeróbia) foram atendidas durante a etapa 1. No FA a faixa de pH desejável para a manutenção da estabilidade da metanogênese após a partida (entre 6,0 e 8,0) foi mantida. A estabilidade do sistema tampão no FA foi indicada pela elevação nos valores da alcalinidade em relação aos valores do esgoto bruto e pela manutenção dos valores dos ácidos graxos voláteis abaixo de 200 mg/L; a elevação no 188º dia (191,1 mg/L) foi prontamente absorvida, também indicando a estabilidade.

Os resultados do BAS indicaram que as condições de aeração para desenvolvimento da biomassa aeróbia heterotrófica e nitrificante foram atendidas ($OD > 2 \text{ mg/L}$). A temperatura ótima para nitrificação (entre 25 e 35° C) não foi alcançada em decorrência da opção de operação do sistema na temperatura ambiente, sem qualquer tipo de controle de temperatura do efluente dentro dos reatores. Em duas ocasiões (175º e 205º dias) o valor do pH do afluente ao BAS foi igual a 7,1, valor abaixo da faixa em que a taxa de nitrificação é constante (entre 7,2 e 8,0), mas ainda assim esteve dentro da faixa considerada ideal para a atividade dos microrganismos nitrificadores (7,0 a 9,0).

5.3.1.2 Taxa de carregamento orgânico, remoção de matéria orgânica e remoção de sólidos

Na Tabela 5.16 estão apresentados os valores das taxas carregamento volumétrico (em termos de DQO) aplicadas ao sistema FA-BAS, ao FA e ao BAS e as respectivas eficiências de remoção de DQO obtidas durante a etapa 1.

Tabela 5.16 - Taxas de carregamento orgânico e eficiências de remoção de DQO obtidas para o sistema, para o FA e para o BAS na etapa 1

dia	Taxa de carregamento orgânico (kg DQO/m ³ . dia)			Remoção DQO (%)		
	sistema	FA	BAS	sistema	FA	BAS
168	1,30	2,60	1,17	84	55	64
172	1,47	2,95	1,38	90	53	79
179	2,25	4,49	1,97	84	56	64
186	2,36	4,73	2,28	81	52	62
200	1,28	2,56	1,30	82	49	65
207	2,69	5,37	2,14	97	60	92
média	1,89	3,78	1,70	86	54	71
desvio	0,61	1,23	0,48	6	4	12
min.	1,28	2,56	1,17	81	49	62
máx.	2,69	5,37	2,28	97	60	92

Os dados obtidos a partir do monitoramento da DQO (Tabelas 5.15 e 5.16), indicaram que a remoção de matéria orgânica no sistema na etapa 1 foi em média de 86 %, com mínimo de 81 % e máximo de 97 %. Considerando-se os parâmetros para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, indicados por Gonçalves *et al* (2001), a eficiência de remoção esperada para DQO é de 80 a 90 %. Considerando-se os padrões de lançamento em corpos d'água na esfera federal (CONAMA 20/86) e do Estado de São Paulo (Lei 997/76 – art.18), o sistema FA-BAS atendeu às recomendações. Em ambos o limite de lançamento é de 60 mg O₂/L para DBO, ou remoção de pelo menos 80 %. Embora na etapa 1 a avaliação tenha sido realizada em função da DQO, considerando-se existir uma relação de aproximadamente 3:1 entre DQO e DBO (conforme dados obtidos e descritos na Tabela 5.17), mesmo na situação mais desfavorável, quando a DQO efluente foi de 156 mg/L, os padrões foram atendidos. Considerado-se os padrões de lançamento da NBR 13969/97 (norma da ABNT que orienta a construção de sistemas de tratamento locais complementares para efluentes de tanques sépticos), mais restritiva, o máximo permitido para lançamento de DQO é de 75 mg O₂/L. Este padrão não teria sido atendido nos 178º e 186º dias de operação.

Ficou demonstrado também que, conforme esperado para um sistema combinado visando nitrificação, houve remoção da maior parcela de matéria orgânica no reator anaeróbio (colunas 5 e 6 da Tabela 5.15).

As concentrações de sólidos no efluente do sistema, indicadas na Tabela 5.15 correspondem às eficiências de remoção de 84 a 98 % para SST e de 83 a 98 % para SSV. Considerando-se os parâmetros para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, indicados por Gonçalves *et al* (2001), onde a eficiência de remoção esperada para sólidos suspensos é de 85 a 95 %, os resultados obtidos foram muito bons.

5.3.1.3 Determinação da relação C/N

Van Loosdrecht *et al.* (2000) expressam a relação C/N em função da DQO. Segundo eles, em reatores com biofilme visando nitrificação, a relação C/N deve se manter em torno de 1, garantindo assim a máxima atividade dos nitrificadores; para uma C/N maior que 5 a atividade cessaria. Na prática, os autores observaram que a sobreposição das bactérias heterotróficas sobre as nitrificadoras acaba por dificultar a nitrificação por interferir na transferência de oxigênio e substrato para as camadas mais profundas. Teoricamente, ao se reduzir a relação C/N as camadas mais externas são eliminadas e a nitrificação retorna aos níveis anteriores.

Metcalf & Eddy (1991) expressam a relação C/N em função da DBO. Segundo eles, em reatores onde se deseja oxidação carbonácea e nitrificação a relação C/N deve ser maior que 5 e, em reatores onde se visa somente a nitrificação, esta relação deve ser menor que 3. Considerando-se que a relação DQO/DBO seja de 3:1 (Tabela 5.17), as referências são equivalentes.

Neste trabalho a determinação da relação C/N foi realizada em função da DQO. O objetivo foi facilitar o monitoramento e a operação do sistema, uma vez que os resultados de DBO requerem uma espera de 5 dias. A relação DQO/DBO específica para o sistema foi determinada, conforme apresentado na Tabela 5.17.

Tabela 5.17 – Determinação da relação DQO/DBO para o sistema FA-BAS estudado

dia	DQO (mg O ₂ /L)			DBO (mg O ₂ /L)			DQO/DBO		
	bruto	FA	BAS	bruto	FA	BAS	bruto	FA	BAS
256	480	205	67	170	57	17	2,8	3,6	3,9
263	605	255	80	215	70	22	2,8	3,6	3,6
270	755	255	130	250	60	20	3,0	4,3	6,5
284	880	430	130	373	125	33	2,4	3,4	3,9
314	880	355	130	283	103	40	3,1	3,4	3,3
média							2,8	3,7	4,3

A partir dos valores obtidos para a relação DQO/DBO (colunas 8, 9 e 10 da Tabela 5.17) é possível verificar que esta se elevou ao longo do sistema FA-BAS. Este resultado confirma o conceito de que, mesmo em esgotos sanitários, reconhecidos como facilmente biodegradáveis, existem parcelas de matéria orgânica de constituição mais complexa e de difícil degradação biológica. Ao ser seqüencialmente submetida à ação biológica nos sistemas de tratamento, esta parcela vai se tornando mais evidente, pois sua remoção se torna cada vez mais difícil, caracterizando assim a parcela menos biodegradável e recalcitrante da matéria orgânica afluyente.

Os resultados obtidos durante o monitoramento da DQO ao longo do sistema FA-BAS estudado sugerem a existência de uma parcela de matéria orgânica de degradação mais difícil no esgoto bruto tratado, uma vez que, neste caso específico, a relação DQO/DBO elevou-se ao final do tratamento.

5.3.1.4 Relação C/N, taxas de carregamento volumétrico e nitrificação

Na Tabela 5.18 estão apresentados os valores das taxas de carregamento orgânico (em termos de DQO) e de amônia aplicadas, as relações C/N equivalentes e os resultados obtidos para remoção de amônia no sistema e no BAS durante a etapa 1.

Na Tabela 5.19 estão apresentados os valores das cargas de nitrito e nitrato determinados no efluente do BAS e suas equivalências, em termos percentuais, em relação às cargas de amônia afluentes ao BAS durante a etapa 1.

Tabela 5.18 - Taxas de carregamento orgânico e de nitrogênio amoniacal aplicadas, relação C/N equivalente e remoção de amônia alcançada na etapa 1

dia	Taxa de carregamento orgânico (kg DQO/ m ³ . dia)			Taxa de carregamento de amônia (kg N-Amon / m ³ . dia)			Relação C/N			Remoção amônia (%)	
	sistema	FA	BAS	sistema	FA	BAS	sistema	FA	BAS	sistema	BAS
168	1,30	2,60	1,17	0,12	0,24	0,27	10,65	10,65	4,25	21	30
172	1,47	2,95	1,38	0,16	0,32	0,32	9,18	9,18	4,36	27	26
179	2,25	4,49	1,97	0,18	0,36	0,38	12,33	12,33	5,15	26	30
186	2,36	4,73	2,28	0,20	0,40	0,42	11,92	11,92	5,46	47	50
200	1,28	2,56	1,30	0,17	0,34	0,35	7,49	7,49	3,69	13	15
207	2,69	5,37	2,14	0,15	0,30	0,30	17,89	17,89	7,19	11	11
média	1,89	3,78	1,70	0,16	0,33	0,34	11,58	11,58	5,02	24	27
desvio	0,61	1,23	0,48	0,03	0,05	0,05	3,57	3,57	1,24	13	14
min.	1,28	2,56	1,17	0,12	0,24	0,27	7,49	7,49	3,69	12	11
máx.	2,69	5,37	2,28	0,20	0,40	0,42	17,89	17,89	7,19	47	50

Tabela 5.19 – Cargas volumétricas de nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻) no efluente do BAS e seus percentuais em relação às cargas volumétricas de amônia afluentes ao BAS durante a etapa 1

Dia	Amônia afluente ao BAS (kg N-Amon / m ³ .dia)	Formas nitrogenadas resultantes da conversão da amônia no efluente do BAS			
		Nitrito		Nitrato	
		(kg N-NO ₂ ⁻ / m ³ .dia)	(%)	(kg N-NO ₃ ⁻ / m ³ .dia)	(%)
168	0,24	0,02	7	0,07	29
172	0,32	0,03	8	0,08	24
179	0,36	0,03	9	0,09	24
186	0,40	0,18	44	0,07	17
200	0,34	0,02	5	0,05	15
207	0,30	0,01	2	0,02	7
média	0,33	0,05	13	0,06	20
desvio	0,05	0,06	16	0,02	8
min.	0,24	0,01	2	0,02	7
max.	0,40	0,18	44	0,09	29

Pelos dados apresentados na Tabela 5.18, nas colunas 6 e 7, referentes às taxas de carregamento de amônia do FA e do BAS, é possível verificar que a formação de amônia no FA foi pequena (entre 0,00 e 0,03 kg / m³.dia). Isto se explica pelo fato do esgoto bruto sempre ter ficado estocado em galões plásticos por alguns dias antes de ser aplicado no sistema; assim praticamente toda parcela de nitrogênio orgânico presente já era convertida a amônia neste intervalo de tempo pela ação dos microrganismos amonificadores presentes. Logo, ao se calcular as taxas em função do nitrogênio total e somente em função do nitrogênio amoniacal, os resultados foram muito semelhantes. Assim, optou-se por discutir os resultados em somente em função do nitrogênio amoniacal.

A avaliação dos valores das taxas de carregamento orgânico e de amônia aplicadas no FA e no BAS (colunas 3, 4, 6 e 7 da Tabela 5.18), indica que a degradação de parcela da matéria orgânica carbonácea pelo reator anaeróbico foi o fator determinante para a redução da relação C/N no afluente do BAS (coluna 10). Mas, esta redução não foi suficiente para alcançar a relação C/N ideal para a máxima nitrificação em biofilmes (em torno de 1).

É possível visualizar e discutir melhor as variações das cargas volumétricas de amônia aplicadas no BAS, da relação C/N e da conversão de amônia alcançada pelo BAS na etapa 1 a partir da representação gráfica apresentada na Figura 5.15.

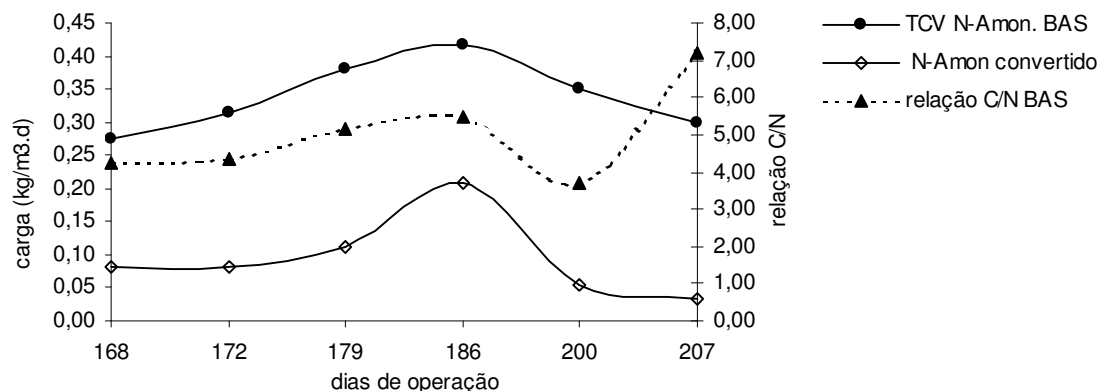


Figura 5.15 - Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do BAS, da carga de amônia convertida no BAS e da relação C/N no BAS durante a etapa 1

Na Figura 5.16 tem-se a representação gráfica da variação da taxa de carregamento volumétrico de amônia para o FA e o BAS, da conversão de amônia alcançada no BAS, em termos percentuais, e da carga de amônia presente no efluente do BAS durante a etapa 1.

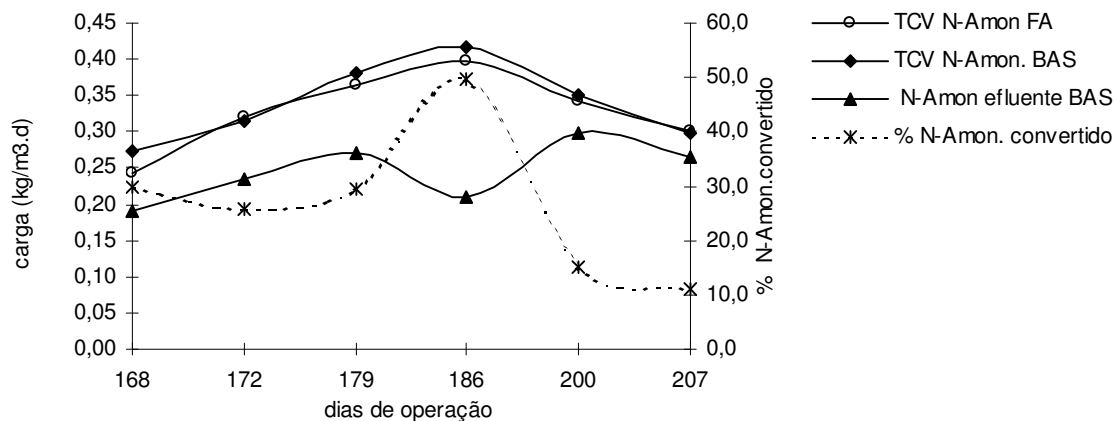


Figura 5.16 - Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do FA e do BAS, da conversão de amônia alcançada no BAS, em termos percentuais, e da carga de amônia lançada no efluente do BAS na etapa 1.

Observando-se as Figuras 5.15 e 5.16 verifica-se que entre o 168º e o 186º dia a elevação na taxa de conversão de amônia acompanhou a elevação da taxa de carregamento de amônia, alcançando 50% para uma taxa de carregamento de 0,42 kg N-Amon/m³.dia. Durante o mesmo período a relação C/N também se elevou (de 4,25 para 5,46). A partir de então a resposta do sistema inverteu-se, com a conversão de amônia caindo até o valor mínimo obtido na etapa (11%). Estes valores indicam que, apesar da relação C/N estar muito acima do ideal, o sistema conseguiu manter uma taxa de conversão de amônia razoável.

A inversão ocorrida após o 186º dia, quando a relação C/N chegou a 5,46, pode ser um indicativo da constatação apresentada por Van Loosdrecht *et al.* (2000) de que a relação C/N maior que 5 propicia a proliferação de bactérias heterotróficas, formando camadas “extras” de biofilme. Os resultados das análises de sólidos no 200º dia, que

indicaram a menor eficiência de remoção da etapa 1 (84 %), apesar da menor carga orgânica afluyente ao BAS no período (1,30 kg DQO/m³.dia), pode ser uma resposta e um indicativo de que esse biofilme “excedente” estava sendo eliminado.

Considerando-se que reduzir a relação C/N seria uma alternativa para conseguir promover a elevação na taxa de conversão de amônia, a elevação do TDH seria um meio para se alcançar este objetivo. Assim, teoricamente, a eficiência de remoção de matéria orgânica do FA se elevaria e a carga orgânica afluyente ao BAS se reduziria. A carga de amônia convertida também seria maior devido ao maior tempo de contato entre os microrganismos nitrificadores e o substrato. Esta hipótese foi avaliada na etapa 2, quando o TDH do sistema passou de 8,4 para 9,8 horas (4,9 horas em cada reator).

Avaliando-se a carga de amônia no efluente do BAS (Figura 5.16) observa-se que esta variou entre 0,19 e 0,30 kg N-Amon /m³.dia (equivalente a 34,1 e 52,9 mg/L). Estes valores estão muito acima dos limites admissíveis para lançamento em corpos receptores (5 mg/L no CONAMA 20 e na NBR 13969/97), caracterizando os resultados como totalmente insatisfatórios.

Na Figura 5.17 tem-se a representação gráfica das cargas volumétricas de nitrito e de nitrato presentes no efluente do BAS em relação às cargas volumétricas de amônia convertidas no BAS durante a etapa 1.

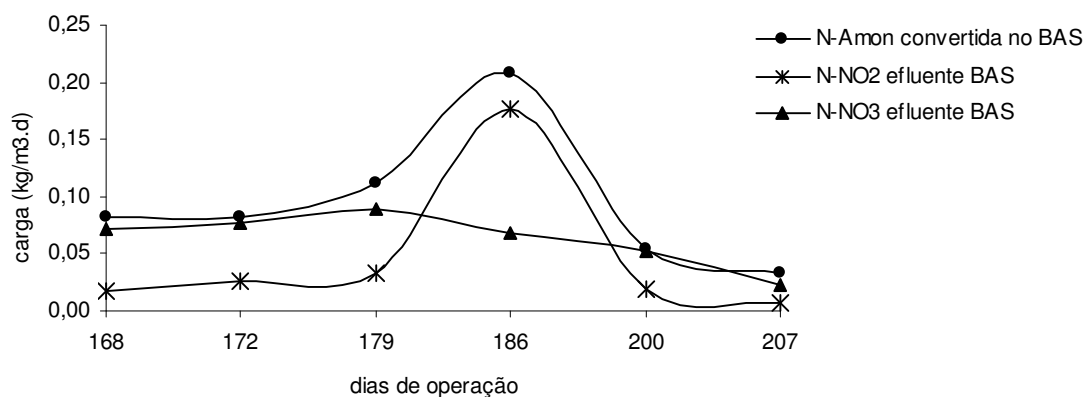


Figura 5.17 – Representação gráfica das cargas volumétricas de nitrito e de nitrato presentes no efluente do BAS em relação às cargas volumétricas de amônia convertidas no BAS durante a etapa 1.

Observando-se as cargas de nitrito e nitrato presentes no efluente do BAS durante a etapa 1 (Figura 5.17) é possível verificar que houve um desequilíbrio entre nitrificação e nitratação do 179º ao 200º dia. A atividade das oxidadoras da amônia prevaleceu sobre a das bactérias oxidadoras do nitrito.

O acúmulo de nitrito em reatores com biofilme costuma ser considerado como um indicativo de que a taxa de transferência de oxigênio sofreu uma queda ou que a aeração está sendo insuficiente. Como as bactérias oxidadoras do nitrito têm menor afinidade com o oxigênio, exigem uma taxa de transferência mais elevada que as oxidadoras da amônia, sendo as primeiras a serem inibidas quando esta se torna deficiente. Levando em conta que a relação C/N esteve muito acima de 1 e supondo que camadas extras de biofilme se formaram, provavelmente a transferência de oxigênio para as camadas mais profundas do biofilme teria sido dificultada. Baseado nesta premissa, as oxidadoras do nitrito teriam reduzido sua atividade e o nitrito foi a forma nitrogenada predominante no efluente do BAS neste período.

Outra suposição possível é a de que a população de oxidadoras do nitrito não fosse suficiente para converter toda carga de nitrito produzida, tornando-se assim o fator limitante da nitrificação no sistema. No entanto, os resultados obtidos nas estimativas populacionais realizadas (apresentados no item 5.4.2) e a posterior avaliação da nitrificação alcançada na etapa 2 (item 5.3.2) não confirmaram esta suposição. Os resultados indicaram que para uma mesma população de oxidadoras do nitrito existente, a carga de nitrato formada foi maior. Estas afirmações serão apresentadas e discutidas com mais detalhes no decorrer do trabalho, mas neste momento já se pode dizer que a hipótese de que a nitrificação foi prejudicada durante a etapa 1 devido à dificuldade de transferência de oxigênio para o biofilme é a mais provável.

Avaliando-se a adequação do efluente do sistema aos padrões de lançamento para nitrato e nitrito os resultados indicaram que esta foi insatisfatória. Tanto para o CONAMA 20, como para a Lei 997/86, os valores máximos permitidos são 10 mg/L para nitrato e 1 mg/L para nitrito. As concentrações efluentes para nitrito variaram entre 1,2 e 31,3 mg/L. A variação para nitrato foi de 4,0 a 15,7 mg/L. Os padrões foram atendidos

somente no 207^o dia operacional, mas neste mesmo dia a conversão de amônia foi a menor de toda etapa 1, com uma concentração efluente de 47,1 mg/L.

5.3.2 Etapa 2

Nesta etapa o sistema operou com TDH de 4,9 h em cada reator.

Na Tabela 5.20 está apresentado um resumo dos valores obtidos para os parâmetros de maior interesse empregados para avaliar o sistema FA-BAS na etapa 2, com as respectivas faixas de variação, médias aritméticas e desvios padrão.

Tabela 5.20- Variação dos valores obtidos para os parâmetros empregados na avaliação do sistema durante a etapa 2

Parâmetro	Afluente (bruto)		Efluente FA		Efluente BAS	
	Variação	Média ± DP	Variação	Média ± DP	Variação	Média ± DP
Temperatura (°C)	19,0 a 26,0	23,2 ± 2,2	19,0 a 27,0	23,6 ± 2,4	18,5 a 27,0	23,3 ± 2,6
pH	7,0 a 7,7	7,3 ± 0,2	7,1 a 7,8	7,3 ± 0,2	7,0 a 7,9	7,5 ± 0,1
AT (mg CaCO ₃ /L)	208,3 a 482,6	380,0 ± 70,9	243,8 a 502,9	407,7 ± 70,9	50,8 a 330,2	176,6 ± 77,2
AP (mg CaCO ₃ /L)	152,4 a 396,2	299,9 ± 29,8	203,2 a 406,4	330,5 ± 57,8	30,5 a 274,3	145,4 ± 65,6
AOV (mg HAc/L)	52,9 a 169,2	84,3 ± 28,4	36,7 a 132,5	65,7 ± 21,1	25,4 a 66,0	37,6 ± 10,1
SST (mg/L)	168,3 a 611,3	374,5 ± 125,3	40,8 a 427,5	136,8 ± 95,8	15,3 a 54,4	29,5 ± 11,5
SSV (mg/L)	125,7 a 456,9	287,2 ± 88,2	31,5 a 337,2	108,2 ± 75,8	12,2 a 47,8	24,5 ± 9,8
DQO (mg O ₂ /L)	455 a 1359	693 ± 228	137 a 549	288 ± 112	32 a 130	89 ± 32
DBO (mg O ₂ /L)	170 a 520	301 ± 127	57 a 150	94 ± 38	17 a 40	26 ± 9
N-Total (mg/L)	30,7 a 108,0	76,1 ± 22,6	33,5 a 104,3	79,9 ± 19,9	29,5 a 107,0	76,9 ± 19,6
N-Amon (mg/L)	27,8 a 99,6	71,2 ± 20,8	31,8 a 102,7	75,2 ± 21,4	2,7 a 72,1	39,0 ± 19,3
N-Org (mg/L)	1,0 a 12,5	3,4 ± 3,4	0,5 a 5,5	1,6 ± 1,3	0,2 a 2,0	0,9 ± 0,5
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8 a 15,4	7,5 ± 3,7
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	1,0 a 12,5	3,4 ± 3,4	0,0 a 2,2	0,3 ± 0,6	6,5 a 50,0	27,4 ± 11,0

5.3.2.1 Avaliação geral das condições ambientais

A avaliação dos resultados obtidos para os parâmetros físicos e químicos, apresentados na Tabela 5.20, indica que as condições ambientais desejáveis para manutenção da biomassa (anaeróbia e aeróbia) foram atendidas durante a etapa 2. No FA a faixa de pH recomendável para a manutenção da metanogênese (entre 6,0 e 8,0) foi mantida. A estabilidade do sistema tampão no FA foi indicada pela elevação nos valores da alcalinidade, pela manutenção dos valores dos ácidos graxos voláteis abaixo de 200 mg/L e pela redução de seus valores no FA, em relação ao afluente, durante toda etapa 2.

Os resultados do BAS indicaram que as condições de aeração para desenvolvimento da biomassa aeróbia foram atendidas ($OD > 2$ mg/L). A temperatura ótima para nitrificação (entre 25 e 35° C) não foi alcançada, pelo mesmo motivo já descrito na etapa 1. Em 5 medições (219º, 252º, 266º, 305º e 324º dias) o pH afluente ao BAS foi igual a 7,1, valor um pouco abaixo da faixa em que a taxa de nitrificação é constante (entre 7,2 e 8,0), mas ainda assim esteve dentro da faixa considerada ideal para a atividade dos microrganismos nitrificadores (7,0 a 9,0) durante toda etapa 2.

5.3.2.2 Taxa de carregamento orgânico, remoção de matéria orgânica e remoção de sólidos

Na Tabela 5.21 estão apresentados os valores das taxas carregamento volumétrico (em termos de DQO) aplicadas ao sistema FA-BAS, ao FA e ao BAS e as respectivas eficiências de remoção de DQO obtidas durante a etapa 2.

Tabela 5.21 - Taxas de carregamento orgânico e eficiências de remoção de DQO obtidas para o sistema, para o FA e para o BAS na etapa 2

dia	Taxa de carregamento orgânico (kg DQO/m ³ . dia)			Remoção DQO (%)		
	sistema	FA	BAS	sistema	FA	BAS
214	1,56	3,13	1,75	88	44	44
221	1,56	3,13	0,75	82	76	6
228	2,00	4,00	1,75	88	56	31
235	1,32	2,64	1,52	88	42	46
242	1,14	2,27	1,02	83	55	28
249	1,25	2,50	0,77	89	69	20
256	1,20	2,40	1,02	86	57	29
263	1,51	3,02	1,27	87	58	29
270	1,89	3,77	1,27	83	66	17
277	2,14	4,27	1,52	85	64	20
284	2.20	4,40	2,15	85	51	34
291	1.57	3,15	1,15	95	64	31
298	1.51	3,02	1,90	93	37	56
305	1.29	2,59	0,69	83	74	9
314	2.20	4,40	1,77	85	60	26
319	3.40	6,80	2,75	92	60	33
326	4.27	8,55	1,55	92	82	11
média	1.88	3,77	1,45	87	58	29
desvio	0.83	1,65	0,54	4	11	13
min.	1.14	2,27	0,69	82	37	6
máx.	4.27	8,55	2,75	95	76	56

Os dados obtidos a partir do monitoramento da DBO e da DQO (Tabelas 5.20 e 5.21), indicaram que a remoção de matéria orgânica no sistema na etapa 2 foi em média de 87 %, com mínimo de 82 % e máximo de 95 %. Embora na etapa 1 o máximo tenha chegado a 97 %, na etapa 2 a remoção média foi de 87 %, contra 86 % na etapa 1. Para DBO, a eficiência de remoção do sistema oscilou entre 86 e 95 %, com média de 91 %.

Estes valores atendem os parâmetros para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio indicados por Gonçalves *et al* (2001), onde as eficiências de remoção esperadas são de 80 a 90 % para DQO e de 85 a 95 % para DBO.

Considerando-se os padrões de lançamento em corpos d'água na esfera federal (CONAMA 20/86) e do Estado de São Paulo (Lei 997/76 – art.18), na etapa 2 o sistema FA-BAS atendeu facilmente a recomendação mais restritiva. O maior valor de DBO efluente foi de 40 mg O₂/L, contra os 60 mg O₂/L máximos admitidos.

Considerado-se os padrões de lançamento da NBR 13969/97, que é mais restritiva (DQO máxima de 75 mg O₂/L e DBO máxima de 30 mg O₂/L), o sistema não atendeu às exigências em 70 % das determinações realizadas.

Houve remoção da maior parcela de matéria orgânica no reator anaeróbio, atendendo o esperado para um sistema combinado visando nitrificação.

A remoção média de DQO obtida para o FA a etapa 2 foi de 58 %, contra 54 % na etapa 1, indicando que, conforme esperado, a elevação do TDH resultou em maior remoção de matéria orgânica no reator anaeróbio. A eficiência máxima alcançada pelo FA na etapa 2 foi de 76 %, para DQO afluente de 625 mg O₂/L.

Ao se considerar a eficiência global média de remoção de DQO obtida para as etapas 1 e 2, quer seja em termos percentuais (86 e 87 % respectivamente), quer seja em termos da concentração final no efluente (87± 46 mg O₂/L na etapa 1 e 89 ± 32 mg O₂/L na etapa 2), percebe-se que a influência da elevação do TDH não foi tão significativa. Este resultado é coerente com aqueles encontrados em outros trabalhos realizados com sistemas combinados anaeróbio-aerado. Torres & Foresti (2001), por exemplo, fixaram o TDH do reator anaeróbio em 6 h e variaram o tempo de aeração entre 2 h e 10 h num sistema UASB-SBR, obtendo eficiências de remoção de DQO de 91% para 92% respectivamente para valor médio afluente de 569 ± 112 mg O₂/L

As concentrações de sólidos no efluente do sistema, indicadas na Tabela 5.20, correspondem às eficiências de remoção idênticas para SST e SSV: 85 a 97 %. Considerando-se os parâmetros para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, indicados por Gonçalves *et al* (2001), onde a eficiência de remoção esperada para sólidos suspensos é de 85 a 95 %, os resultados obtidos foram totalmente satisfatórios. Assim como observado para DQO, o aumento do TDH não gerou muitas alterações nos valores obtidos nas etapas 1 e 2. A eficiência global de remoção de SST foi de 93 % na etapa 1 e de 91 % na etapa 2, resultando em

concentrações finais médias de 27 mg/L e 30 mg/L respectivamente. Para os SSV a eficiência global média foi de 92 % na etapa 1 e de 91 % na etapa 2, resultando em concentrações médias no efluente final de 22 mg/L e 24 mg/L respectivamente. Torres & Foresti (2001), no trabalho já citado, alcançaram 84 % de remoção de SST com aeração de 2 h e 86 % para 10 h de aeração para valor médio afluente de 131 ± 44 mg/L de SST.

Conclui-se que, se o sistema FA-BAS estudado tivesse sido concebido visando somente remoção de matéria orgânica (estimada em termos de DQO ou DBO), o TDH de 8 h seria suficiente para atender este objetivo e aos padrões legais de lançamento.

5.3.2.3 Relação C/N, taxas de carregamento volumétrico e nitrificação

Na Tabela 5.22 estão apresentados os valores das taxas de carregamento orgânico e de nitrogênio amoniacal aplicadas durante a etapa 2, a relação C/N equivalente e os resultados obtidos para remoção de matéria orgânica e conversão de amônia.

Na Tabela 5.23 estão apresentados os valores das cargas de nitrito e nitrato determinados no efluente final e suas equivalências, em termos percentuais, em relação às cargas de amônia afluentes ao sistema durante a etapa 2.

Tabela 5.22 - Taxas de carregamento orgânico e de nitrogênio aplicadas, relação C/N equivalente, remoção de matéria orgânica e conversão de amônia obtidas na etapa 2

dia	Taxa de carregamento orgânico (kg DQO/ m ³ . dia)			Taxa de carregamento de amônia (kg N-Amon / m ³ . dia)			Relação C/N			Remoção amônia (%)	
	sistema	FA	BAS	sistema	FA	BAS	sistema	FA	BAS	sistema	BAS
214	1,56	3,13	1,75	0,14	0,28	0,28	11,47	11,47	6,24	39	40
221	1,56	3,13	0,75	0,18	0,36	0,36	8,89	8,89	2,07	37	39
228	2,00	4,00	1,75	0,18	0,36	0,38	10,85	10,85	4,65	33	34
235	1,32	2,64	1,52	0,19	0,38	0,40	6,82	6,82	3,83	15	17
242	1,14	2,27	1,02	0,17	0,34	0,37	6,86	6,86	2,77	52	56
249	1,25	2,50	0,77	0,15	0,30	0,35	8,22	8,22	2,23	66	71
256	1,20	2,40	1,02	0,07	0,14	0,16	17,25	17,25	6,43	90	92
263	1,51	3,02	1,27	0,10	0,20	0,21	15,91	15,91	5,96	70	73
270	1,89	3,77	1,27	0,17	0,34	0,35	11,26	11,26	3,60	31	35
277	2,14	4,27	1,52	0,21	0,42	0,45	10,18	10,18	3,41	51	54
284	2,20	4,40	2,15	0,24	0,48	0,51	9,23	9,23	4,18	40	45
291	1,57	3,15	1,15	0,22	0,44	0,46	7,04	7,04	2,48	65	67
298	1,51	3,02	1,90	0,21	0,42	0,42	7,10	7,10	4,57	51	50
305	1,29	2,59	0,69	0,21	0,42	0,48	6,03	6,03	1,42	58	63
314	2,20	4,40	1,77	0,25	0,50	0,50	8,83	8,83	3,53	50	50
319	3,40	6,80	2,75	0,21	0,42	0,48	15,89	15,89	5,73	20	29
326	4,27	8,55	1,55	0,24	0,48	0,49	17,58	17,58	3,14	26	27
média	1,88	3,77	1,45	0,18	0,36	0,39	10,55	10,55	3,90	47	49
desvio	0,83	1,65	0,54	0,05	0,10	0,10	3,86	3,86	1,52	20	19
min.	1,14	2,27	0,69	0,07	0,14	0,16	6,03	6,03	1,42	15	17
máx.	4,27	8,55	2,75	0,25	0,50	0,51	17,58	17,58	6,43	90	92

Tabela 5.23– Cargas volumétricas de nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-) no efluente do BAS e seus percentuais em relação às cargas volumétricas de amônia afluentes ao BAS durante a etapa 2

Dia	Amônia afluente ao BAS (kg N-Amon / m ³ .dia)	Formas nitrogenadas resultantes da conversão da amônia no efluente do BAS			
		Nitrito		Nitrato	
		(kg N-NO ₂ ⁻ / m ³ .dia)	(%)	(kg N-NO ₃ ⁻ / m ³ .dia)	(%)
214	0,28	0,03	12	0,11	39
221	0,36	0,04	12	0,13	36
228	0,38	0,02	5	0,07	20
235	0,40	0,02	5	0,03	8
242	0,37	0,06	16	0,15	45
249	0,35	0,08	22	0,15	48
256	0,16	0,00	3	0,13	90
263	0,21	0,02	11	0,11	58
270	0,35	0,03	7	0,11	31
277	0,45	0,05	11	0,18	42
284	0,51	0,05	9	0,20	42
291	0,46	0,05	11	0,25	56
298	0,42	0,04	9	0,17	39
305	0,48	0,06	12	0,23	53
314	0,50	0,04	9	0,15	29
319	0,48	0,03	6	0,09	21
326	0,49	0,02	3	0,09	19
média	0,39	0,04	10	0,14	40
desvio	0,10	0,02	5	0,06	19
min.	0,16	0,00	3	0,03	8
max.	0,51	0,08	22	0,25	90

A avaliação dos valores das taxas de carregamento orgânico e de amônia aplicadas ao sistema e ao BAS (Tabela 5.22) indica que a degradação de parcela da matéria orgânica ocorrida no reator anaeróbio foi o fator determinante para a redução da relação C/N entre o afluente do sistema e o afluente do BAS (colunas 6 e 7 da Tabela 5.22). Como na etapa 1, a redução alcançada na relação C/N não foi suficiente para garantir a relação C/N ideal para a nitrificação em biofilmes (em torno de 1); mas, durante aproximadamente 30% do período estudado nesta etapa ela se manteve abaixo de 3, valor não alcançado em nenhum momento da etapa 1. A comparação entre os valores médios obtidos para a relação C/N no afluente do BAS na etapa 1

(5,02) e na etapa 2 (3,90) indicam que com a elevação do TDH de 4 para 5 h resultou numa redução média de 78 % na relação C/N no afluente do BAS durante a etapa 2 em relação à etapa 1. Estes valores sugerem que uma alternativa para se alcançar a relação C/N ideal seria a operação do reator anaeróbio com TDH mais elevado, por exemplo, 6 h.

Conforme já indicado no item 5.3.2.2, o desempenho global do sistema quanto à remoção de matéria orgânica se manteve praticamente igual ao observado na etapa 1 após o incremento de 2 h no TDH. O mesmo não se aplicou à eficiência de conversão de amônia, como apresentado a seguir.

Para avaliar e visualizar melhor as relações entre as variações da carga amônia aplicada no BAS, da relação C/N equivalente e da conversão de amônia alcançada no BAS na etapa 2, estes valores, apresentados na Tabela 5.22, estão representados graficamente nas Figuras 5.18 a 5.20.

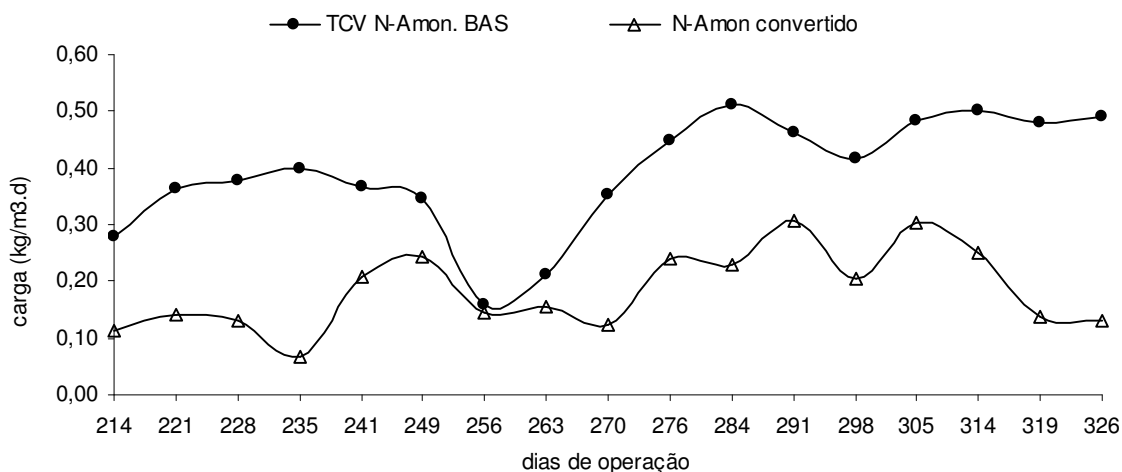


Figura 5.18 - Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do BAS e da carga de amônia convertida no BAS durante a etapa 2

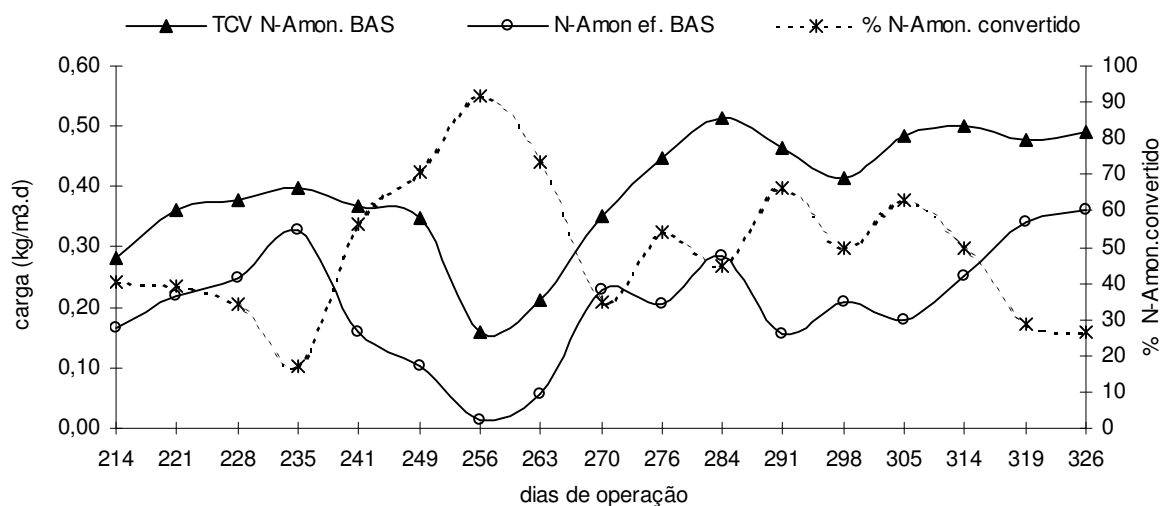


Figura 5.19 - Representação gráfica dos valores da taxa de carregamento volumétrico de amônia do BAS e da carga de amônia no efluente do BAS e da conversão de amônia alcançada, em termos percentuais, durante a etapa 2

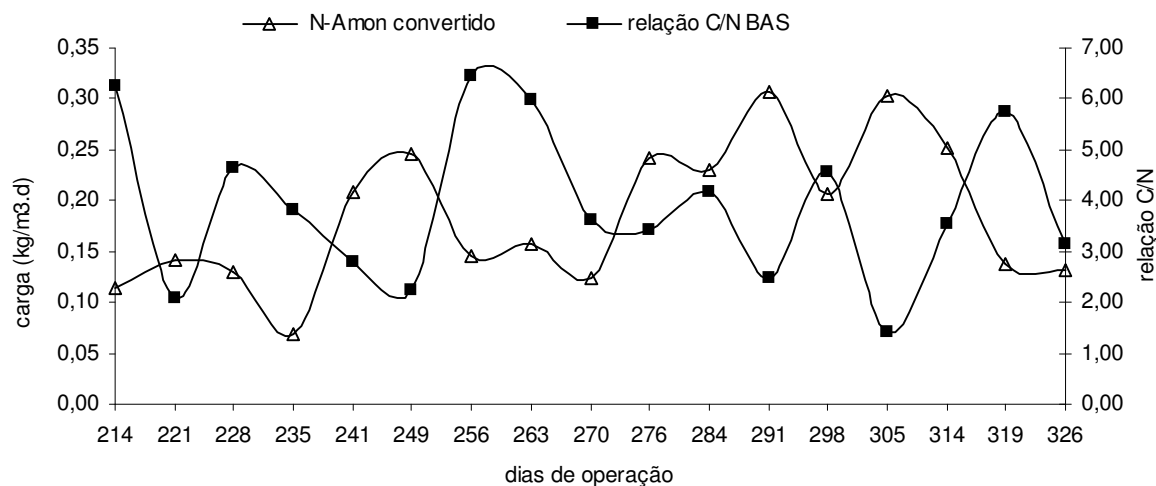


Figura 5.20 - Representação gráfica dos valores da carga de amônia convertida no BAS e da relação C/N equivalente durante a etapa 2

A eficiência média de conversão de amônia no BAS na etapa 2 foi de 49 %, contra 27 % na etapa 1. Ficou indicado assim que a influência da elevação do TDH foi muito mais significativa sobre a nitrificação do que sobre a remoção de matéria orgânica. Esta constatação é coerente com o encontrado em muitos trabalhos com sistemas combinados visando nitrificação. Torres & Foresti (2001), por exemplo, ao variar o tempo de aeração de 2 h para 10 h no sistema UASB-SBR já citado verificaram que a eficiência de remoção de amônia elevou-se de 69 % para 100 % (valor médio afluente de 39 ± 6 mg N-Amon/L). Importante observar que neste estudo o TDH no reator anaeróbio foi de 6 h, resultando numa relação C/N de 0,16 no reator afluente do BAS.

Jun *et al.* (2004) estudaram um sistema composto por UASB-BAS que alcançou 95 % de nitrificação para valores de amônia afluente variando entre 25 e 40 mg/L e TDH total de 12 h; destacam que a baixa relação C/N no reator aerado foi fator determinante para a eficiência da nitrificação.

Na etapa 2 a máxima conversão de amônia alcançada pelo BAS, em carga, foi de $0,31 \text{ kg/m}^3\text{.dia}$, para uma taxa de carregamento $0,46 \text{ kg/m}^3\text{.dia}$ (equivalente a $92,5 \text{ mg N-Amon/L}$). Estes valores representam uma eficiência de remoção de amônia de 67 %, alcançada no 291º dia de operação (gráficos 5.19 e 5.20). Ressaltase que a concentração de amônia presente no esgoto aplicado no sistema neste dia caracteriza-o como de forte concentração, segundo Metcalf & Eddy (1991).

A eficiência máxima alcançada pelo BAS foi de 92 %, verificada no 256º dia, para uma taxa de carregamento de $0,16 \text{ kg/m}^3\text{.dia}$ (equivalente a $31,8 \text{ mg N-Amon/L}$). Durante todo estudo esta foi a menor carga de amônia a que o sistema foi submetido, caracterizando o esgoto aplicado no sistema neste dia como de média concentração (METCALF & EDDY, 1991 e VON SPERLING, 1995).

Estes valores sugerem que se a configuração avaliada na etapa 2 fosse aplicada em uma estação de tratamento operando com esgoto sanitário de média concentração, a eficiência de remoção de amônia alcançada seria suficiente para que o efluente final atendesse os padrões de lançamento exigidos por lei.

A influência da relação C/N sobre a conversão de amônia no BAS pode ser avaliada pela Figura 5.20. Observa-se que elas se comportaram de forma inversamente proporcional durante a etapa 2: sempre que a relação C/N se elevou, a conversão de amônia decaiu. Este comportamento já havia sido observado na etapa 1 e perdurou durante a etapa 2. Importante destacar que as maiores cargas de amônia foram removidas quando a relação C/N era menor que 3 e quando ela chegou a 1,42 (menor valor observado durante todo monitoramento e mais próximo do ideal) a carga de amônia removida foi de 0,30 kg/m³.dia. Todos estes resultados indicam que o conceito da inibição da ação dos microrganismos nitrificadores pela elevação da relação C/N em reatores aerados se aplicou ao sistema. Também comprovaram que, no sistema FA-BAS estudado, apesar de não se ter atingido a relação C/N ideal, a nitrificação foi favorecida sempre que a relação C/N alcançou valores menores que 3.

Na Figura 5.21 tem-se a representação gráfica das cargas volumétricas de nitrito e de nitrato presentes no efluente do BAS em relação às cargas volumétricas de amônia convertidas no BAS durante a etapa 2.

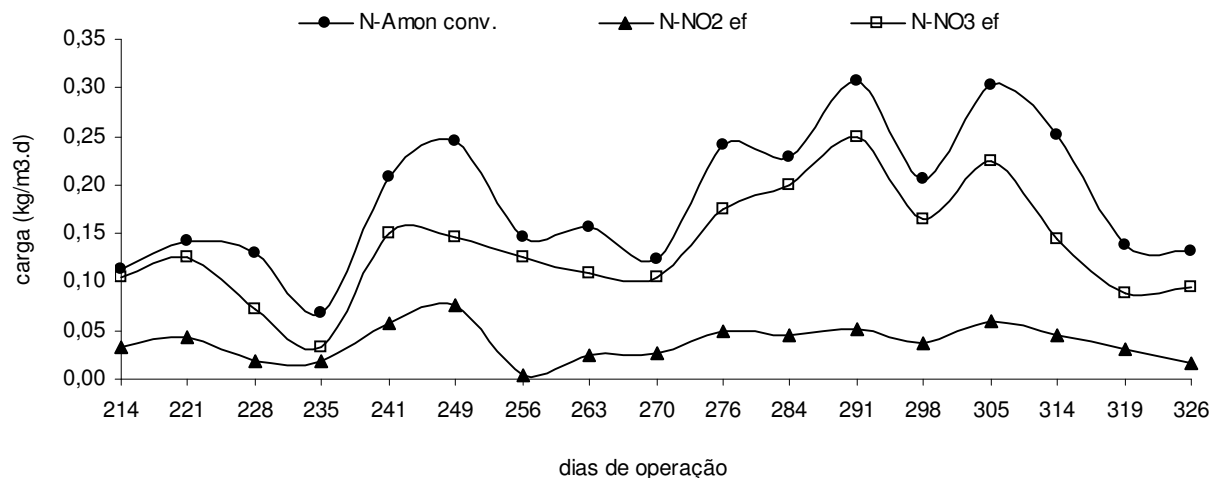


Figura 5.21 - Representação gráfica das cargas volumétricas de nitrito e de nitrato presentes no efluente do BAS em relação às cargas volumétricas de amônia convertidas no BAS durante a etapa 2.

Observando-se as cargas volumétricas de nitrato e nitrito no efluente do BAS (Figura 5.21) percebe-se que a nitratação sofreu mais oscilações que a nitrificação durante a etapa 2. Mas, ao contrário da etapa 1, em nenhum momento a nitrificação ultrapassou a nitratação. Isto indica que houve um maior equilíbrio entre a atividade das bactérias oxidadoras da amônia e do nitrito em relação à etapa 1; supostamente o maior tempo de aeração favoreceu a atividade das oxidadoras do nitrito.

Houve acúmulo de nitrito no sistema durante toda etapa 2, com uma única exceção no 256º dia. Neste dia foi alcançada também a maior eficiência de conversão de amônia em termos percentuais (92 %).

O acúmulo de nitrito, que persistiu mesmo quando a nitratação foi máxima (291º dia), leva a algumas suposições. A primeira é a de que a carga de nitrito produzida excedeu a capacidade de conversão da população de bactérias oxidadoras do nitrito existente. A segunda é a de que, mesmo com a elevação do tempo de aeração a quantidade de oxigênio disponível foi menor que a requerida por esta população para realizar a oxidação de todo nitrito a nitrato. Para avaliar esta hipótese, sem elevar o TDH do BAS, uma alternativa seria a aplicação de oxigênio puro no sistema.

5.4 Avaliação microbiológica

5.4.1 Estimativa do NMP de bactérias amonificadoras

Os valores obtidos nos exames microbiológicos realizados para estimar as populações de bactérias amonificadoras presentes no esgoto bruto e no efluente do BAS estão apresentadas na Tabela 5.24.

Tabela 5.24 – Estimativa do NMP de bactérias amonificadoras no esgoto bruto e no efluente do FA

Dia de operação	Bactérias amonificadoras (NMP / mL)	
	Afluente (esgoto bruto)	Efluente do FA
182	$3,5 \times 10^{13}$	$2,3 \times 10^{11}$
209	$1,6 \times 10^{15}$	$1,7 \times 10^{11}$
252	$2,2 \times 10^{14}$	$7,0 \times 10^{10}$
272	$1,1 \times 10^{14}$	$1,7 \times 10^{11}$

Na Figura 5.22 está a representação gráfica dos valores obtidos nos exames microbiológicos realizados para estimar as populações de bactérias amonificadoras no esgoto bruto e no efluente do BAS.

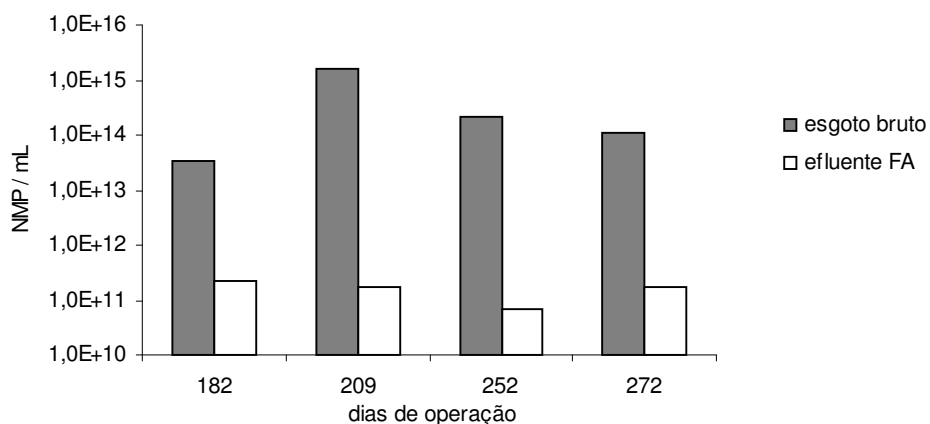


Figura 5.22 - Representação gráfica da estimativa do NMP de bactérias amonificadoras no esgoto bruto e no efluente do BAS.

Uma explicação provável para a redução observada entre a população de bactérias amonificadoras no esgoto bruto e no efluente do FA é a limitação decorrente da baixa concentração do substrato essencial ao metabolismo destes microrganismos (nitrogênio orgânico) no FA.

O monitoramento do nitrogênio em suas diversas formas, realizado ao longo do estudo de desempenho do sistema, indicou que as concentrações de nitrogênio orgânico, que já eram pequenas no esgoto bruto, tornavam-se ainda mais reduzidas no efluente do FA. Isto sugere que a atividade biológica das amonificadoras presentes no esgoto bruto mantinha-se durante o período em que o esgoto bruto ficava estocado, promovendo a conversão da maior parcela de nitrogênio orgânico a amônia. No interior do FA, ocorria a conversão da pequena parcela de nitrogênio orgânico ainda disponível e, muito provavelmente, a falta de substrato causou a extinção dos microrganismos e a redução da população no efluente.

Os resultados dos exames microbiológicos indicaram que a população de bactérias amonificadoras no esgoto bruto variou entre 10^{13} a 10^{15} indivíduos/mL, garantindo a manutenção do processo de amonificação, necessário para o posterior estabelecimento da nitrificação no BAS. Dentre todo material consultado para elaboração da revisão bibliográfica não foi encontrada nenhuma referência quanto às populações destes microrganismos em amostras de esgoto ou em sistemas de tratamento.

5.4.2 Estimativa do NMP de bactérias nitrificantes oxidadoras da amônia e oxidadoras do nitrito.

Os valores obtidos nos exames microbiológicos realizados para estimar as populações de bactérias oxidadoras da amônia e oxidadoras do nitrito presentes no biofilme do BAS estão apresentados nas Tabelas 5.25 a 5.28.

Os resultados representam as estimativas das populações de microrganismos nas diferentes profundidades da camada de material suporte que preenchia o BAS. A amostra do cesto 1 representa a primeira camada a ter contato com o afluente, e assim sucessivamente, até o cesto 4, representativo da camada mais próxima à saída do

efluente. As populações foram expressas em função da massa de sólidos voláteis de biofilme (NMP/g STV) e da superfície de meio colonizada (NMP/m²).

Tabela 5.25 – Estimativa do NMP de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 1ª análise, com TDH de 4 horas.

dia de operação	amostra	bactérias nitrificantes			
		oxidadoras da amônia		oxidadoras do nitrito	
		NMP/g STV	NMP/m ²	NMP/g STV	NMP/m ²
182	Cesto 1	$6,2 \times 10^7$	$5,6 \times 10^9$	$1,6 \times 10^5$	$1,4 \times 10^7$
	Cesto 2	$1,3 \times 10^8$	$5,6 \times 10^9$	$2,1 \times 10^6$	$8,9 \times 10^7$
	Cesto 3	$1,2 \times 10^8$	$1,0 \times 10^{10}$	$9,4 \times 10^5$	$7,8 \times 10^7$
	Cesto 4	$5,6 \times 10^7$	$1,8 \times 10^9$	$1,0 \times 10^7$	$3,3 \times 10^8$

Tabela 5.26 – Estimativa do NMP de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 2ª análise, com TDH de 4 horas.

dia de operação	amostra	bactérias nitrificantes			
		oxidadoras da amônia		oxidadoras do nitrito	
		NMP/g STV	NMP/m ²	NMP/g STV	NMP/m ²
209	Cesto 1	$2,0 \times 10^9$	$2,9 \times 10^{10}$	$2,0 \times 10^7$	$2,9 \times 10^8$
	Cesto 2	$7,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^{10}$	$2,7 \times 10^7$	$5,6 \times 10^8$
	Cesto 3	$1,0 \times 10^9$	$2,6 \times 10^{10}$	$2,2 \times 10^7$	$5,6 \times 10^8$
	Cesto 4	$1,7 \times 10^9$	$2,4 \times 10^{10}$	$1,3 \times 10^8$	$1,9 \times 10^9$

Tabela 5.27 – Estimativa do NMP de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 3ª análise, com TDH de 5 horas

dia de operação	amostra	bactérias nitrificantes			
		oxidadoras da amônia		oxidadoras do nitrito	
		NMP/g STV	NMP/m ²	NMP/g STV	NMP/m ²
252	Cesto 1	$7,1 \times 10^{10}$	$1,8 \times 10^{12}$	$1,8 \times 10^6$	$4,4 \times 10^7$
	Cesto 2	$6,3 \times 10^9$	$2,1 \times 10^{11}$	$2,7 \times 10^6$	$8,9 \times 10^7$
	Cesto 3	$3,5 \times 10^{10}$	$1,8 \times 10^{12}$	$4,3 \times 10^5$	$2,2 \times 10^7$
	Cesto 4	$7,9 \times 10^{10}$	$1,8 \times 10^{12}$	$1,5 \times 10^7$	$3,3 \times 10^8$

Tabela 5.28 – Estimativa do NMP de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS – 4ª análise, com TDH de 5 horas.

dia de operação	amostra	bactérias nitrificantes			
		oxidadoras da amônia		oxidadoras do nitrito	
		NMP/g STV	NMP/m ²	NMP/g STV	NMP/m ²
272	Cesto 1	•5,9 x 10 ¹²	•1,8 x 10 ¹⁴	1,5 x 10 ⁷	4,4 x 10 ⁸
	Cesto 2	6,2 x 10 ¹⁰	3,0 x 10 ¹²	9,2 x 10 ⁶	4,4 x 10 ⁸
	Cesto 3	2,3 x 10 ¹⁰	7,3 x 10 ¹¹	2,1 x 10 ⁷	6,7 x 10 ⁸
	Cesto 4	5,1 x 10 ¹⁰	1,6 x 10 ¹²	7,3 x 10 ⁶	2,2 x 10 ⁸

A fim de possibilitar uma avaliação geral de todos os valores apresentados nas Tabelas 5.25 a 5.28 foi elaborada a Tabela 5.29, na qual estão apresentadas as médias populacionais obtidas para os cestos 1 a 4 em cada estimativa e o TDH correspondente.

Tabela 5.29– Médias dos valores de NMP de bactérias nitrificantes no biofilme do BAS

TDH	dia de operação	bactérias nitrificantes (valores médios)			
		oxidadoras da amônia		oxidadoras do nitrito	
		NMP/g STV	NMP/m ²	NMP/g STV	NMP/m ²
4 h	182	9,3 x 10 ⁷	5,7 x 10 ⁹	3,4 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁸
	209	1,1 x 10 ⁸	2,4 x 10 ¹⁰	3,6 x 10 ⁷	8,2 x 10 ⁸
5 h	252	4,8 x 10 ¹⁰	1,4 x 10 ¹²	4,9 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁸
	272	1,5 x 10 ¹²	4,6 x 10 ¹³	1,3 x 10 ⁷	4,4 x 10 ⁸

As representações gráficas dos resultados obtidos nos exames microbiológicos realizados para estimar as populações de bactérias oxidadoras da amônia e oxidadoras do nitrito presentes no biofilme do BAS estão apresentadas nas Figuras 5.23 e 5.24.

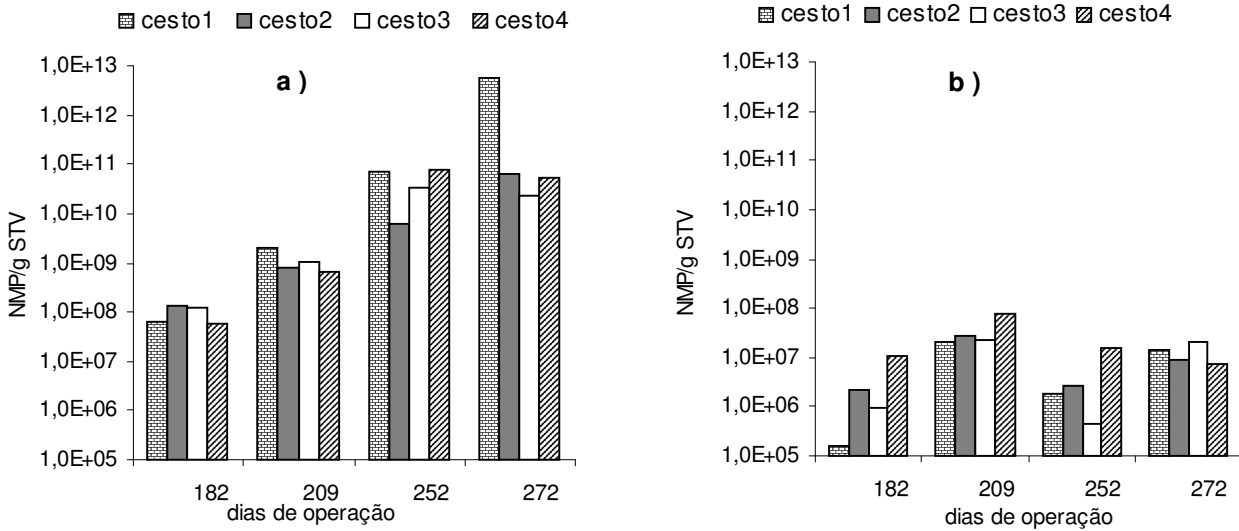


Figura 5.23 – Representação gráfica da estimativa do NMP de bactérias oxidadoras da amônia (a) e oxidadoras do nitrito (b) no biofilme do BAS, em NMP/g STV.

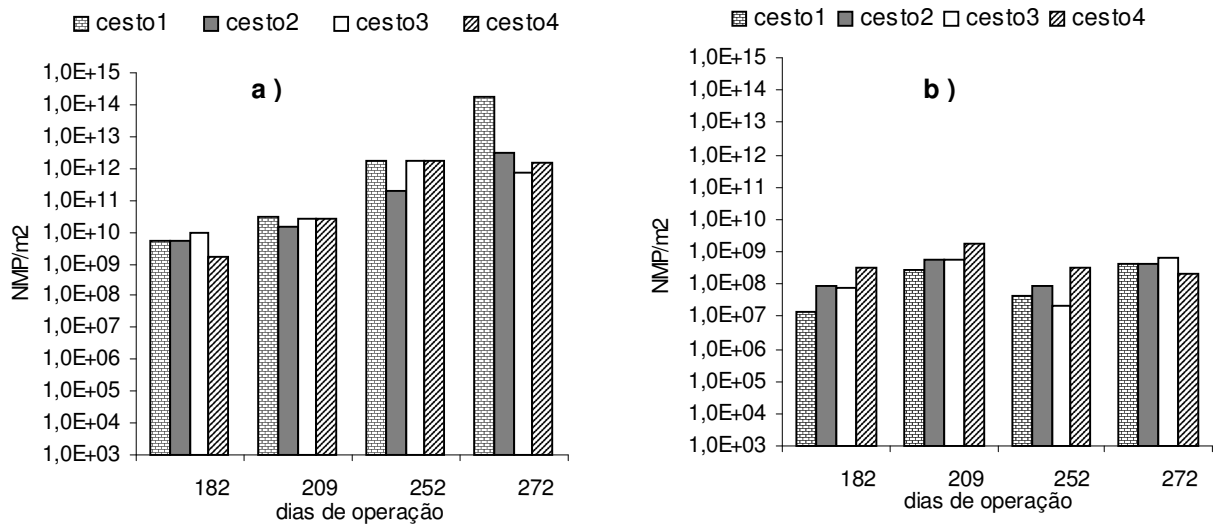


Figura 5.24 – Representação gráfica da estimativa do NMP de bactérias oxidadoras da amônia (a) e oxidadoras do nitrito (b) no biofilme do BAS, em NMP/m².

A partir das representações gráficas apresentadas nas Figuras 5.23 e 5.24 é possível observar que o crescimento da população das bactérias oxidadoras da amônia predominou no decorrer do período estudado. Os valores médios para estes microrganismos (Tabela 5.23) indicaram que o crescimento médio entre a primeira e a última estimativa (período de 90 dias) foi da ordem de 5 log para o NMP/g STV e 4 log para o NMP/m² de meio suporte.

Para as oxidadoras do nitrito o comportamento foi diferente. Houve crescimento da 1ª para a 2ª estimativa, seguida de uma redução na 3ª estimativa. Na 4ª estimativa voltou a haver crescimento, retomando valores próximos aos encontrados na 2ª estimativa. Os valores médios populacionais para estes microrganismos (Tabela 5.23) indicaram uma oscilação de 1 log, com o número de organismos variando entre 10⁶ e 10⁷ NMP/g STV. Considerando-se a densidade populacional por área de biofilme, as populações mantiveram-se estáveis durante o período avaliado (em média 10⁸ NMP/m²).

Os resultados obtidos por Marchetto (2001) em um reator compartimentado, com biomassa suspensa, operando com TDH total de 6 h e 2 h de aeração intermitente, foi em média de 10⁶ organismos/g SSV para oxidadoras da amônia e de 10⁷ organismos/g SSV para oxidadoras do nitrito. Santos (2004), estimou as populações de nitrificantes em biofilme aderido a cavilhas de madeira, operando o sistema com e sem adição de oxigênio puro. Na primeira situação a população de oxidadoras da amônia foi da ordem de 10⁷ NMP/g SSV e a das oxidadoras do nitrito foi da ordem de 10³ NMP/g SSV. Após a adição de oxigênio puro e um tempo de aeração de 2,8 h as populações se igualaram, com 10⁵ NMP/g SSV.

No sistema FA-BAS estudado observa-se que as populações das oxidadoras do nitrito foram menores que as das oxidadoras da amônia em todas as estimativas realizadas. Esta diferença entre as populações pode ser uma possível explicação para o acúmulo de nitrito verificado durante a maior parte do período em que se realizou o monitoramento das diversas formas de nitrogênio no efluente do BAS (conforme apresentado no item 5.3.2.3).

Por outro lado, relacionando as populações de bactérias nitrificantes com a eficiência de nitrificação alcançada nos diferentes TDH (Tabelas 5.29, 5.19 e 5.23)

percebe-se que, apesar da população média de oxidadoras de nitrito ter se mantido estável para ambos TDH, a taxa de nitrificação elevou-se quando o TDH subiu de 4 para 5 h. Pode-se concluir então que a atividade das oxidadoras do nitrito realmente estava sendo inibida quanto o sistema operou com TDH de 4 h.

Relacionando estes valores aos obtidos por Santos após a adição de oxigênio puro, a hipótese de que o fator de inibição foi a transferência de oxigênio fica ainda mais reforçada. Baseado nestas constatações, e levando em conta que a aplicação de oxigênio puro em sistemas de tratamento vem se tornando cada vez mais usual, esta alternativa parece ser totalmente viável para o sistema FA-BAS estudado e sugere que a eficiência da nitrificação poderia ser incrementada.

Os resultados representados nos gráficos das Figuras 5.23 e 5.24 permitem ainda observar que houve uma tendência das populações de bactérias oxidadoras do nitrito se concentrarem na camada mais superior da camada suporte, representadas pelos resultados das amostras do cesto 4. Como o fluxo do BAS tende ao pistonado e a nitratação é a última etapa da nitrificação, teoricamente, as concentrações de nitrito tenderiam a ser mais elevadas na porção final do reator. Assim sendo, a maior disponibilidade deste substrato essencial poderia ter favorecido a proliferação das oxidadoras do nitrito nas camadas superiores do biofilme. Seguindo este mesmo raciocínio, supõe-se que a disponibilidade de matéria orgânica seria menor na camada superior, reduzindo a atividade das bactérias heterotróficas e favorecendo atividade das oxidadoras do nitrito. A realização paralela da estimativa das populações de bactérias heterotróficas nas amostras do biofilme talvez tivesse possibilitado a comprovação desta suposição, ficando como sugestão para trabalhos futuros.

Outro aspecto a ser considerado é a altura da camada suporte. Se esta tendência observada para as oxidadoras do nitrito de terem maior atividade nas camadas superiores do biofilme for realmente uma característica destes microrganismos, a altura da camada suporte pode ter sido um fator limitante da nitrificação no reator estudado. Talvez um reator semelhante, mas com uma camada de meio suporte mais e alta operando com as mesmas taxas de carregamento volumétrico possa alcançar uma maior eficiência da nitratação, e da nitrificação como um todo.

Todas estas observações, obtidas a partir dos resultados dos exames microbiológicos, demonstram a validade e a utilidade destes resultados para uma avaliação mais detalhada de sistemas biológicos de tratamento visando nitrificação, apesar da demanda de tempo requerida. Os resultados microbiológicos apresentados neste estudo demandaram um período de 120 dias para permitir uma avaliação do desempenho do sistema para diferentes TDH. Uma sugestão de implantação de rotina de análises seria a realização dos exames microbiológicos mensalmente, sendo necessários pelo menos 3 resultados consecutivos para se obter uma avaliação mais detalhada do sistema, conjuntamente com os resultados do monitoramento dos parâmetros químicos usualmente empregados.

5.4.3 Contagem de *Nitrosomonas sp* e *Nitrobacter sp*

Os resultados obtidos a partir da aplicação da técnica para contagem em placa de *Nitrosomonas sp* e *Nitrobacter sp*, conforme o método de Ford (1980), não foram satisfatórios.

Em 4 inoculações realizadas não houve nenhum crescimento nas placas, mesmo mantendo-as incubadas por um tempo maior que o indicado no método, que era de 1 semana.

Na 3^a e na 5^a tentativas, coincidentemente, houve crescimento somente na amostra de biofilme do cesto 4, para um tempo de incubação de 3 semanas.

Algumas possíveis causas para os problemas enfrentados na aplicação desta metodologia podem ser consideradas. Não se pode descartar a possibilidade de erro humano na aplicação da metodologia. Deve-se considerar também que a metodologia original foi aplicada em amostras de lodos ativados.

Os resultados obtidos para a contagem de *Nitrosomonas sp* e *Nitrobacter sp* estão apresentados na Tabela 5.30.

Tabela 5.30 – Valores obtidos para contagem de *Nitrosomonas sp* e *Nitrobacter sp*, pela técnica do plaqueamento seletivo, em amostras de biofilme coletadas no cesto 4 do BAS

Dia de operação (TDH)	<i>Nitrosomonas sp</i>		<i>Nitrobacter sp</i>	
	UFC/g STV	UFC/m ²	UFC/g STV	UFC/m ²
209 (4 h)	$1,3 \times 10^8$	$1,8 \times 10^9$	$8,6 \times 10^7$	$1,2 \times 10^9$
272 (5 h)	$1,3 \times 10^7$	$4,1 \times 10^8$	$4,7 \times 10^6$	$1,4 \times 10^8$

Os valores obtidos pela técnica do plaqueamento seletivo e os obtidos pela técnica do NMP estão apresentados nas Tabelas 5.31 e 5.32.

Tabela 5.31 – Comparativo entre os valores obtidos na contagem de *Nitrosomonas sp* (pela técnica do plaqueamento seletivo) e os valores obtidos na estimativa do NMP bactérias oxidadoras da amônia (pela técnica dos tubos múltiplos) em amostras de biofilme em amostras de biofilme coletadas no cesto 4 do BAS

Dia de operação (TDH)	<i>Nitrosomonas sp</i>		Oxidadoras da amônia	
	UFC/g STV	UFC/m ²	NMP/g STV	NMP/m ²
209 (4 h)	$1,3 \times 10^8$	$1,8 \times 10^9$	$1,7 \times 10^9$	$2,4 \times 10^{10}$
272 (5 h)	$1,3 \times 10^7$	$4,1 \times 10^8$	$5,1 \times 10^{10}$	$1,6 \times 10^{12}$

Tabela 5.32 – Comparativo entre os valores obtidos na contagem de *Nitrobacter sp* (pela técnica do plaqueamento seletivo) e os valores obtidos na estimativa do NMP bactérias oxidadoras da amônia (pela técnica dos tubos múltiplos) em amostras de biofilme em amostras de biofilme coletadas no cesto 4 do BAS

Dia de operação (TDH)	<i>Nitrobacter sp</i>		Oxidadoras do nitrito	
	UFC/g STV	UFC/m ²	NMP/g STV	NMP/m ²
209 (4 h)	$8,6 \times 10^7$	$1,2 \times 10^9$	$1,3 \times 10^7$	$1,9 \times 10^9$
272 (5 h)	$4,7 \times 10^6$	$1,4 \times 10^8$	$7,3 \times 10^6$	$1,4 \times 10^8$

A representação gráfica dos resultados obtidos para *Nitrosomonas sp* e *Nitrobacter sp* pela técnica do plaqueamento seletivo, em conjunto com os resultados obtidos para oxidadoras da amônia e oxidadoras do nitrito pela técnica do NMP, permite visualizar melhor a relação entre eles (Figuras 5.25 e 5.26).

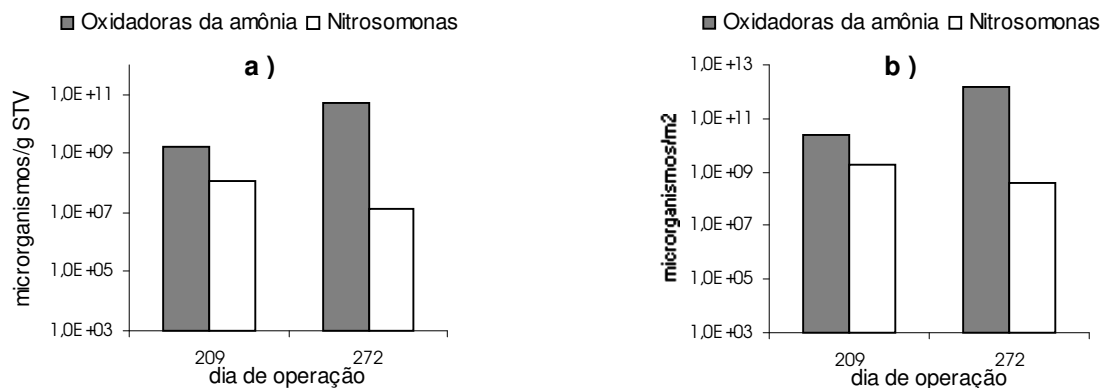


Figura 5.25 - Representação gráfica da comparação entre os valores obtidos para as estimativas das populações de bactérias oxidadoras da amônia e *Nitrosomonas sp* no cesto 4 do BAS, em função da massa (a) e da área de biofilme (b).

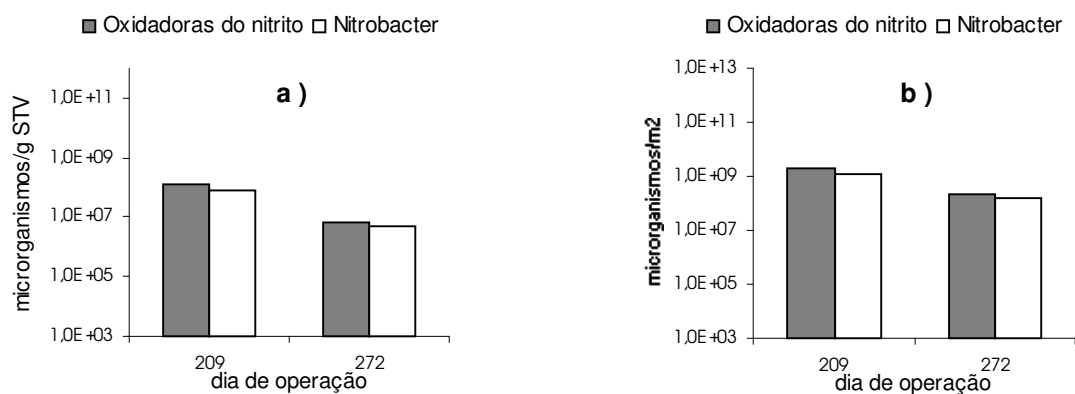


Figura 5.26 - Representação gráfica da comparação entre os valores obtidos para as estimativas das populações de bactérias oxidadoras do nitrito e *Nitrobacter sp* no cesto 4 do BAS, em função da massa (a) e da área de biofilme (b).

Na hipótese de que os resultados obtidos para contagem de *Nitrosomonas sp* pela técnica do plaqueamento seletivo sejam válidos, a comparação entre estes e aqueles obtidos pela técnica do NMP (Figura 5.25) sugerem a existência de outras espécies de bactérias oxidadoras da amônia além de *Nitrosomonas sp*. Os outros gêneros de oxidadoras da amônia encontrados em sistemas de tratamento e citados em outros trabalhos são: *Nitrospira*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosococcus*. (BITTON, 1994; DAIMS *et al.*, 2000; ROBINSON *et al.*, 2003).

Fazendo-se a mesma comparação entre *Nitrobacter sp* oxidadoras do nitrito (Figura 5.26), os resultados sugerem que *Nitrobacter sp* teria sido a espécie predominante no biofilme do BAS. Na grande maioria dos trabalhos pesquisados, este gênero é considerado como único em sistemas de tratamento, indicando assim concordância com os resultados. Mas, Daims e *et al.* (2000) e Robinson *et al.* (2003) citam que os gêneros *Nitrospira* e *Nitrococcus* têm sido encontrados em sistemas de tratamento de esgotos desde o final dos anos 90, devido à aplicação de outras técnicas.

5.4.4 Informações complementares

Neste item são apresentadas algumas informações sobre a microfauna encontrada no biofiltro aerado submerso durante o estudo. São fotos obtidas a partir de microscopia ótica e algumas informações referentes ao significado da presença de cada organismo em sistemas biológicos de tratamento de efluentes.

As bactérias características de sistemas biológicos com aeração são predominantemente heterotróficas; as espécies filamentosas podem ter seu tamanho variando desde 10 µm a mais de 800 µm, sendo assim muitas são facilmente visíveis ao microscópio ótico. *Zooglea ramigera* produz bainha gelatinosa, agregando matéria orgânica e outros microrganismos que formam o floco biológico. A pouca

disponibilidade de matéria orgânica na forma suspensa na superfície do reator aerado estudado é a responsável pela pequena dimensão dos flocos observados (Figura 5.27).

Os protozoários ciliados livre natantes são importantes na produção de efluentes mais limpos e clarificados por se alimentarem de bactérias, protozoários flagelados, e dos próprios flocos. (Figura 5.28).

Aspidisca costata (Figura 5.29) é um protozoário ciliado livre natante, predador de flocos, encontrado em sistemas onde se processa a nitrificação (BRANCO, 1986); foi o predominante no BAS.

Foram observados raros ciliados sésseis (gênero *Vorticella*). Estes microrganismos dependem de flocos bem formados para se fixarem, e quando presentes em pequena quantidade indicam que o sistema já se encontra estável. Rotíferos e nematóides (Figura 5.30) são os últimos a se desenvolverem, indicando também estabilidade do sistema (BRANCO, 1986).

A observação que mais surpreendeu foi a dos copépodes, encontrados em grande quantidade nos interstícios do meio suporte (Figura 5.31). Os *Copepoda* são microcrustáceos de grande importância no plâncton de água doce e marinha. Tavares & Rocha (2003) citam que a alimentação dos copépodes de água doce constitui-se principalmente de nanofitoplâncton, mas bactérias e detritos podem funcionar como fonte adicional ou alternativa. A subordem *Cyclopoida* domina nos ambientes mais eutrofizados. Considerando as elevadas concentrações de nitrogênio no esgoto tratado no sistema, talvez esta seja uma explicação para seu desenvolvimento no interior reator. Branco (1986) cita que ovos de copépodes são capazes de atravessar os filtros das ETA, desenvolvendo-se na rede de distribuição e podendo assim ser encontrados em suspensão nas águas tratadas.

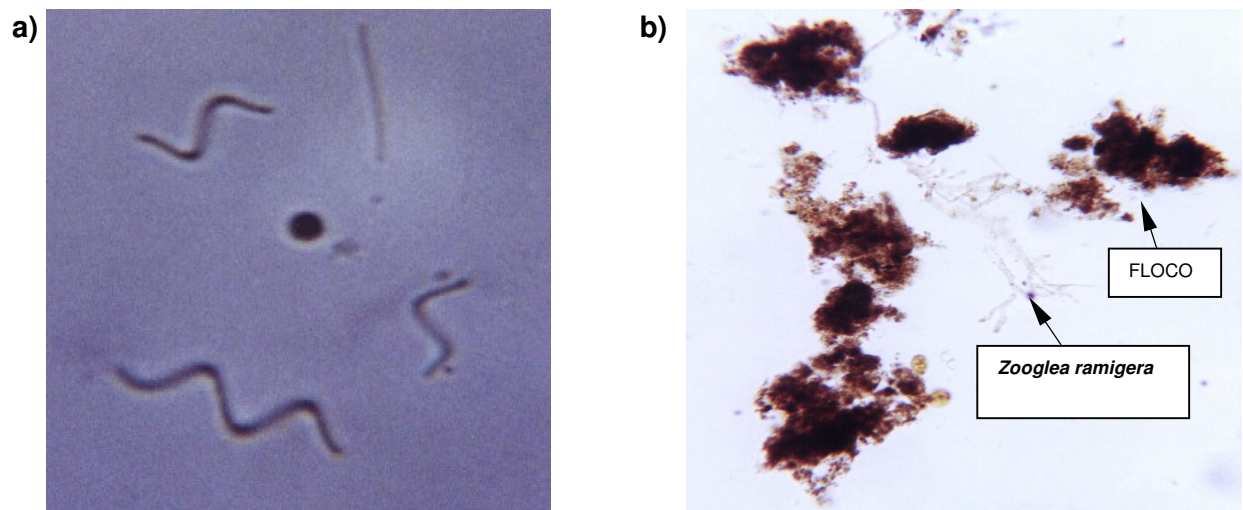


Figura 5.27 – Bactérias filamentosas espiraladas, aumento 400 x (a), *Zooglia ramigera* (bactéria formadora de floco) e floco biológico, aumento 100 x (b).

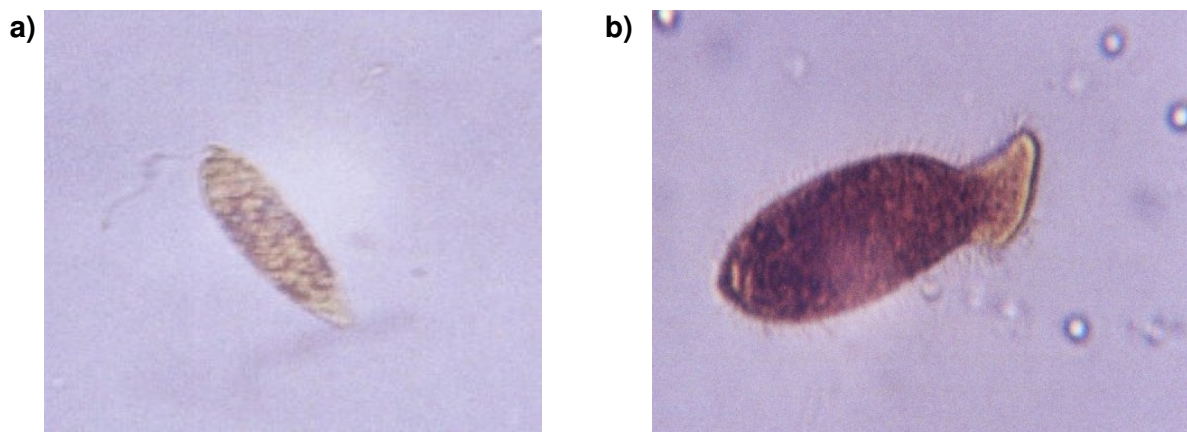


Figura 5.28 – Protozoário flagelado, aumento 400 x (a) e protozoário ciliado livre natante, aumento 100 x (b).

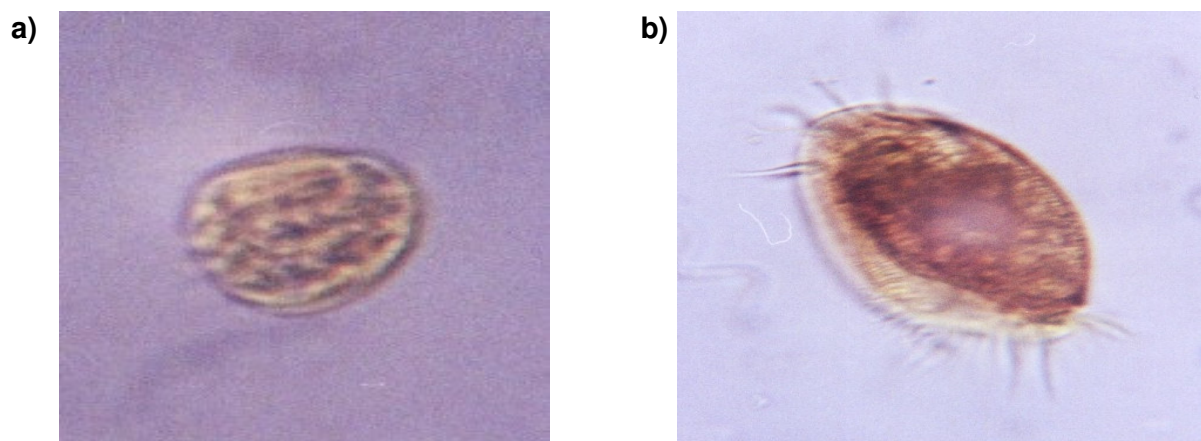


Figura 5.29 - .Protozoário ciliado *Aspidisca costata*, aumento 100 x (a) e 400 x (b)



Figura 5.30 – Nematóide (aumento 100 x).



Figura 5.31 - *Copépoda*, semelhante à subordem *Cyclopoida* (aumento 50 x).

6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

6.1 Conclusões

6.1.1 Estudo hidrodinâmico

Dentre as configurações de fluxo avaliadas no estudo hidrodinâmico do sistema FA-BAS a que apresentou resultados mais satisfatórios para todos os parâmetros e modelos matemáticos teóricos avaliados foi aquela em que ambos reatores operaram com fluxo ascendente. Ficou demonstrado também que esta configuração resultou num modelo hidráulico com forte tendência ao fluxo pistonado e dispersão moderada.

6.1.2 Estudo da partida

O sistema FA-BAS apresentou maior estabilidade em relação às variáveis físicas e químicas avaliadas durante a partida quando comparado aos resultados do FA isoladamente. Enquanto o FA atingiu a estabilidade por volta do 54^º dia, o sistema FA-BAS teve sua partida por volta do 28^º dia.

6.1.3 Avaliação microbiológica das populações de microrganismos amonificadores e nitrificantes.

Os resultados dos exames microbiológicos indicaram que a população de bactérias amonificadoras no esgoto bruto variou entre 10^{13} a 10^{15} indivíduos/mL, garantindo a amonificação, necessária para o posterior estabelecimento da nitrificação no BAS.

O crescimento da população das bactérias oxidadoras da amônia foi em média de 5 log para o NMP/g STV (elevando-se de 10^7 para 10^{12} indivíduos/g SST) e de 4 log para o NMP/m² de meio suporte (elevando-se de 10^9 para 10^{13} indivíduos/m²) no decorrer do período estudado (90 dias).

Para as oxidadoras do nitrito houve uma oscilação de 1 log para o número de indivíduos, com a população média variando entre 10^6 e 10^7 indivíduos/g STV. Considerando-se a densidade populacional por área de biofilme, as populações mantiveram-se estáveis durante o período avaliado (em média 10^8 indivíduos/m²).

A constatação de que a taxa de nitrificação foi maior após a elevação do TDH enquanto a população de oxidadoras do nitrito manteve-se estável sugeriu que a atividade destes microrganismos foi inibida quando sistema operou com 4 h de aeração. A hipótese que ficou mais reforçada foi a de que a transferência de oxigênio para o biofilme pode ter sido dificultada pelo menor tempo de contato e/ou pela alta relação C/N, que indiretamente teria induzido à proliferação de bactérias heterotróficas, mais ávidas por oxigênio.

A avaliação das populações presentes nas diferentes profundidades da camada de meio suporte indicou uma tendência das oxidadoras do nitrito de se concentrarem na porção superior (últimos 5 cm).

Todas estas conclusões foram baseadas nos resultados obtidos a partir da aplicação da técnica do NMP. A aplicação da técnica do plaqueamento seletivo não proporcionou a obtenção resultados satisfatórios e em quantidade suficiente para elaboração de conclusões, mas indicou ser válida a realização de estudos mais detalhados. A grande vantagem de se comprovar a viabilidade de se aplicar este método no monitoramento de sistemas de tratamento estaria no menor tempo requerido

para obtenção dos resultados (1 semana contra 4 semanas no método do NMP), resultando em maior agilidade e rapidez na sua avaliação e operação.

6.1.4 Etapa 1 da avaliação do desempenho do sistema

Nesta etapa o sistema FA-BAS foi operado com um TDH total de 8 h, sendo 4 h em cada reator.

A taxa de carregamento orgânico do sistema variou entre 1,28 e 2,69 kg/m³.dia, com média de $1,89 \pm 0,61$ kg/m³.dia. A remoção de matéria orgânica, estimada em função da DQO, manteve-se acima de 80 % durante o monitoramento, com mínimo de 81 % e máximo de 97 % (média de 86 ± 6 %). O valor médio da DQO no efluente final foi de 87 ± 46 mg O₂/L. Admitindo-se uma relação de aproximadamente 3:1 entre DQO e DBO (conforme estimativa realizada a partir dos dados obtidos durante o monitoramento do sistema), o sistema FA-BAS atendeu às recomendações para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio (GONÇALVES *et al*, 2001) e os padrões de lançamento em corpos d'água na esfera federal (CONAMA 20/86) e do Estado de São Paulo (Lei 997/76 – art.18).

Ficou demonstrado também que, conforme esperado para um sistema combinado visando nitrificação, houve remoção da maior parcela de matéria orgânica no reator anaeróbio. Apesar disso, a relação C/N no BAS variou entre 3,69 e 7,19, com média de $5,02 \pm 0,24$, mantendo-se acima do valor ideal para nitrificação em biofilmes (em torno de 1).

Para remoção de sólidos a eficiência de remoção foi de 84 a 98 % (média de 93 ± 5 %) para SST e de 83 a 98 % (média de 92 ± 6 %) para SSV. Os valores médios no efluente foram $27,1 \pm 12,2$ para SST e $21,6 \pm 9,8$ para SSV. Considerando-se os parâmetros para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, (GONÇALVES *et al*, 2001), onde a eficiência de remoção esperada para sólidos suspensos é de 85 a 95 %, os resultados obtidos na etapa 1 foram muito bons.

A taxa de carregamento de N-amoniaco do BAS variou entre 0,27 e 0,42 kg/m³.dia, com média de 0,33 ± 0,05 kg/m³.dia. A eficiência de remoção de amônia variou entre 11 e 50 %, com média de 27 ± 14 %. Da amônia removida, em média, 13 ± 16 % foi convertida a nitrito e 20 ± 8 % foi convertida a nitrato.

Avaliando-se a adequação do efluente do sistema aos padrões de lançamento para nitrito e nitrato (1 mg N-NO₂/L e 10 mg N-NO₃/L, respectivamente), os resultados foram insatisfatórios na etapa 1. As concentrações efluentes de nitrito variaram entre 1,2 e 31,3 mg/L e as de nitrato entre 4,0 e 15,7 mg/L.

6.1.5 Etapa 2 da avaliação do desempenho do sistema

Nesta etapa o sistema FA-BAS foi operado com um TDH total de 10 h, sendo 5 h em cada reator.

A taxa de carregamento orgânico do sistema variou entre 1,14 e 4,27 kg/m³.dia, com média de 1,88 ± 0,83 kg/m³.dia. A remoção de matéria orgânica, estimada em função da DQO, manteve-se acima de 80% durante o monitoramento, com mínimo de 82%, máximo de 97% e média de 87 ± 4 %. O valor médio da DQO no efluente final foi de 89 ± 32 mg O₂/L. Para DBO, a eficiência de remoção do sistema oscilou entre 86 e 95 %, com média de 91 %. Estes valores atenderam plenamente aos parâmetros para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio (GONÇALVES *et al*, 2001), onde as eficiências de remoção esperadas são de 80 a 90 % para DQO e de 85 a 95 % para DBO.

Considerando-se os padrões de lançamento em corpos d'água na esfera federal (CONAMA 20/86) e do Estado de São Paulo (Lei 997/76 – art.18), na etapa 2 o sistema FA-BAS atendeu facilmente à recomendação mais restritiva (DBO máxima de 60 mg O₂/L). Durante o monitoramento da etapa 2 os valores de DBO efluente variaram entre 17 e 40 mg O₂/L, resultado considerado excelente.

Para remoção de sólidos a eficiência de remoção foi de 85 a 98%, com média de 91 ± 4 % tanto para SST como para SSV. Os valores médios no efluente foram 29,5 ± 11,5 para SST e 24,5 ± 9,8 para SSV. Considerando-se os parâmetros para

dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio (GONÇALVES *et al*, 2001), onde a eficiência de remoção esperada para sólidos suspensos é de 85 a 95 %, os resultados obtidos no monitoramento da etapa 2 foram muito bons.

Conclui-se que, para o sistema FA-BAS estudado, a eficiência de remoção de matéria orgânica praticamente não se alterou quando o TDH elevou-se de 8 para 10 h e se o sistema tivesse sido concebido visando somente remoção de matéria orgânica, poderia operar com o TDH de 8 h. No entanto, a elevação do TDH influenciou satisfatoriamente a nitrificação.

A relação C/N no BAS variou entre 1,42 e 6,43, com média de $3,90 \pm 1,52$. A comparação entre os valores médios obtidos para a relação C/N no afluente do BAS na etapa 1 (5,02) e na etapa 2 (3,90) indicam que com a elevação do TDH de 4 para 5 h resultou numa redução média de 78 % na relação C/N. Estes valores sugerem que uma alternativa para se alcançar a relação C/N ideal (em torno de 1) seria a operação do reator anaeróbio com TDH mais elevado, por exemplo, 6 h. Apesar de não se ter atingido a relação C/N ideal (em torno de 1), os resultados obtidos durante o monitoramento indicaram que a nitrificação foi favorecida sempre que a relação C/N atingiu valores menores que 3.

A taxa de carregamento de N-amoniaco do BAS variou entre 0,16 e 0,51 kg/m³.dia, com média de $0,39 \pm 0,10$ kg/m³.dia. A eficiência de remoção de amônia variou entre 15 e 90 %, com média de 47 ± 20 %. Da amônia removida, em média, 10 ± 5 % foi convertida a nitrito e 40 ± 19 % foi convertida a nitrato.

Avaliando-se a capacidade de nitrificação do sistema, indicada pela eficiência de conversão de amônia, foi verificada elevação de 49 % quando o TDH mudou de 8 para 10 h. Os fatores decorrentes da elevação do TDH que foram mais determinantes para a melhora na eficiência foram a diminuição da relação C/N no BAS, promovida pelo FA, e o maior tempo de aeração a que o BAS foi submetido (de 4 h para 5 h, ou 25 %).

A partir dos resultados obtidos durante o monitoramento do sistema FA-BAS concluiu-se que esta concepção foi adequada à nitrificação, quando aplicada ao tratamento de esgoto sanitário com média concentração de amônia (em torno de 30 mg/L). Indicou ainda ter grande potencial para tratar esgotos mais concentrados (acima de 50 mg N-Amon/L).

6.2 Sugestões para trabalhos futuros

Com base nas avaliações dos resultados obtidos no decorrer deste trabalho é possível indicar algumas sugestões para trabalhos futuros:

- operar o sistema com a aplicação de oxigênio puro para favorecer a transferência de oxigênio no biofilme e a nitrificação;
- manter o TDH de 10 h, operando cada reator com diferentes TDH (por exemplo, 6h no FA e 4h no BAS), visando reduzir o valor da relação C/N no reator aerado para no máximo 1;
- reduzir o diâmetro do BAS, aumentando a altura da camada suporte, aproveitando a indicação de que populações das bactérias oxidadoras do nitrito se concentraram nas camadas mais superiores de biofilme;
- realizar avaliação mais detalhada do método do plaqueamento seletivo para *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* quanto à viabilidade de se aplicar este método no monitoramento de sistemas de tratamento, conjuntamente com os parâmetros físicos e químicos;
- realizar novo estudo hidrodinâmico para avaliar o comportamento do sistema após a formação do biofilme, comparando-o com aquele observado no estudo inicial sem biofilme.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação** : Rio de Janeiro, 1997.

ABREU, S.B. **Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário usando espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa** São Carlos, 2003. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

AISSE, M.M.; LOBATO, M.B.; BONA, A.A.; BARBOSA, L.P.; ALÉM SOBRINHO, P.A. Avaliação do sistema reator UASB e biofiltro aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 8. II052.

ALEXANDER, M. Most probable number method for microbial populations. *in*: MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2 ed. Winsconsin, USA: Madison, 1982. Part 2. Chemical and microbiological properties. p. 815-821.

ANDRADE, D.S.; MIYAZAWA, M.; HAMAKAWA, P.J. Microrganismos amonificadores e nitrificadores. *in*: HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), 1994. Parte IV- Outras bactérias do solo. Cap.17. p. 355-367.

ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S.; SRINATH, F.G. Inhibition of nitrification of ammonia and nitrous acid. **J. Water Pollution Control Fed.**, v. 48, n. 5, p. 938-945, 1976.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington, D.C., USA, 1998.

ARCEIVALA, S.J. **Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control**. New York: Marcel Dekker, 1981. 892 p.

BHAMIDIMARRI, R.S.M. Adsorption and attachment of microorganisms to solid support *in*: TYAGI, R.D.; VEMBU, K. (Ed.). **Wastewater treatment by immobilized cells**. Boca Raton: CRC, Press, 1990. Cap.2. p. 29-44.

BILLO, E.J. **Excel for chemists: a comprehensive guide**. USA: Wiley-VHC, Inc., 1997. 454 p.

BITTON, G. Role of microorganisms in biogeochemical cycles. in: **Wastewater Microbiology**. Estados Unidos: Wiley-Liss, Inc., 1994. cap.3. p. 51-73.

BODIK, I.; KRATOTCHVIL, K.; GASPARIKOVA, E.; HUTNAN, M. Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment. **Bioresource Technology**, v. 86, p. 79-84, 2003.

BOLLER, M.; TSCHUI, M.; GUJER, W. Effects of transient nutrient concentrations im tertiary biofilm reactors. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 1, p. 101-109, 1997.

BORREGAARD, V.R. Experience with nutrient removal in a fixed-film system at full-scale wastewater treatment plants **Water Science and Technology**, v. 36, n. 1, p. 129-137, 1997.

BRANCO, S.M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3 ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640 p.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Terrotório Nacional **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 30/07/86.

BROCK, T.D.; MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, P. **Biology of microrganisms**. 7 ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1994. 909 p.

BRYERS, J.D. Modelling biofilm accumulation. in: BAZIN, M.J.; DROSSER, J.I. (Ed.). **Physiological models in microbiology**. Boca Raton: CRC, Press, 1998. v.2. p. 109-144. *apud* ABREU, S.B. **Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário usando espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa** São Carlos, 2003. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CALLADO, N. **Reatores seqüenciais em batelada em sistemas anaeróbio-aeróbio tratando esgoto sanitário sintético e com remoção de nutrientes**. São Carlos, 2001. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo *apud* ABREU, S.B. **Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário usando espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa** São Carlos, 2003. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CAMARGO, S.A.R.; NOUR, E.A.A. Bamboo as an anaerobic medium effect of filter column heigh. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 63-70, 2001.

CHERNICARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997. 246 p. (Príncípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5.)

CHERNICARO, C.A.L.(COORD.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios** Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. 544 p.

COCHET, N.; LEBEAULT, J.M.; VIJAYALAKSHMI, M.A. Physicochemical aspects of cell adsorption. in: TYAGI, R.D.; VEMBU, K. (Ed.). **Wastewater treatment by immobilized cells**. Boca Raton: CRC, Press, 1990. Cap.1. p. 1-28.

COSTERTON, J.W., LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D.E.; KORBER, D.R.; LAPPIN-SCOTT, H.M. Microbial biofilms. **Annual Reviews in Microbiology**, v. 49, p. 711-745, 1995.

DAIMS, H.; NIELSEN, P.H.; NIELSEN, J.L.; JURETSCHKO, S.; WAGNER, M. Novel *Nitrospira*-like bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilm from wastewater treatment plants: diversity and *in situ* physiology. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 4-5, p. 85-90, 2000.

DEL POZO, R.; DIEZ, V. Organic matter removal in combined anaerobic-aerobic fixed-film bioreactors. **Water Research**, v. 37, p. 3561-3568, 2003.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O.E. Volatile acids by direct titration. **J. Water Pollution Control Fed.**, v. 33, n. 4, p. 357-365, 1961.

DOWNING, A.L. **Selected subjects in waste treatment**. 3 ed. : Delft, IHE, 1978. *apud* VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997. 211 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2.)

ECKENFELDER, W.W. **Industrial water pollution control**. New York: McGraw-Hill, 1989. 400 p.

FORD, D.L.; CHURCHWELL, R.L.; KACHTICK, J.W. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters. **Journal WPCF**, v. 52, n. 11, p. 2726-2746, Nov 1980.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. in: CHERNICARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. Cap.4. p. 171-271.

GONÇALVES, R. F.; PASSAMANI, F. R. F.; SALIM, F.P.; DA SILVA, A.L. B.; MARTINELI, G.; BAUER, D. G. Associação de um reator UASB e Biofiltro Aerados Submersos para tratamento de esgoto sanitário. in: CHERNICARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Coletânea de Trabalhos Técnicos - Vol 1**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2000. V.1. p. 119-134.

HIORNS, W.D.; HASTINGS, R.C.; HEAD, I.M.; MCCARTHY, A.J.; SUANDERS, J.C.; RICKUP, R.W.; HALL, G.H. Amplification of 16S ribosomal RNA genes of autotrophic ammonia-oxidising bacteria demonstrates that the ubiquity of nitrosospiras in the environment. **Microbiology**, n. 141, p. 2793-2800, 1995.

JUN, H.B.; PARK, S.M.; PARK, J.K.; CHOI, C.O.; LEE, J.S. Nitrogen removal in an upflow sludge blanket reactor combined by aerobic filtration systems. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 5-6, p. 191-197, 2004.

KIM, D.J.; CHANG, J.S.; LEE, D.I.; HAN, D.W.; YOO, I.K.; CHA, G.C. Nitrification of high strength ammonia wastewater and nitrite accumulation characteristics. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 11, p. 45-51, 2003.

KUMAR, S.; NICHOLAS, D.J.D. Proton electrochemical gradients in washed cells of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter agilis*. **J. Bacteriol.**, v. 154, n. 1, p. 65-71, 1983, *apud* MARCHETTO, M. **Remoção de nutrientes do efluente de reator anaeróbio utilizando reatores microaeróbio e com aeração intermitente seguidos de flotação por ar dissolvido**. São Carlos, 2001. 238f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

LAZAROVA, V.; MANEM, J. Biofilm characterization and activity analysis in wastewater treatment. **Water Research**, Great Britain, v. 29, n. 10, p. 2227-2245, 1995.

LAZAROVA, V.; CAPDEVILLE, B.; NIKOLOV, L. Biofilm performance of a fluidized bed biofilm reactor for drinking water denitrification. **Water Science and Technology**, v. 26, n. (3/4), p. 555-566, 1992.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 67, p. 3-28, 1995.

LEVENSPIEL, O. Cálculo de reatores. in: **Engenharia das reações químicas**. São Paulo: Edgar Blucher Ltda., 1974. V.2. p. 207-481.

MARCHETTO, M. **Remoção de nutrientes do efluente de reator anaeróbio utilizando reatores microaeróbio e com aeração intermitente seguidos de flotação por ar dissolvido** São Carlos, 2001. 238 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MAURET, M.; PAUL, E.; PUECH-COSTES, E.; MAURETTE, M.T.; BAPTISTE, P. Application of experimental research methodology to the study of nitrification in mixed culture **Water Science and Technology**, v. 34, n. 1-2, p. 245-252, 1996.

MEADOWS, P.S. The attachment of bacteria to solid surfaces. **Arch. Microbiol.**, n. 75, p. 374-387, 1971.
MENDONÇA, N.M. **Tratamento de esgoto sanitário empregando reator de leito expandido em escala plena com zonas anaeróbia e aeróbia sobrepostas: concepção, construção e operação**. São Carlos, 2004. 264f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse**. 3 ed. New York: Mc Graw-Hill, 1991. 1334 p.

MOZES, N.; MARCHAL, F.; HERMESSE, M.P.; VAN HAECHT, J.L.; REALIAUX, L.; LEONARD, A.J.; ROUXHET, P.G. Immobilization of microorganisms by adhesion: interplay of electrostatic and nonelectrostatic interactions. **Biotechnol. Bioeng.**, n. 30, p. 439-460, 1987.

MURGEL, G.M.; LION, L.W.; ACHESON, C.; SHULER, M.L.; EMERSON, D.; GHIORSE, W. Experimental apparatus for selection of adherent microorganisms under stringent growth conditions **Appl. Envir. Microbiol.**, n. 57, p. 1987-1996, 1991.

NASCIMENTO, M.C.P.; CHERNICARO, C.A.L.; BEJAR, D.O. Filtros biológicos aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. in: CHERNICARO, A.A.L. (Coord). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - coletânea de trabalhos técnicos - Vol 1**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2000. p. 107-118.

NOUR, E.A.A., CORAUCCI F^o, B.; FIGUEIREDO, R.F.; STEFANUTTI, R., CAMARGO, S.A.R. Estudo hidrodinâmico de um filtro anaeróbio utilizando o bambu como meio suporte in: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo : coletânea de trabalhos técnicos**. São Carlos: Projeto PROSAB, 2000. p. 200-208.

OGA, T.; SUTHERSAN, S.; GANCZARCZYK, J.J. Some properties of aerobic biofilms. **Envir. Technol.**, n. 12, p. 431-440, 1991.

SANTOS, P.I. **Remoção de DQO e de nitrogênio, e estudo dos consórcios microbianos em sistema com três reatores sobrepostos, em série, alimentado com esgoto sanitário** São Carlos, 2004. 369 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PELADAN, J.G.; LEMMEL, H.; PUJOL, R. High nitrification rate with upflow biofiltration. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 1-2, p. 347-353, 1996.

PUJOL, R.; CANLER, J.P.; IWEMA, A. Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process. **Water Science and Technology**, v. 26, n. (3/4), p. 693-702, 1992.

REBHUM, M.; ARGAMAN, Y. Evaluation of hydraulic efficiency of sedimentation basis. **ASCE Journal of Sanitary Engineering**, v. 91, n. 5, p. 37-45, 1965.

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

ROBINSON, K.G.; DIONISI, H.M.; HARMS, G.; LAYTON, A.C.; GREGORY, I.R.; SAYLER, G.S. Molecular assessment of ammonia- and nitrite-oxidizing bacteria in full-scale activated sludge wastewater. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 8, p. 119-126, 2003.

SÃO PAULO. Lei nº 997 de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo.

SENTHILNATHAN, P.R.; GANCZARCZYK, J.J. Application of biomass carriers in activated sludge process. in: TYAGI, R.D.; VEMBU, K. (Ed.). **Wastewater treatment by immobilized cells**. Boca Raton: CRC, Press, 1990. Cap.5. p. 103-142.

SIEBE, M.A.; CHARACKLIS, W.G. Observations of binary populations biofilms. **Biotechnol. Bioengng**, n. 37, p. 778-789, 1991.

SILVA, G.M.; WANKE, R.; SANT'ANA, T.D.; PEGORETTI, J.M.; GONÇALVES, R.F. Pequenas estações "anaeróbio-aeróbio" de alta taxa para tratamento secundário de esgoto sanitário no Brasil. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. **Anais**. México: AIDIS., 2002. p. 1-8. CD-ROM.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; ROCHA, O. **Produção de Plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para Alimentação de Organismos Aquáticos**. São Carlos: RiMa, 2003. 106 p.

SOUSA, J.T. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio sequencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. São Carlos, 1996. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo *apud* ABREU, S.B. **Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário usando espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa** São Carlos, 2003. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SPEITEL, G.E.; DIGIANO, F.A. Biofilm shearing under dynamic conditions **J. Envir. Engng**, n. 113, p. 464-475, 1987.

TORRES, P.; FORESTI, E. Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 247-253, 2001.

TURK, O.; MAVINIC, D.S. Maintaining nitrite build up in a system acclimated to free ammonia. **Water Research**, v. 23, p. 1383-1388, 1989.

VALDÉS, M.S.E.; PAPAYANOPOULOS, L.M. Estudio de nitrification y desnitrification de un efluente secundario nitrogenado de carga variable. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun, México. **Anais**. Mexico: AIDIS, 2002. p. 1-8. CD-ROM.

VALLERO, M.V. **Avaliação da atividade biológica das células livres e imobilizadas formadas em um reator anaeróbio**. São Carlos, 1999. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. *apud* ABREU, S.B. **Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário usando espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa** São Carlos, 2003. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate** : John Wiley and Sons, 1994. 222 p.

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodos ativados** Campina Grande: Epgraf, 1999. 488 p. *apud* ABREU, S.B. **Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário usando espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa** São Carlos, 2003. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; JETTEN, M.S.M. Microbiological conversions in nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 1, p. 1-7, 1998.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; VAN BENTHUM, W.A.J.; HEIJNEN, J.J. Integration of nitrification and denitrification in biofilm airlift suspension reactors. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 4-5, p. 97-103, 2000.

VIEIRA, L.G.T.; FAZOLO, A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Integrated horizontal-flow anaerobic and aerobic reactors for the removal of organic matter and nitrogen from domestic sewage. **Envir. Technol.**, v. 5, p. 51-58, 2003.

VILLAVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F.; LACALLE, M.L.; GARCIA, P.A. Influence of the suspended and attached biomass on the nitrification in a two submerged biofilters in series system **Water Science and Technology**, v. 41, n. 4-5, p. 169-176, 2000.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997. 211 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2.)

WEF - WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. Reactor Dynamics. in: **Design manual: municipal wastewater disinfection**. USA: U.S.EPA, 1986. Cap.4. p. 61-99.

YANG, W.; VOLLERTSEN, J.; HVITVED-JACOBSEN, T. Nitrite accumulation in the treatment of wastewaters with high ammonia concentration **Water Science and Technology**, v. 48, n. 3, p. 135-141, 2003.

YE, R. W.; THOMAS, S. M. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. **Current Opinion in Microbiology**, v. 4, p. 307-312, 2001.

YU, Q.J.; XU, H.; YAO, D.; WILLIAMS, P. Development of a two-stage flexible fibre biofilm reactor for treatment of food processing wastewater. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 11, p. 189-194, 2003.

ANEXO A – Metodologias utilizadas nas determinações físicas e químicas

1 Alcalinidade parcial, segundo Ripley, 1985

Titular 50 mL da amostra com uma solução padronizada de H_2SO_4 - 0,1 N até pH = 5,75. Expressar o resultado a partir da equação :

$$\text{AP (mg CaCO}_3\text{/L)} = (N_{\text{ac}} \times V_{\text{ac}}) \times 50.000 / V_{\text{am}}$$

onde:

N_{ac} = normalidade da solução ácida em eq/L;

V_{ac} = volume de solução ácida gasto para titular a amostra do pH inicial até pH = 5,75, em mL;

V_{am} = volume de amostra, em mL;

50.000 = fator de conversão de eq/L para mg CaCO_3 /L.

Observação: para determinação da alcalinidade total, continuar a titulação, na mesma amostra, até alcançar pH = 4,5

2 Ácidos Graxos Voláteis, segundo DiLallo, 1961.

Transferir 50 mL da amostra para um béquer.

Ajustar o pH para 3,0 com solução de H_2SO_4 - 0,1 N.

Manter em ebulição por min, em chapa aquecedora com agitação.

Resfriar a amostra até temperatura ambiente.

Eleva o pH para 4,0 com solução de NaOH – 0,05 N.

Titular com solução padronizada de NaOH – 0,05 N até pH = 7,0.

Anotar o volume gasto e proceder os cálculos conforme a equação:

$$\text{AGV (mgHAc/L)} = (V_{\text{b}} \times N_{\text{b}}) \times 60.000 / V_{\text{am}}$$

onde:

N_b = normalidade da solução básica em eq/L;

V_b = volume de solução básica gasto para titular a amostra do pH = 4,0 até pH = 7,0, em mL;

V_{am} = volume de amostra, em mL;

60.000 = fator de conversão de eq/L para mg HAc/L.

Observação: a determinação pode ser feita com a amostra utilizada para determinação de alcalinidade parcial e/ou total.

3. Metodologias APHA, segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20^a ed.,1998

No quadro 1.1 estão especificados os métodos, com seus respectivos códigos, utilizados para determinação dos parâmetros físicos e químicos durante a fase experimental deste trabalho.

Parâmetro	Método	Códigos APHA
Sólidos totais	Gravimétrico	2540-E
Sólidos suspensos	Gravimétrico	2540-D e E
Alcalinidade total	Titulométrico	2320-B
Nitrogênio amoniacal	Titulométrico	4500 NH ₃ -B e C
Nitrogênio orgânico	Titulométrico	4500 Org C 4500 NH ₃ - C
Nitrito	Colorimétrico	4500 NO ₂ -B
Demanda química de oxigênio	Colorimétrico	5220-D
Demanda bioquímica de oxigênio	Teste 5 dias	5210-B

ANEXO B – Procedimentos e metodologias adotados na execução dos exames microbiológicos.

1 Procedimento para coleta de amostras do biofilme.

Para cada amostra a ser coletada esterilizar:

- um frasco de vidro com capacidade de 300 mL e tampa esmerilhada (tipo DBO ou equivalente) contendo uma porção de pérolas de vidro (aproximadamente 50);
- 100 mL de água para diluição estéril (conforme item 2.2)
- uma pinça metálica.

Remover os cestos coletores que se encontram instalados no interior do BAS, puxando-os pela alça de nylon presa a eles.

Com o auxílio de uma pinça estéril coletar aleatoriamente 10 anéis do primeiro cesto e transferir para o frasco estéril.

Adicionar 100 mL de água para diluição estéril, fechar e agitar vigorosamente por +/- 3min para que haja o desprendimento do biofilme.

Repetir o procedimento para os outros cestos. Substituir os anéis removidos por outros da camada suporte adjacente.

Proceder as diluições decimais sucessivas necessárias para cada exame microbiológico, conforme indicado no item 2

2 Procedimento para preparo das diluições decimais sucessivas

2.1 Preparo das soluções-tampão estoque

- solução-estoque de fosfato dibásico de potássio : diluir 34,8 g de K_2HPO_4 em 1 L de água deionizada e esterilizar em autoclave (121° C por 20 min). Manter sob refrigeração.
- solução estoque de fosfato diácido de potássio : diluir 27,2 g de KH_2PO_4 em 1 L de água deionizada e esterilizar em autoclave (121° C por 15min). Manter sob refrigeração.

2.2 Preparo da água para diluição

Transferir para um balão volumétrico de 1000 mL uma alíquota de 4 mL da solução-estoque de K_2HPO_4 e uma alíquota de 1 mL da solução-estoque de KH_2PO_4 . Completar o volume com água deionizada.

Distribuir porções de 90 mL em frascos com tampa autoclaváveis. A capacidade dos frascos deve adequada para permitir a posterior homogeneização das amostras (entre 150 e 250 mL).

Esterilizar em autoclave (121° C por 15 min) com as tampas frouxas. Fechar as tampas enquanto os frascos ainda estiverem quentes e deixar esfriar.

As águas para diluição podem ser mantidas sob refrigeração por até 1 semana.

2.3 Preparo das diluições decimais sucessivas

Preparar os frascos com água para diluição conforme item 2.1

Transferir, com pipeta estéril e assepticamente, uma alíquota de 10 mL da amostra inicial para um frasco contendo água para diluição estéril. Fechar e agitar para homogeneizar.

A partir desta primeira diluição repetir o procedimento sucessivamente até alcançar o número de diluições requeridas pelo exame a ser realizado.

Observação:

É difícil precisar a faixa de diluição requerida para cada amostra e para cada análise, já que cada sistema de tratamento apresenta características particulares. Recomenda-se, sempre que possível, inocular 2 ou 3 diluições “extras” para cada amostra, criando assim uma margem de segurança maior.

3 Estimativa da população de microrganismos amonificadores, segundo Sarathchandra, 1978.

A técnica empregada é a dos tubos múltiplos e a estimativa da população é obtida estatisticamente a partir da tabela do NMP (número mais provável)

O meio de cultura consiste de sais minerais, uma fonte de nitrogênio orgânico e um indicador de pH.

O fundamento do método está na detecção da conversão do nitrogênio orgânico à amônia pelos microrganismos presentes na amostra inoculada. A elevação do pH causada pela presença da amônia leva à mudança de cor do indicador, e do meio de cultura, de laranja para rosa.

3.1 Preparação do meio de cultura

Ácido casamino, arginina ou caseína hidrolisada -	10,00 g
Extrato de levedura -	0,10 g
Fosfato de potássio monoácido (K_2HPO_4) -	1,00 g
Sulfato de magnésio ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$) -	0,10 g
Sulfato ferroso ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) -	0,01 g
Sulfato de manganês ($MnSO_4 \cdot 4H_2O$) -	0,01 g
Vermelho de fenol -	0,02 g
Água deionizada -	1000 mL

Diluir e ajustar o pH para 6,5 com solução de KOH ou HCl - 0,1 N.

Distribuir alíquotas de 4mL em tubos de ensaio. Fechar e esterilizar em autoclave a 121° C e 1,5 atm por 15 min.

3.2 Procedimento analítico e avaliação dos resultados

Preparar os tubos com meio de cultura conforme indicado no item 3.1.

Preparar as diluições da amostra conforme indicado no item 2.

Escolher no mínimo 5 diluições. A partir de cada diluição transferir, com pipeta estéril, 1 mL para um tubo contendo meio de cultura. Repetir a operação até inocular 5 tubos para cada diluição.

Incubar todos os tubos a 28° C e no escuro por 5 dias.

Aos 3 dias realizar uma avaliação preliminar, verificando para cada série de diluição o número de tubos que apresentaram alteração da cor laranja para rosa e registrando-os como positivos.

Retornar os tubos negativos para a incubação e ao completar 5 dias realizar a avaliação final, registrando o total de tubos positivos para cada série de diluição.

Estimar a população de microrganismos amonificadores utilizando as tabelas de NMP . Expressar os resultados em NMP/100 mL.

4. Estimativa da população de microrganismos nitrificantes, segundo Schmidt & Belser, 1982.

A técnica empregada é a dos tubos múltiplos e a estimativa da população é obtida estatisticamente a partir da tabela do NMP (número mais provável)

O fundamento do método está na detecção da oxidação dos compostos de nitrogênio presentes nos meios de cultura pelos microrganismos existentes na amostra inoculada.

4.1 Preparo dos meios de cultura

Por serem meios de cultura livres de precipitados, seu preparo é facilitado pela preparação prévia de soluções-estoque estéreis, mantidas sob refrigeração.

Composto químico	Massa para 200mL de solução-estoque (gramas)	Meio de cultura (mL de solução-estoque/L de meio)	
		Oxidadores do amônio	Oxidadores do nitrito
(NH ₄)SO ₄	10,0000	10,0	-
KNO ₂	1,7000	-	1,0
CaCl ₂ .2H ₂ O	2,6800	1,0	1,0
MgSO ₄ .7H ₂ O	8,0000	1,0	5,0
K ₂ HPO ₄	6,9600	-	0,4
KH ₂ PO ₄	5,4400	7,5	1,0
Ferro quelado:		1,0	1,0
FeSO ₄ .7H ₂ O	0,4920		
EDTA dissódico	0,6620		
Microelementos:		1,0	1,0
NaMoO ₄ .2H ₂ O	0,0200		
MnCl ₂ .4H ₂ O	0,0400		
CoCl ₂ .6H ₂ O	0,0004		
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,0200		
CuSO ₄ .5H ₂ O	0,0040		
Azul de bromotimol	8,0000	10,0	-

- Oxidadores do amônio: diluir em água deionizada e ajustar o pH entre 7,0 e 7,2 com NaOH-1 N.
- Oxidadores do nitrito: diluir em água deionizada e ajustar o pH entre 7,2 e 7,4 com NaOH-1 N.

Distribuir alíquotas de 4mL em tubos de ensaio. Fechar e esterilizar em autoclave a 121° C e 1,5 atm por 15 min.

4.2 Reagentes

Reagentes de Griess-Ilosvay para detecção de nitrito:

- “diazotizing reagent”: dissolver 0,5 g de sulfanilamida em HCl-2,4N. Armazenar sob refrigeração.
- “coupling reagent”: dissolver 0,3 g de N-(naphthyl)-ethylenediamine hydrochloride em 100mL de HCl - 0,12 N. Armazenar em frasco âmbar e sob refrigeração.

4.3 Procedimentos analíticos

4.3.1 Inoculação e incubação das amostras

Preparar os tubos para os 2 meios de cultura, conforme indicado no item 4.1.

Preparar as diluições da amostra conforme indicado no item 2.

Escolher no mínimo 5 diluições. A partir de cada diluição transferir, com pipeta estéril, 1mL para um tubo contendo meio de cultura. Repetir a operação até inocular 5 tubos para cada diluição e para cada meio de cultura.

Incubar todos os tubos a 28° C e no escuro por 28 dias. Realizar avaliações preliminares semanais a partir da segunda semana, conforme indicado no item 4.3.2.

Ao final do período de incubação realizar novas avaliações e anotar para cada série de diluição o número total de tubos positivos

4.3.2 Avaliações

- **Oxidadores do amônio**

São considerados positivos os tubos onde a cor do meio de cultura mudou de azul para amarela. A alteração na cor do indicador deve-se à diminuição do pH, causada pela oxidação do amônio.

- **Oxidadores do nitrito**

São considerados positivos os tubos onde ocorreu oxidação do nitrito a nitrato.

Verificar esta condição empregando os reagentes de Griess-Ilosvay, da seguinte forma: transferir assepticamente 2 gotas de cada tubo inoculado para um tubo vazio e adicionar 1 gota de cada reagente. A ausência de cor indica que o nitrito presente no meio foi oxidado pelos microrganismos presentes na amostra, e o tubo é registrado como positivo.

O aparecimento da cor rosa significa que o nitrito não foi oxidado e o tubo é registrado como negativo. Retornar os tubos negativos à incubação e repetir a avaliação semanalmente até o final do período.

4.4 Expressão dos resultados

A partir do número total de tubos positivos obtidos estimar a população de microrganismos oxidadores do amônio e oxidadores do nitrito utilizando a tabela de NMP. Expressar os resultados em NMP/100 mL.

5. Contagem de *Nitrossomonas sp* e *Nitrobacter sp* pela técnica do plaqueamento seletivo, segundo Ford et al., 1980.

A técnica empregada é a do plaqueamento em superfície (*spread plate*) em um meio de cultura diferenciado e específico para cada microrganismo.

O fundamento do método é a promover a formação de colônias isoladas, a partir dos microrganismos presentes na amostra diluída e inoculada (princípio das Unidades Formadoras de Colônia), permitindo sua visualização e contagem, com a expressão dos resultados em UFC/mL.

5.1 Preparo dos meios de cultura

5.1.1 Meio básico

Por serem meios de cultura livres de precipitados, seu preparo é facilitado pela preparação prévia de soluções-estoque estéreis, mantidas sob refrigeração.

Os cálculos foram feitos para o preparo de 100 mL de cada solução-estoque, conforme a seguinte composição:

K ₂ HPO ₄ -	10,00 g
MgSO ₄ .7H ₂ O -	2,00 g
FeSO ₄ .7H ₂ O -	0,50 g
CaCl ₂ .2H ₂ O -	0,20 g
MnCl ₂ .4H ₂ O -	0,02 g
NaMoO ₄ .2H ₂ O -	0,01 g
Água deionizada -	100 mL

Preparar o volume necessário de cada meio básico diluindo volumes adequados de cada solução-estoque em água deionizada, na proporção de 1 mL para cada 100 mL. (por exemplo: pipetar 5 mL de cada solução e completar para 500 mL).

A partir do meio básico preparar os meios seletivos para *Nitrosomonas sp* e *Nitrobacter sp*.

5.1.2 Meio seletivo para *Nitrosomonas sp*

Para cada 100 mL de meio básico adicionar 0,15 g de NH_4Cl e 0,5g de CaCO_3 .

Ajustar o pH entre 7,0 e 7,2 com solução de HCl - 0,1 N.

Transferir para erlenmeyer e adicionar ágar para solidificação do meio (1,5 g/100 mL).

Fechar com tampão de algodão e esterilizar em autoclave a 121° C e 1,5 atm por 15 min.

Distribuir em placas de Petri estéreis porções suficientes para formar uma camada de aproximadamente 5mm de altura. As placas com meio solidificado podem ser preparadas previamente e mantidas sob refrigeração, envolvidas em papel filme ou papel alumínio, por até 1 semana.

Antes de inocular a amostra manter as placas por pelo menos 1 h em estufa a 35° C para secagem da superfície.

5.1.3 Meio seletivo para *Nitrobacter sp*

Para cada 100mL de meio básico adicionar 0,3 g de NaNO_2 .

Ajustar o pH entre 7,2 e 7,4 com solução de HCl - 0,1 N.

Transferir para erlenmeyer e adicionar ágar para solidificação do meio (1,5 g/100 mL).

Fechar com tampão de algodão e esterilizar em autoclave a 121° C e 1,5 atm por 15 min.

Distribuir em placas conforme indicado no item 5.1.2.

5.2 Procedimentos analíticos

5.2.1 Inoculação e incubação das amostras

Preparar as placas com meio sólido, conforme indicado no item 5.1

Preparar as diluições da amostra conforme indicado no item 2. Escolher no mínimo 3 diluições.

A partir de cada diluição proceder a inoculação em superfície transferindo, com pipeta estéril, 0,1 mL para a placa. Espalhar o inóculo com alça de Drigalski por toda superfície do meio. Preferentemente fazer duplicatas para cada diluição.

Após secagem incubar as placas invertidas a 28° C e no escuro por 7 dias.

Ao final do período de incubação realizar a contagem das colônias, identificando-as conforme o item 5.3, e expressar os resultados conforme indicado no item 5.4

5.3 Observação das colônias

- ***Nitrosomonas sp***: as colônias são pequenas, compactas, bem definidas e de cor acastanhada.
- ***Nitrobacter sp***: as colônias são pequenas, compactas, isoladas, com formas irregulares e de cor acastanhada.

5.4 Expressão dos resultados

Multiplicar o número de colônias encontrado por placa pelo fator equivalente à diluição inoculada e expressar a população de *Nitrosomonas sp* e *Nitrobacter sp* em UFC/mL

Tabela do NMP e limites. com 95% de confiança. para várias combinações de resultados positivos quando são utilizadas séries de 5 tubos para cada diluição (10,0 ml, 1,0 ml e 0,1 ml)

Combinações de tubos positivos	NMP/100 mL	Limites com 95% de confiança		Combinações de tubos positivos	NMP/100 mL	Limites com 95% de confiança	
		Inferior	Superior			Inferior	Superior
				4-2-0	22	9.0	56
0-0-0	<2	--	--	4-2-1	26	12	65
0-0-1	2	1.0	10	4-3-0	27	12	67
0-1-0	2	1.0	10	4-3-1	33	15	77
0-2-0	4	1.0	13	4-4-0	34	16	80
				5-0-0	23	9.0	86
1-0-0	2	1.0	11	5-0-1	30	10	110
1-0-1	4	1.0	15	5-0-2	40	20	140
1-1-0	4	1.0	15	5-1-0	30	10	120
1-1-1	6	2.0	18	5-1-1	50	20	150
1-2-0	6	2.0	18	5-1-2	60	30	180
2-0-0	4	1.0	17	5-2-0	50	20	170
2-0-1	7	2.0	20	5-2-1	70	30	210
2-1-0	7	2.0	21	5-2-2	90	40	250
2-1-1	9	3.0	24	5-3-0	80	30	250
2-2-0	9	3.0	25	5-3-1	110	40	300
2-3-0	12	5.0	29	5-3-2	140	60	360
3-0-0	8	3.0	24	5-3-3	170	80	410
3-0-1	11	4.0	29	5-4-0	130	50	390
3-1-0	11	4.0	29	5-4-1	170	70	480
3-1-1	14	6.0	35	5-4-2	220	100	580
3-2-0	14	6.0	35	5-4-3	280	120	690
3-2-1	17	7.0	40	5-4-4	350	160	820
				5-5-0	240	100	940
4-0-0	13	5.0	38	5-5-1	300	100	1300
4-0-1	17	7.0	45	5-5-2	500	200	2000
4-1-0	17	7.0	46	5-5-3	900	300	2900
4-1-1	21	9.0	55	5-5-4	1600	600	5300
4-1-2	26	12	63	5-5-5	≥ 1600	--	--

$$\text{NMP/100mL} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de tubos positivos} \times 100}{(\text{ml de amostra em tubos negativos}) \times (\text{ml de amostra em todos os tubos})}$$

NMP/100mL = NMP (valor obtido) x 10 / > volume de amostra usado nas séries de tubos.

ANEXO C – Dados experimentais do estudo hidrodinâmico.

Concentrações do traçador ao longo do tempo – ensaio 1 (TDH = 10 h)

T (min)	C (mg NaCl/L)	T (min)	C (mg NaCl/L)
0	0,0	640	48,2
20	0,0	660	48,2
40	0,0	680	46,9
60	0,0	700	45,4
80	0,0	720	43,9
100	1,8	740	43,3
120	1,8	760	40,8
140	1,8	780	40,2
160	1,8	800	39,0
180	2,8	820	38,4
200	2,8	840	35,9
220	3,4	860	34,1
240	4,0	880	32,2
260	4,3	900	30,7
280	4,6	920	29,1
300	4,6	940	28,5
320	4,9	960	26,7
340	4,9	980	26,4
360	6,4	1000	25,2
380	8,3	1020	23,9
400	16,9	1040	22,4
420	23,9	1060	21,8
440	29,1	1080	20,9
460	33,1	1100	19,3
480	35,6	1120	18,4
500	41,7	1140	17,8
520	43,3	1160	16,9
540	46,6	1180	15,6
560	47,9	1200	14,1
580	48,8	1220	13,2
600	49,4	1240	12,6
620	49,4	1260	12,6

Concentrações do traçador ao longo do tempo – ensaio 2 (TDH = 8h)

T (min)	C (mg NaCl/L)	T (min)	C (mg NaCl/L)
0	0,0	640	46,6
20	0,0	660	45,4
40	0,0	680	43,9
60	0,0	700	41,4
80	0,0	720	40,8
100	0,0	740	39,9
120	0,0	760	38,0
140	0,9	780	36,8
160	0,9	800	34,4
180	0,9	820	33,1
200	0,9	840	31,9
220	1,2	860	30,1
240	1,2	880	28,2
260	1,8	900	27,0
280	1,8	920	26,4
300	3,7	940	25,2
320	15,0	960	23,0
340	20,9	980	24,9
360	28,8	1000	25,2
380	32,2	1020	24,5
400	34,1	1040	26,4
420	39,3	1060	26,1
440	41,4	1080	24,2
460	45,4	1100	22,4
480	48,5	1120	21,8
500	49,1	1140	20,9
520	49,4	1160	20,2
540	49,4	1180	19,6
560	49,4	1200	18,1
580	49,4	1220	17,5
600	49,4	1240	16,9
620	47,6	1260	16,9

ANEXO D – Resultados do monitoramento dos parâmetros físicos e químicos.

Tabela 1 -Valores da Alcalinidade Total, Alcalinidade Parcial e Ácidos Graxos Voláteis

dia	AP Bruto	AP FA	AP BAS	AT bruto	AT FA	AT BAS	AGV bruto	AGV FA	AGV BAS
4		145,5	145,5	270,8	200,6	170,5	266,6	72,7	54,5
6	220,7	220,7	255,8	336,0	311,0	311,0	175,7	145,4	48,5
8	260,8	260,8	300,9	396,2	351,1	346,1	133,3	133,3	42,4
11	215,7	300,9	326,0	250,7	371,2	371,2	97,0	127,3	48,5
15	215,7	300,9	326,0	371,2	275,9	265,8	255,8	181,8	36,4
18	245,8	270,8	255,8	331,0	351,1	305,9	115,1	115,1	115,1
20	260,1	270,8	280,9	361,1	356,1	331,0	157,6	95,3	95,3
22	280,9	285,9	280,9	386,2	401,2	316,0	121,2	145,4	145,4
25	280,9	295,9	260,8	381,2	366,1	160,5	96,7	127,3	48,5
28	300,9	280,9	125,4	381,2	366,1	160,5	78,9	90,9	30,3
29	265,8	300,9	65,2	351,1	371,2	80,3	78,9	84,8	30,3
32	265,8	275,9	160,5	346,1	356,1	195,6	66,7	109,1	42,4
33	275,8	255,8	205,6	356,1	356,1	245,8	121,2	121,2	48,5
34	225,7	260,8	185,6	306,0	351,1	230,7	115,1	109,1	54,5
36	285,9	275,8	245,8	376,2	371,1	296,0	36,4	139,4	127,3
39	170,6	205,6	150,6	210,7	255,8	180,6	42,4	60,6	36,4
41	170,5	170,5	145,6	210,7	230,7	180,6	66,7	66,7	36,4
43	170,5	175,5	155,5	210,7	220,7	180,6	30,3	54,5	36,4
46	180,6	190,6	175,5	245,8	255,8	210,7	75,2	60,2	42,4
48	190,6	215,7	175,5	250,8	265,8	215,7	66,7	60,6	30,3
50	250,8	220,7	175,5	326,0	275,9	210,7	95,3	78,8	30,3
54	250,8	356,1	255,8	346,1	426,3	306,0	151,5	60,2	40,1
57	215,7	341,1	275,9	285,9	421,3	321,0	72,7	109,1	54,5
60	311,0	341,0	285,9	396,2	421,3	326,0	72,7	109,1	54,5
62	275,9	351,1	125,4	341,1	421,3	155,5	78,8	50,2	45,1
64	240,7	316,0	225,7	326,0	361,1	260,8	109,1	60,6	60,6
67	270,8	311,0	245,8	356,1	376,2	280,9	103,0	72,4	54,1
69	270,8	316,0	285,9	366,1	391,2	346,1	115,1	84,8	60,6
71	306,0	336,0	311,0	376,2	401,2	346,1	97,0	90,9	60,6
74	205,6	321,0	165,5	285,9	371,1	220,6	97,0	60,6	48,5
76	250,8	260,8	235,7	311,0	316,0	275,9	90,9	60,6	24,2
78	154,5	206,0	200,9	211,1	247,2	236,9	66,7	36,4	36,4
81	164,8	200,9	185,4	226,6	252,4	216,3	66,7	42,4	36,4
83	159,7	190,6	175,1	226,6	247,2	20,6	84,8	42,4	24,2
85	159,7	190,6	185,4	226,6	262,3	216,3	84,8	84,8	30,3
88	216,3	262,7	221,5	283,3	324,5	247,2	78,8	48,5	36,4
91	350,2	381,1	319,3	432,6	442,9	350,2	90,9	72,7	36,4
95	339,9	354,4	319,3	406,9	417,2	365,7	66,7	48,5	30,3
102	211,2	247,2	242,1	231,8	293,6	273,0	90,9	42,4	36,4
109	252,4	273,0	200,9	288,4	319,3	236,9	42,4	48,5	48,5
111	288,4	278,1	283,3	355,4	339,9	319,3	90,9	42,4	42,4
118	242,1	262,7	247,2	298,7	350,2	288,4	97,0	78,8	72,7
120	211,2	273,0	221,5	273,0	329,6	262,7	55,9	47,0	29,4
123	159,7	221,5	226,6	226,6	273,0	267,8	55,9	61,7	32,3
127	283,3	303,3	283,3	355,4	386,3	329,6	73,5	58,8	35,3
130	236,9	309,0	206,0	309,0	396,6	226,6	97,0	147,0	29,4
132	221,5	298,7	195,7	283,3	463,5	226,6	88,2	305,8	38,2

Tabela 1- Valores das Alcalinidades Total , Alcalinidade Parcial e Ácidos Graxos Voláteis (continuação)

dia	AP Bruto	AP FA	AP BAS	AT bruto	AT FA	AT BAS	AGV bruto	AGV FA	AGV BAS
144	170,0	226,7	82,4	200,9	267,8	103,0	29,4	29,4	35,3
146	175,1	216,3	61,8	216,3	262,7	72,1	38,2	32,3	17,6
148	185,4	170,0	82,4	252,4	216,3	92,7	41,2	29,4	26,5
151	221,5	262,7	108,2	283,3	345,1	175,1	73,5	102,9	26,5
153	236,9	262,7	175,1	309,0	334,8	216,3	67,6	58,8	44,1
158	252,4	273,0	128,8	309,0	339,9	154,5	61,7	55,9	35,3
160	247,2	288,4	175,1	334,8	366,1	211,2	67,6	70,6	38,2
162	267,8	293,6	247,2	339,9	365,7	288,4	55,9	76,4	38,2
165	257,5	293,6	200,9	309,0	360,5	236,9	52,9	76,4	44,1
169	257,5	293,6	190,6	309,0	350,2	221,5	47,0	50,0	29,4
172	303,9	283,3	200,9	365,7	345,1	242,1	61,7	55,9	23,5
174	309,0	245,1	133,9	386,3	422,3	169,9	64,7	58,8	25,9
179	303,9	324,5	133,9	391,4	401,7	164,8	82,3	61,7	35,3
182	273,0	309,0	216,3	339,9	386,3	262,7	73,5	50,0	29,4
186	334,8	324,5	164,8	386,3	401,7	200,9	50,0	41,2	26,5
188	314,2	370,8	164,8	376,0	504,7	195,7	52,9	191,1	35,3
197	304,8	315,0	203,2	365,8	406,4	254,0	70,6	111,7	32,3
200	284,5	264,2	254,0	350,5	350,5	294,6	55,9	32,3	29,4
203	243,8	259,1	223,5	315,0	335,3	274,3	82,3	70,6	32,4
207	259,1	259,1	228,6	355,6	330,2	264,2	108,8	61,7	44,1
210	228,6	264,2	223,5	304,8	345,4	274,3	64,7	55,9	29,4
214	269,2	294,6	193,0	330,2	355,6	228,6	52,9	47,0	26,5
217	299,7	330,2	132,1	381,0	421,6	167,6	76,4	73,5	29,4
221	320,0	325,1	193,0	391,2	401,3	233,7	58,8	41,2	32,3
224	289,6	325,1	61,0	375,9	411,5	81,3	88,2	76,4	38,2
228	304,8	345,4	203,2	421,6	436,9	254,0	105,8	85,3	38,2
231	320,0	360,7	101,6	396,2	457,2	127,0	79,4	73,5	38,2
235	355,6	375,9	274,3	452,1	447,0	330,2	82,3	50,0	44,1
237	340,4	365,8	182,9	421,6	431,8	213,4	61,7	67,6	35,3
242	299,7	335,3	127,0	381,0	406,4	152,4	56,4	42,3	31,0
245	315,0	345,4	91,4	401,3	421,6	116,8	62,0	39,5	39,5
249	284,5	365,8	71,1	355,6	447,0	86,4	70,5	42,3	28,2
252	172,7	218,4	30,5	233,7	279,4	55,9	79,0	67,7	39,5
256	172,7	213,4	40,6	223,5	243,8	50,8	56,4	36,7	25,4
259	152,4	203,2	61,0	208,3	248,9	71,1	56,4	59,2	25,4
263	213,4	228,6	71,2	274,3	279,4	81,3	64,7	45,1	25,4
266	203,2	223,5	116,8	248,9	289,6	137,2	56,4	50,8	28,2
270	299,7	325,1	198,1	370,8	396,2	233,7	90,2	73,2	31,0
273	309,9	304,8	213,4	386,1	386,1	254,0	101,5	70,5	33,8
277	355,6	381,0	152,4	426,7	452,1	177,8	79,0	56,4	39,5
280	335,3	406,4	111,8	431,8	502,9	137,2	81,8	101,5	31,0
291	335,3	355,6	101,6	416,6	442,0	132,1	101,5	67,7	45,1
296	340,4	345,4	89,4	421,6	426,7	106,7	76,1	56,4	39,5
298	320,0	315,0	162,6	401,3	401,3	198,1	76,1	64,9	33,8
305	340,4	396,2	132,1	406,4	482,6	157,5	56,4	79,0	33,8
309	289,6	350,5	177,8	381,0	431,8	218,4	101,5	56,4	66,0
315	350,5	370,8	172,7	426,7	467,4	203,2	90,2	62,0	45,1

Tabela 2 - Valores dos sólidos totais e suspensos

dia oper.	ST bruto	STF bruto	STV bruto	SST bruto	SST FA	SST BAS	SSF bruto	SSF FA	SSF BAS	SSV bruto	SSV FA	SSV BAS
4	898,0	425,0	473,0	455,0		46,4	90,0		3,5	365,0		42,9
11	851,2	407,0	444,2	263,0	76,6	11,0	201,0	6,0	0,2	62,0	70,6	10,8
19	912,2	404,7	507,5	588,9	53,7	28,7	220,7	10,5	3,6	368,2	43,2	25,1
25	708,2	376,5	403,7	243,8	45,0	13,1	45,6	3,9	2,7	198,2	41,1	10,4
32	925,8	423,9	501,9	439,0	37,8	14,7	69,3	4,4	0,3	369,7	33,4	14,4
40	514,3	267,8	246,5	143,5	35,4	6,9	32,5	4,2	0,6	111,0	31,2	6,3
46	695,8	332,5	363,3	356,6	26,8	5,0	88,0	2,5	0,2	268,6	24,3	4,8
54	772,0	377,5	394,5	309,2	49,5	11,3	52,0	3,9	0,6	257,2	45,6	10,7
60	791,9	419,8	372,1	350,0	41,6	4,6	82,9	5,2	0,4	267,1	36,4	4,2
67	778,8	389,7	389,1	304,0	26,2	6,1	64,1	5,1	0,7	239,9	21,1	5,4
81	807,3	404,0	403,3	389,0	123,1	37,3	82,6	20,5	3,2	306,4	102,6	34,2
88	754,4	419,3	335,1	327,2	111,4	9,2	84,0	21,5	1,7	243,2	89,9	7,5
102	1020,1	488,6	531,5	646,6	92,5	14,5	230,0	24,4	2,6	416,6	68,1	11,9
120	907,1	429,3	477,8	468,4	2850,1	31,4	120,0	860,8	4,0	348,4	1990,0	27,4
130	908,0	413,5	494,5	454,0	549,5	17,2	102,0	57,4	3,8	352,0	392,1	13,4
145	603,6	338,1	265,5	129,7	24,3	246,7	18,9	0,7	51,8	110,8	23,6	194,9
159	933,4	421,4	512,0	414,6	1453,3	21,3	106,6	415,0	5,5	308,0	1038,3	15,8
167	846,4	423,2	423,2	319,0	73,2	15,1	83,6	13,5	3,3	235,4	59,7	11,8
172	757,8	415,8	342,0	285,0	154,1	5,8	62,0	51,4	1,1	223,0	102,7	4,7
179	1055,5	447,0	608,5	667,3	349,3	29,2	173,1	92,8	4,5	494,2	256,2	24,7
186	764,1	386,2	377,9	310,0	373,0	30,2	96,6	113,7	8,2	213,4	259,3	22,0
200	629,0	345,5	283,5	229,7		35,9	61,0		6,4	168,7		29,5
207	1116,5	673,5	443,0	614,5	227,9	34,3	130,0	49,3	7,3	484,5	178,6	27,0
214	624,0	304,3	319,7	257,8	427,5	18,9	40,3	90,3	1,3	217,3	337,2	17,6
221	700,1	363,8	336,3	302,9	57,0	44,4	64,7	13,0	11,2	238,2	44,0	33,2
228	1701,6	213,6	1488,0	485,8		19,3	167,5		2,5	318,3		16,8
235	772,1	363,0	409,1	366,2	147,4	29,8	74,2	28,9	5,2	292,0	118,5	24,6
242	669,2	349,5	319,7	309,5	87,3	28,0	90,5	32,8	2,9	219,0	54,5	25,4
249	614,4	326,6	287,8		91,5	36,0		23,9	6,7		67,6	29,3
256	629,0	342,5	286,5	185,0	91,5	21,4	37,9	17,6	5,1	147,1	73,9	16,3
263	707,3	339,4	367,9	294,2	95,1	20,9	46,4	13,3	3,6	247,8	81,8	17,3

Tabela 2 - Valores dos sólidos totais e suspensos (continuação)

dia oper.	ST bruto	STF bruto	STV bruto	SST bruto	SST FA	SST BAS	SSF bruto	SSF FA	SSF BAS	SSV bruto	SSV FA	SSV BAS
270	950,5	393,5	557,0	472,9	85,9	17,1	85,1	9,1	0,5	387,8	76,8	16,6
277	857,2	393,3	458,9	473,6	76,7	15,3	107,0	10,6	3,1	366,6	66,1	12,2
284	879,4	415,4	464,0	400,5	172,3	54,4	85,7	63,8	6,6	54,4	6,6	47,8
291	815,0	366,2	448,8	390,6	146,9	17,6	62,0	16,9	1,6	328,6	130,0	16,0
298	705,4	304,6	400,8	329,2	198,6	40,8	64,2	25,7	3,6	265,0	172,9	37,2
305	544,0	342,0	202,0	168,3	40,8	25,1	42,6	9,3	5,7	125,7	31,5	19,4
314	799,0	405,8	393,2	378,0	117,6	41,5	86,0	27,6	12,3	292,0	90,0	29,2
319	1183,0	482,0	701,0	565,5	260,8	33,7	108,6	60,0	7,2	456,9	200,8	26,5
326	920,2	402,2	518,0	611,3	91,4	37,5	233,3	13,6	7,0	378,0	77,8	30,5

Tabela 3 -Valores de Oxigênio Dissolvido no BAS.

dia	OD BAS	dia	OD BAS	dia	OD BAS	dia	OD BAS
1	5,0	62	4,5	165	1,9	315	6,0
2	6,2	63	5,0	169	5,7	319	5,3
3	5,7	64	5,1	171	6,5	322	5,0
4	5,8	65	4,0	172	6,6	324	5,1
5	5,2	66	5,6	174	4,1	326	6,0
6	5,9	67	5,0	175	6,7		
7	5,6	69	2,4	179	6,2		
8	6,1	71	1,9	182	5,2		
9	5,7	72	3,1	185	5,2		
10	5,1	73	4,7	186	4,8		
11	5,7	74	5,0	188	5,5		
12	6,0	75	2,3	197	4,8		
13	5,1	76	4,6	200	4,7		
14	5,2	77	4,3	203	6,4		
15	5,6	78	1,9	205	4,6		
17	5,1	81	3,5	207	3,5		
18	6,9	82	4,9	209	5,2		
19	5,7	83	4,0	210	4,1		
20	5,1	85	3,4	214	5,3		
21	5,6	88	4,5	217	4,9		
22	5,6	90	5,7	219	6,3		
23	6,8	102	3,5	221	5,0		
24	5,6	109	0,5	224	3,3		
25	5,7	110	1,9	228	4,5		
26	5,0	111	2,8	231	5,2		
28	4,8	112	4,5	233	5,1		
29	4,8	120	1,9	235	4,5		
30	4,8	121	4,6	241	4,4		
31	4,8	124	2,2	245	4,2		
33	4,8	125	0,5	249	5,2		
34	4,8	127	4,0	252	5,4		
35	3,8	129	2,3	256	6,1		
36	4,8	130	1,8	259	5,5		
37	4,8	131	4,5	263	5,0		
39	5,8	132	5,2	266	4,8		
40	6,3	134	6,4	268	5,8		
41	6,2	137	3,9	270	5,2		
42	5,7	139	1,9	273	5,7		
43	5,8	144	4,5	277	6,8		
44	6,2	146	5,5	280	5,8		
46	6,2	148	4,0	284	4,8		
48	4,7	150	4,7	291	5,7		
54	3,2	152	5,6	296	5,8		
55	4,3	153	3,6	298	5,6		
56	4,5	158	6,2	305	6,5		
60	4,7	160	6,4	309	5,9		

Tabela 4 – Valores de pH

dia	pH bruto	pH FA	pH BAS	dia	pH bruto	pH FA	pH BAS	dia	pH bruto	pH FA	pH BAS	dia	pH bruto	pH FA	pH BAS
1	7,1	7,3	7,8	55	7,5	7,1	7,8	146	7,2	7,3	7,3	277	7,5	7,5	7,6
2	6,8	6,8	7,8	56	7,7	7,1	7,6	148	7,2	7,5	7,4	280	7,1	7,2	7,6
3	7,0	6,9	7,7	57	7,7	7,0	7,9	150	7,5	7,4	7,5	284	7,6	7,5	7,7
4	7,1	7,2	7,7	60	7,2	7,4	7,7	151	7,5	7,4	7,7	291	7,7	7,5	7,5
5	7,2	7,1	7,9	61	7,2	7,4	7,7	152	7,4	7,4	7,4	296	7,7	7,4	7,3
6	7,3	7,4	8,0	62	7,4	7,2	7,4	153	7,4	7,3	7,7	298	7,3	7,3	7,6
7	7,1	7,1	8,0	63	7,1	7,1	7,5	154	7,1	7,1	7,5	305	7,4	7,1	7,4
8	7,4	7,4	8,1	64	7,5	7,3	7,8	158	7,5	7,5	7,5	309	7,4	7,4	7,6
9	7,4	7,4	8,2	65	7,1	7,1	7,5	160	7,4	7,3	7,6	315	7,2	7,3	7,5
10	7,1	7,0	7,8	66	7,2	7,2	7,5	162	7,5	7,4	7,7	319	7,5	7,8	7,9
11	7,7	7,7	8,2	67	7,3	7,3	7,6	165	7,3	7,4	7,6	322	7,3	7,4	7,7
12	7,3	7,3	8,1	68	7,4	7,1	7,5	169	7,5	7,3	-	324	7,2	7,1	7,6
13	7,7	7,6	8,2	69	7,4	7,3	7,7	171	7,1	7,2	7,5	326	7,2	7,4	7,7
14	7,5	7,4	8,2	71	7,6	7,5	7,9	172	7,6	7,5	7,7	327	7,3	7,3	7,7
15	7,3	7,5	8,1	72	7,0	7,0	7,5	174	7,3	7,2	7,5	337	7,3	7,4	7,7
17	7,3	7,8	8,1	73	7,0	7,0	7,6	175	7,1	7,1	7,4	350	7,3	7,6	7,8
18	7,1	7,7	8,0	74	7,2	7,2	7,3	179	7,5	7,4	7,6				
19	7,3	7,2	8,0	76	7,4	7,1	7,6	182	7,4	7,5	7,7				
20	7,3	7,7	7,9	78	7,1	7,1	7,7	185	7,1	7,2	7,6				
21	7,1	7,1	7,9	81	7,3	7,0	7,6	186	7,4	7,4	7,6				
22	7,1	7,5	8,0	82	6,9	6,9	7,3	188	7,4	7,6	7,7				
23	7,3	7,4	8,0	83	7,2	7,1	7,7	197	7,5	7,2	7,6				
24	7,3	7,5	8,0	85	7,1	7,1	7,7	200	7,5	7,5	7,7				
25	7,3	7,3	7,9	86	7,0	7,0	7,4	203	7,2	7,5	7,6				
26	7,5	7,3	7,7	88	7,4	7,2	7,6	205	7,2	7,1	7,4				
28	7,6	7,6	7,5	90	7,6	7,3	7,9	207	7,4	7,4	7,8				
29	7,3	7,5	7,3	93	7,2	7,0	7,7	210	7,3	7,2	7,6				
30	7,3	7,0	7,1	95	7,3	7,3	7,7	214	7,4	7,2	7,6				
31	7,3	7,1	7,6	102	7,2	7,1	7,7	217	7,5	7,3	7,5				
32	7,2	7,2	7,4	107	6,9	7,0	7,1	219	7,2	7,1	7,4				
33	7,4	7,3	7,7	109	7,4	7,3	7,5	221	7,4	7,4	7,7				
34	7,4	7,3	7,7	111	7,6	7,3	7,5	224	7,4	7,4	7,2				
35	7,4	7,3	7,7	114	7,1	7,1	7,7	226	7,2	7,2	7,7				
36	7,5	7,3	7,7	115	7,0	7,2	7,8	228	7,4	7,4	7,4				
37	7,3	7,0	7,6	118	7,2	7,1	7,6	231	7,5	7,4	7,3				
39	7,7	7,6	7,8	120	7,2	7,1	7,4	233	7,2	7,2	7,5				
40	7,5	6,9	7,4	121	6,6	6,9	7,4	237	7,4	7,5	7,6				
41	7,6	7,2	7,7	122	6,6	6,9	7,4	240	7,0	7,3	7,6				
42	7,6	7,0	7,6	124	7,0	7,1	7,4	242	7,3	7,5	7,4				
43	7,4	7,3	7,9	125	7,2	7,2	7,5	245	7,3	7,3	7,3				
44	7,3	7,0	7,6	127	7,3	7,0	7,5	249	7,4	7,3	7,3				
46	7,3	7,0	7,7	129	7,2	7,0	7,5	252	7,0	7,1	7,0				
47	7,3	7,0	7,5	130	7,4	7,1	7,6	256	7,2	7,3	7,1				
48	7,6	7,3	7,7	132	7,2	7,1	7,6	259	7,2	7,2	7,2				
49	7,3	7,0	7,5	134	7,4	7,2	7,8	263	7,2	7,2	7,2				
50	7,6	7,2	7,6	137	7,7	7,3	7,7	266	7,1	7,1	7,6				

Tabela 5 – Valores de DQO

dia oper.	dqo bruto	dqo fa	dqo bas
4	708,0	356,0	211,0
14	536,0	523,7	40,9
20	656,7	316,8	82,8
28	731,4	170,2	50,2
33	580,7	133,6	39,9
36	690,6	184,5	52,1
40	619,1	192,6	17,5
43	324,1	178,4	35,7
46	390,1	101,0	19,5
50	686,6	192,6	21,6
57	674,2	352,1	92,4
62	506,9	656,7	79,9
64	819,0	149,8	49,9
71	746,6	379,5	69,9
78	489,4	154,8	44,9
83	639,2	435,0	49,9
90	667,5	255,0	102,5
102	848,9	167,3	87,4
120	868,9	1314,6	104,9
130	863,9	761,5	117,4
159	661,7	1340,0	62,4
167	461,9	207,2	74,9
172	524,1	244,7	52,4
179	799,0	349,5	124,8
186	840,5	405,5	155,5
200	455,5	230,5	80,5
207	955,5	380,0	30,5
214	625,0	350,0	75,8
221	625,0	150,0	112,5
228	800,0	350,0	100,0
235	528,5	304,5	62,0
242	454,5	204,5	79,5
249	499,5	154,5	54,5
256	479,5	204,5	67,0
263	604,5	254,5	79,5
270	754,5	254,5	129,5
277	854,5	304,5	129,5
284	879,5	429,5	129,5
291	629,5	229,5	32,0
298	604,5	379,5	42,0
305	517,0	137,0	89,5
314	879,5	354,5	129,5
319	1359,0	549,0	104,0
326	1709,0	309,0	129,5

Tabela 6 – Série de Nitrogênio

dia oper.	NH ₃ bruto	NH ₃ fa	NH ₃ bas	NOrg bruto	NOrg fa	NOrg bas	NO ₂ bruto	NO ₂ fa	NO ₂ bas	NO ₃ bruto	NO ₃ fa	NO ₃ bas
168	43,4	48,7	34,1	1,3	0,5	0,1	0	0	3	0	0	18,6
172	57,1	56,1	41,6	1,8	0,7	0,4	0	0	4,8	0,4	0,4	13,7
179	64,8	67,9	47,9	2,9	0,7	0,1	0	0	5,8	0,4	2,4	15,7
186	70,5	74,2	37,2	1,1	1,3	0,3	0	0	31,3	2,5	3,9	12,1
200	60,8	62,4	52,9	1,8	0,5	0,5	0	0	3,3	0,7	0,7	9,4
207	53,4	52,9	47,1	6,1	2,4	1,6	0	0	1,2	0,4	0,4	4,0
214	54,5	56,1	33,4	1,6	5,5	1,1	0	0	6,5	0,9	0,9	21
221	70,3	73,3	44,0	2,9	1,3	1,1	0	0	8,6	0,6	0	25,2
228	73,7	75,3	49,5	1,6	1,3	1,0	0	0	3,6	0,7	0,3	14,6
235	77,5	79,5	65,8				0	0	3,6	2,3	2,2	6,5
241	66,3	73,7	32,1	1,6	0,5	0,3	0	0	11,5	0,6	0	30
249	60,8	69,4	20,4	1,8	1,0	0,8	0	0	15,4	2,6	0,5	29,4
256	27,8	31,8	2,7	2	1,4	1,0	0	0	0,8	0,9	0,3	25
263	38,0	42,7	11,4	2,2	1,4	1,2	0	0	4,9	0,8	0,2	25
264	45,1	45,1	16,5									
266	49,8	52,1	21,2									
270	67,0	70,6	45,9				0	0	5,2	0	0	21
276	83,9	89,4	41,2	5,5	0,8	0,6	0	0	9,9	0,5	0,4	35
284	95,3	102,7	56,8	12,5	1,6	1,2	0	0	9	0,2	0	40
291	89,4	92,5	31	1,8	0,6	0,2	0	0	10,3	0,1	0	50
298	85,1	83,1	41,9	2,0	1,8	0,6	0	0	7,3	0,7	0	33
305	85,7	96,9	35,9	1,0	1,2	0,4	0	0	11,9	0,1	0,1	45
314	99,6	100,4	50,2	1,95	0,8	0,7	0	0	8,9	0	0	29
319	85,5	95,8	68,2				0	0	6,2	0	0	17,9
326	97,2	98,4	72,1	9,0	2,7	2,0	0	0	3,4	0	0	18,8