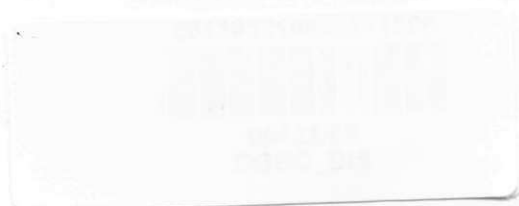


**CARACTERIZAÇÃO DO LODO AUTOTRÓFICO DE
SISTEMAS DE LODO ATIVADO GERADO A
PARTIR DE DIFERENTES SUBSTRATOS**

ALICE ROCHA DE SOUZA

Campina Grande – PB

Março de 2005



ALICE ROCHA DE SOUZA

**CARACTERIZAÇÃO DO LODO AUTOTRÓFICO DE
SISTEMAS DE LODO ATIVADO GERADO A PARTIR DE
DIFERENTES SUBSTRATOS**

Dissertação apresentada ao Programa de
Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal de Campina Grande,
em cumprimento às exigências para
obtenção do título de Mestre.

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientadores:

Prof^o ADRIANUS C. VAN HAANDEL – M.Sc. – Ph.D.

Prof^a PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – M.Sc. – Dr^a

CAMPINA GRANDE – PB

MARÇO DE 2005



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCC

S729c Souza, Alice Rocha de
2005 Caracterização do lodo autotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de diferentes substratos. / Alice Rocha de Souza. — Campina Grande: UFCC, 2005.
77f.

Inclui Bibliografia

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) — Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande.

1— Tratamento de Esgoto 2— Lodo Ativado 3— Lodo Autotrófico
4— Respirometria I— Título

CDU 628.33

CÁRACTERIZAÇÃO DO LODO AUTOTRÓFICO DE SISTEMAS DE
LODO ATIVADO GERADO A PARTIR DE DIFERENTES SUBSTRATOS

ALICE ROCHA DE SOUZA

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 15 DE MARÇO DE 2005

COMISSÃO EXAMINADORA:


Prof.º ADRIANUS C. VAN HAANDEL – Ph.D.


Prof.ª PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – Dr.ª


Prof.ª MÔNICA DE AMORIM COURA – Dr.ª


Prof.º JOSÉ TAVARES DE SOUSA – Dr.

Campina Grande – PB

Março – 2005

Dedicatória

Ao meu noivo Fábio Josias e a minha mãe Coracy,
dos quais me separei durante a realização desse
trabalho, pelo amor, carinho e dedicação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me iluminado e me dado forças para enfrentar este desafio.

Ao meu noivo Fábio Josias, pelo apoio, amor, carinho, compreensão e sua paciência em aconselhar-me com sabedoria nas horas de aflição.

Aos meus pais Edival e Coracy, pelos ensinamentos de vida, aos meus irmãos Cirlei, Décio e Lidiane e sobrinhas Juliany e Jaqueline pelo carinho durante esses anos.

Ao Professor Adrianus van Haandel por sua indispensável orientação no desenvolvimento da pesquisa.

À Professora Paula Frassinetti pela orientação, compreensão e amizade no decorrer desse trabalho.

Aos Professores do Mestrado de Engenharia Sanitária e Ambiental pelo embasamento teórico.

A amiga Alana Queiroz por termos compartilhado tantos momentos de alegria e também de angústia e ansiedade durante esses dois anos.

Aos amigos do PROSAB, Leandro, Nélia, Eduardo, José Cláudio, Eudes e Edy pelo apoio na montagem dos sistemas e nas análises laboratoriais.

Ao doutorando Valnyr do Departamento de Engenharia Elétrica da UFCG, responsável pela automação dos sistemas.

Ao Governo do Estado do Tocantins pela remuneração financeira durante esses dois anos.

A Prof^ª Liliana Pena Naval – UFTO pelo incentivo para a realização do mestrado.

A todos os amigos que contribuíram nessa jornada.

RESUMO

A associação de um pré-tratamento anaeróbio, por exemplo, em um reator do tipo UASB, a sistemas de lodo ativado tem sido objeto de vários estudos e vem sendo aplicada na prática do tratamento de águas residuárias. No entanto, sistemas de lodo ativado alimentados com diferentes substratos, como por exemplo esgoto bruto ou digerido, podem gerar lodo biológico com características mecânicas e biológicas também diferentes. A fim de se avaliar as características do lodo autotrófico, gerado a partir de diferentes substratos, foi realizada uma investigação experimental, onde foram operados três sistemas de lodo ativado do tipo RBS, alimentados com esgoto bruto, esgoto digerido e substrato amoniacal. O desempenho dos sistemas foi avaliado quanto a remoção de sólidos suspensos, material orgânico e nitrogenado e quanto à sedimentabilidade e atividade biológica do lodo. Para avaliação das características mecânicas e biológicas do lodo foram utilizados o Índice Volumétrico de Lodo (IVL) e a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO). Os resultados obtidos da investigação experimental mostraram que os três sistemas foram igualmente eficientes na remoção de matéria orgânica (DQO) e sólidos suspensos (SST), com remoção mínima de DQO de 83% e 91% de SST. A sedimentabilidade do lodo foi considerada boa para o sistema de lodo ativado alimentado com esgoto digerido e mediana para o sistema alimentado com esgoto bruto. No entanto, o lodo autotrófico gerado nos três sistemas de lodo ativado não apresentaram boa atividade biológica, com valores da taxa máxima de crescimento específico das *Nitrossomonas* (μ_m) de $0,31 \text{ dia}^{-1}$ para o sistema alimentado com esgoto bruto, $0,21 \text{ dia}^{-1}$ para o sistema alimentado com substrato amoniacal e ausência de nitrificação no sistema alimentado com esgoto digerido.

ABSTRACT

The association of anaerobic pré-treatment, for example, in a UASB reactor with activated sludge systems for post treatment has been an object of several studies and is being applied in practice of waste water treatment systems. However, activated sludge systems fed with different substrates (for example raw or digested sewage) tend to produce sludges with different mechanical and biological characteristics. In order to evaluate the characteristics of the autotrophic fraction of sludge generated from different substrates an experimental investigation was carried out, where three activated sludge systems of the sequencing batch reactor (SBR) type, were operated with raw sewage, digested sewage an ammonium solution as substrates. The systems were evaluated with respect to the suspended solids and organic material and ammonium removal efficiencies, as well as the settleability and activity of the sludges. The Volumetric Sludge Index (VSI) and the Oxygen Uptake Rate (OUR) were used for the assessment of the mechanical and biological characteristics. The obtained results during the experimental investigation showed that the systems were equally efficient in the removal of organic material and suspended solids with efficiencies of 83% for COD and 91% for TSS. The settleability of the sludge was considered good for the system operated with digested sludge and fair with the system operated with raw sewage. However, the autotrophic sludge did not exhibit high biological activity having values of the specific growth rate constant for Nitrossomonas (μ_m) in the range of $0,31 \text{ d}^{-1}$ for the system fed with raw sewage and $0,21 \text{ d}^{-1}$ for the system fed with ammonium substrate, whereas no activity was detected in the system fed with digested sewage.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 Introdução	4
2.2 Fundamentos dos Processos Biológicos	4
2.3 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)	5
2.4 Sistemas de Lodo Ativado	6
2.4.1 Sistema Convencional de Lodo Ativado	7
2.4.2 Sistema de Lodo Ativado em Bateladas Seqüenciais	8
2.5 Remoção Biológica de Nitrogênio	9
2.5.1 Amonificação e Assimilação do Nitrogênio	10
2.5.2 Nitrificação	11
2.5.3 Desnitrificação	11
2.6 Cinética de Nitrificação	12
2.6.1 Determinação da Taxa Máxima de Crescimento Específico	19
2.7 Estequiometria das Reações do Material Nitrogenado	21
2.7.1 Consumo de Oxigênio	21
2.7.2 Variação da Alcalinidade	22
2.7.3 Variação do pH	25
2.8 Taxa de Consumo de Oxigênio em Sistema de Lodo Ativado	26
2.8.1 TCO para Nitrificação	27
2.9 Sedimentabilidade do Lodo Ativado	28
2.10 Uso da Respirimetria	30

CAPÍTULO 3 – MATERIAL E MÉTODOS	35
3.1 Introdução	35
3.2 Descrição dos Sistemas	35
3.2.1 Sistema de Tratamento RBS	36
3.2.2 Sistema de Tratamento UASB- RBS	37
3.2.3 Sistema de Tratamento RBS –SA	39
3.3 Operação dos Sistemas	40
3.3.1 Operação do reator UASB	40
3.3.2 Operação dos RBS	40
3.4 Parâmetros Analisados	42
3.5 Descrição dos Experimentos Realizados	44
3.5.1 Determinação dos Testes Respirométricos	44
3.5.2 Determinação da Velocidade de Sedimentabilidade do Lodo Aeróbio	46
3.6 Balanço de Massa do Material Nitrogenado	47
3.7 Balanço de Alcalinidade	48
CAPÍTULO 4 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	49
4.1 Introdução	49
4.2 Desempenho dos Sistemas	49
4.3 Balanço de Massa do Material Nitrogenado	56
4.4 Balanço de Alcalinidade	57
4.5 Teste de Atividade do Lodo Autotrófico	57
4.6 Índice Volumétrico do Lodo	60

CAPÍTULO 5 – DISCUSSÃO	61
5.1 Introdução	61
5.2 Desempenho dos Sistemas	61
5.3 Balanço de Massa do Material Nitrogenado	63
5.4 Balanço de Alcalinidade	64
5.5 Teste de Atividade do Lodo Autotrófico	64
5.6 Sedimentabilidade do Lodo	66
CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES	67
CAPÍTULO 7 – SUGESTÕES	69
CAPÍTULO 8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
APÊNDICE	i

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

- Figura 2.1: Desenho esquemático de um reator UASB. 6
- Figura 2.2: Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado. 8
- Figura 2.3: Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado em bateladas seqüenciais. 9
- Figura 2.4: Respirograma de TCO em uma batelada de um sistema com acúmulo de nitrito. 13
- Figura 2.5: Influência do pH sobre a taxa de nitrificação. 16
- Figura 2.6: Variação da taxa máxima de crescimento específico das *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* em função do pH. 17
- Figura 2.7: Representação esquemática da variação da concentração de OD num floco em função da distância do centro para concentrações subcrítica, crítica e supercrítica. 19
- Figura 2.8: Variação do número de oxidação de nitrogênio nos processos de nitrificação e desnitrificação. 23
- Figura 2.9: Variação do pH em função da alcalinidade do licor misto. 26
- Figura 2.10: Exemplo de um respirograma apresentado a variação da concentração de OD e da TCO em função do tempo. 33

CAPÍTULO 3

- Figura 3.1: Foto do sistema RBS, vendo-se o tanque de armazenamento de esgoto peneirado, o reator RBS e o tanque de armazenamento do efluente clarificado. 37
- Figura 3.2: Esquema do sistema de lodo ativado, com os dispositivos de aeração e mistura. 37

Figura 3.3: Foto do sistema combinado UASB – RBS, destacando-se o tanque de armazenamento de esgoto peneirado, o reator UASB, o tanque de armazenamento do efluente digerido e o RBS.	38
Figura 3.4: Esquema do sistema combinado UASB – RBS, com os dispositivos de agitação, aeração e controlador de nível no reator aerado.	39
Figura 3.5: Foto do sistema RBS-SA, destacando-se o tanque de armazenamento de substrato amoniacal e o reator RBS.	40
Figura 3.6: Esquema descritivo do RBS do sistema RBS-SA, com os dispositivos de agitação, aeração e controlador de nível.	40
Figura 3.7: Representação dos perfis da concentração de OD e da TCO, obtidos pelo respirômetro S32C.	44
Figura 3.8: Ilustração dos dispositivos utilizados no teste respirométrico destacando-se: o microcomputador, o respirômetro Beluga e o reator aerado.	46

CAPÍTULO 4

Figura 4.1: Valores médios mensais de Alcalinidade Total dos afluentes e efluentes dos sistemas RBS e UASB-RBS.	51
Figura 4.2: Valores médios mensais de Alcalinidade Total do afluente amoniacal e efluente do sistema RBS-SA.	51
Figura 4.3: Valores médios semanais das concentrações de NTK e NH ₃ no efluente do sistema RBS.	55
Figura 4.4: Valores médios mensais das concentrações de NH ₃ no efluente do sistema RBS-SA.	55
Figura 4.5: Valores médios mensais das concentrações de NO ₃ ⁻ e NO ₂ ⁻ no efluente do sistema RBS.	55
Figura 4.6: Valores médios mensais das concentrações de NO ₃ e NO ₂ no efluente do sistema RBS-SA.	55
Figura 4.7: Variação da TCO após a adição de substrato nitrogenado (cloreto de amônia) em uma amostra do licor misto do RBS.	59

Figura 4.8: Variação da TCO após a adição de substrato nitrogenado (cloreto de amônia) em uma amostra do licor misto do RBS-SA.

59

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1: Valores do coeficiente de temperatura para diferentes faixas de temperatura e segundo diferentes autores. 18

Tabela 2.2: Interpretação aproximada dos resultados dos testes do Índice Volumétrico de Lodo. 30

CAPÍTULO 3

Tabela 3.1: Metodologia e frequência dos parâmetros analisados. 43

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1: Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de pH e Alcalinidade Total obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA. 50

Tabela 4.2: Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA. 52

Tabela 4.3: Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Amoniacal (NH_3) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA. 53

Tabela 4.4: Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de Nitrato (NO_3^-) e Nitrito (NO_2^-) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA. 54

Tabela 4.5: Valores médios dos resultados das análises de Nitrogênio Amoniacal (NH_3), Nitrato (NO_3^-) e Nitrito (NO_2^-) na fase líquida do licor misto do reator RBS durante a aeração e após a sedimentação. 56

Tabela 4.6: Resultados médios do balanço de massa de material nitrogenado dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.	56
Tabela 4.7: Resultados médios do balanço de Alcalinidade dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.	57
Tabela 4.8: Resultados da $TCO_{m\acute{a}x}$, da concentração de amônia nitrificada (N_c), da concentração de <i>Nitrossomonas</i> (X_n), da taxa de máxima de nitrificação ($r_{m\acute{a}x}$) e da taxa máxima crescimento específico das <i>Nitrossomonas</i> (μ_m), obtidos durante os testes respirométricos em amostras do licor misto dos sistemas RBS e RBS-SA.	60
Tabela 4.9: Resultados da concentração de sólidos suspensos totais (SST), dos sólidos sedimentáveis e do Índice Volumétrico de Lodo (IVL) dos reatores aerados RBS e UASB-RBS.	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

(dX_n/dt) :	Taxa de variação da concentração de <i>Nitrossomonas</i> ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);
$(dX_n/dt)_c$:	Taxa de crescimento das <i>Nitrossomonas</i> ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);
$(dX_n/dt)_d$:	Taxa de decaimento das <i>Nitrossomonas</i> ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);
$(dX_n/dt)_e$:	Taxa de decarga de lodo de excesso ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);
dOD_1/dt :	Taxa de variação da concentração de OD no licor misto ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
$(\Delta\text{Alc}/\Delta N)$:	Variação da alcalinidade por mg N;
ΔAlc_{am} :	Variação da alcalinidade devido a amonificação ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
ΔAlc_d :	Variação da alcalinidade devido a desnitrificação ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
ΔAlc_{exp} :	Variação experimental da alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
ΔAlc_n :	Variação da alcalinidade devido a nitrificação ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
$\Delta\text{Alc}_{teórica}$:	Variação teórica da alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
ΔAlc_i :	Variação total da alcalinidade no sistema ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
ΔN_{am} :	Concentração de nitrogênio amonificado no afluente ($\text{mg N}\cdot\text{L}^{-1}$);
ΔOD :	Variação da concentração de oxigênio dissolvido;
μ :	Taxa de crescimento específico das <i>Nitrossomonas</i> (dia^{-1});
μ_m :	Taxa máxima de crescimento específico das <i>Nitrossomonas</i> (dia^{-1});
μ_{mT} :	Taxa máxima de crescimento das <i>Nitrossomonas</i> a uma temperatura T (dia^{-1});
θ :	Coefficiente de Temperatura;
Alc_a :	Alcalinidade do afluente ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
Alc_e :	Alcalinidade do efluente ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
B_{alc} :	Fator de avaliação da alcalinidade;
b_h :	Constante de decaimento de lodo ativo;

b_n :	Constante de decaimento endógeno de <i>Nitrossomonas</i> ($0,04 \cdot \text{dia}^{-1}$);
B_n :	Fator de recuperação do material nitrogenado;
CLP:	Controlador Lógico Programável;
DQO:	Demanda Química de Oxigênio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);
f_n :	Fração de nitrogênio em lodo volátil ($0,1 \text{ gN} \cdot \text{g}^{-1} \text{SSV}$). (van Haandel e Marais, 1999);
f :	Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno;
IVL:	Índice Volumétrico de Lodo (ml/g);
IVLA:	Índice Volumétrico de Lodo Agitado (ml/g);
IVLD:	Índice Volumétrico de Lodo Diluído (ml/g);
K e k :	Constantes de sedimentação em zona;
K^*_1 :	Constante de dissociação real de CO_2 ($\text{moles} \cdot \text{L}^{-1}$);
K^*_2 :	Constante de dissociação real de bicarbonato ($\text{moles} \cdot \text{L}^{-1}$);
K^*_w :	Constante de dissociação real da água ($\text{moles} \cdot \text{L}^{-1}$);
K_{la} :	Constante de transferência de oxigênio (h^{-1});
K_n :	Constante de meia saturação de Monod ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
K_o :	Constante de meia saturação ($\text{mgOD} \cdot \text{L}^{-1}$);
MN_{ia} :	Massa de material nitrogenado dissolvido no afluente ($\text{mgN} \cdot \text{dia}^{-1}$);
MN_{ie} :	Massa de material nitrogenado no efluente ($\text{mgN} \cdot \text{dia}^{-1}$);
MN_l :	Massa de material nitrogenado no lodo de excesso ($\text{mgN} \cdot \text{dia}^{-1}$);
N_a :	Concentração de amônia ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_c :	Concentração de amônia do afluente, nitrificada no sistema ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_{ka} :	Concentração de TKN afluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_{ke} :	Concentração TKN efluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_l :	Concentração TKN para a produção de lodo de excesso ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);

N_{na} :	Concentração de nitrato afluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_{ne} :	Concentração de nitrato efluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_{oa} :	Concentração de nitrogênio orgânico afluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_{oe} :	Concentração de nitrogênio orgânico efluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
N_p :	Concentração de amônia disponível para nitrificação ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
OD:	Concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);
OD ₁ :	Concentração inicial de oxigênio na amostra ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);
OD _s :	Concentração de saturação de oxigênio na amostra ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);
pH:	Potencial hidrogeniônico;
Q:	Vazão afluente ($\text{L} \cdot \text{dia}^{-1}$);
r_{alc} :	Taxa de variação da concentração da alcalinidade devido a nitrificação ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
RBS:	Reator de bateladas sequenciais;
R_e :	Taxa de respiração pelos microrganismos;
R_h :	Tempo de permanência (dia);
r_n :	Taxa de nitrificação ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
$r_{n,máx}$:	Taxa máxima de nitrificação ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$);
r_{Na} :	Taxa de variação da concentração de amônia devido a nitrificação ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
r_{Nn} :	Taxa de variação da concentração de nitrato devido a nitrificação ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
R_s :	Idade de lodo (dia);
R_{sn} :	Idade de lodo mínima para nitrificação (dia);
SCLA:	Sistema convencional de lodo ativado
SST:	Concentração de sólidos suspensos totais de lodo ($\text{mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$);
SSV:	Concentração de sólidos suspensos voláteis de lodo ($\text{mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$);

T :	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$);
TAE:	Tanque de armazenamento de esgoto peneirado;
TCO:	Taxa de consumo de oxigênio ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
TCO_c :	TCO devido a oxidação do material orgânico carbonáceo ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
TCO_{end} :	TCO devido a respiração endógena ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
TCO_{exo} :	TCO devido a respiração exógena ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
$TCO_{\text{máx}}$:	TCO máxima ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
TCO_n :	TCO devido a nitrificação ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
TCO_t :	TCO total ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);
TDH:	Tempo de detenção hidráulica;
TKN:	Nitrogênio Total Kjeldahl ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);
UASB:	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo;
v :	Velocidade de sedimentação em zona ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$);
V_o e v_o :	Constantes de sedimentação em zona;
V_r :	Volume do reator (L);
VSZ:	Velocidade de sedimentação em zona;
X_a :	Concentração de lodo ativo ($\text{mg}\cdot\text{SSV}\cdot\text{L}^{-1}$);
X_n :	Concentração de <i>Nitrossomonas</i> ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}$);
X_i :	Concentração de sólidos em suspensão ($\text{L}\cdot\text{g}^{-1}$);
X_v :	Concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}$);
Y_n :	Coefficiente de rendimento das <i>Nitrossomonas</i> (0,1 mgSSV/mgN).

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos domésticos tem sido uma das principais preocupações do setor de saneamento. O lançamento indiscriminado de esgotos brutos ou parcialmente tratados nos corpos d'água superficiais pode causar sérios problemas de natureza ambiental ou ecológica, reduzindo a vida aquática e provocando riscos à saúde pública.

O avanço tecnológico na área de engenharia e áreas afins tem contribuído para a diversidade de alternativas para o tratamento de esgotos domésticos. Para avaliar qual o tratamento mais adequado, deve-se analisar criteriosamente um processo que se adapta às condições locais e aos objetivos propostos.

Os sistemas aeróbios têm sido referenciados, atualmente, como os principais sistemas utilizados tanto para o tratamento de esgotos domésticos quanto para esgotos industriais, face à boa qualidade de seus efluentes, uma vez que removem significativamente sólidos em suspensão, material orgânico e ainda há a alternativa de remoção de nutrientes. No entanto, os custos de implantação e operação desses sistemas são onerosos, limitando sua aplicação, principalmente em regiões subdesenvolvidas.

Os sistemas de lodo ativado em bateladas sequenciais (sistemas RBS) incorporam todas as unidades normalmente necessárias em um processo convencional (decantador, tanque de aeração e decantador secundário) em apenas um reator. O sistema RBS se apresenta como uma alternativa atrativa ao sistema de lodo ativado convencional, devido a sua facilidade de operação, flexibilidade de tratamento e grau de tratamento desejado.

Os sistemas combinados anaeróbio/aeróbio podem ser uma alternativa técnica e econômica para o tratamento de esgotos domésticos, porque reúnem as vantagens de ambos os sistemas e minimizam, por outro lado, as desvantagens de cada um deles. Várias são as combinações de sistemas anaeróbio/aeróbio em estudo, principalmente se tendo o reator UASB com pré-tratamento anaeróbio.

O reator UASB (up flow anaerobic sludge blanked), atualmente vem se destacando no tratamento de esgotos domésticos, porque opera com curto tempo de detenção hidráulica, removendo eficientemente parte da matéria orgânica. Além disso, reatores do tipo UASB, ocupam pequenas áreas, apresentam baixa produção de lodo e não necessitam

de energia externa e equipamentos mecânicos. Tais sistemas quando combinados com sistemas aeróbios levam a uma redução significativa de consumo de energia para a aeração, já que reduzem a carga orgânica afluyente aos reatores aerados.

No presente trabalho são apresentados e discutidos os resultados obtidos numa investigação experimental, executada em escala-piloto, na qual foram operados três sistemas de lodo ativado do tipo reatores em bateladas sequenciais (RBS), alimentados com três diferentes substratos: esgoto bruto, esgoto digerido proveniente de um reator UASB e cloreto de amônia. A operação desses três sistemas teve como objetivo verificar se diferentes substratos levam à formação de lodo autotrófico com características mecânicas e biológicas diferentes. Como objetivos específicos, citam-se:

- (1) Avaliar o desempenho, em termos de remoção do material orgânico e nitrogenado, de sistemas de lodo ativado do tipo RBS, alimentados com diferentes substratos;
- (2) Avaliar a atividade metabólica das bactérias autotróficas formadas a partir de diferentes substratos e,
- (3) Avaliar a sedimentabilidade dos lodos gerados.

Esta dissertação é constituída por 8 capítulos. O Capítulo 2 trata de uma revisão de literatura, da qual são apresentados alguns conceitos teóricos e citações sobre o tratamento anaeróbio e aeróbio, mais especificamente sobre o reator UASB e sistemas de lodo ativado, sobre a remoção biológica de nitrogênio, a cinética e estequiometria do processo de nitrificação, sobre a sedimentabilidade do lodo e respirometria.

No Capítulo 3, Material e Métodos, estão apresentados a descrição e operação dos sistemas, os parâmetros analisados e a descrição dos experimentos realizados. Mostra-se ainda que a respirometria foi o principal instrumento utilizado para avaliar a qualidade biológica do lodo quanto a sua atividade autotrófica e que a sedimentabilidade foi avaliada através do teste de Índice Volumétrico de Lodo (IVL).

A apresentação dos resultados estão no Capítulo 4, os quais foram organizados em tabelas e figuras, tendo-se como objetivo facilitar a avaliação dos sistemas operados e as características de sedimentabilidade e de atividade biológica do lodo.

No Capítulo 5, encontra-se a discussão dos resultados apresentados no Capítulo 4, levando-se em consideração as características peculiares de cada sistema.

No Capítulo 6 estão apresentadas as conclusões obtidas com o desenvolvimento desse estudo, tendo-se como principais conclusões a boa eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO) e sólidos suspensos (SST) dos sistemas, com remoção mínima de DQO de 83% e 91% de SST, a sedimentabilidade do lodo classificada de boa a mediana para os sistemas de lodo ativado alimentados com esgoto digerido e com esgoto bruto e a taxa máxima de crescimento específico das bactérias nitrificantes (μ_m) de $0,31 \text{ dia}^{-1}$ e $0,21 \text{ dia}^{-1}$ para os sistemas alimentados com esgoto bruto e com substrato amoniacal.

Nos Capítulos 7 e 8, encontram-se, respectivamente, algumas sugestões para futuras investigações a respeito da operação de sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto, esgoto digerido e substrato amoniacal e as referências bibliográficas citadas nesta dissertação. Ainda, em anexo, estão os dados brutos obtidos da operação dos três sistemas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 *Introdução*

Tendo-se como proposta, dessa dissertação, avaliar a atividade de bactérias autotróficas presentes em sistemas de lodo ativado, geradas a partir de diferentes substratos foram operados sistemas de lodo ativado do tipo RBS (reator de batelada seqüencial) alimentados com esgoto bruto decantado, esgoto digerido em um reator tipo UASB e cloreto de amônia como substratos. Para avaliar a atividade dessas bactérias foi utilizado o método respirométrico de aeração semi-contínua (períodos de aeração intercalados com períodos de não aeração). A teoria desenvolvida por Marais e seus colaboradores foi utilizada para descrição da operação e desempenho dos sistemas operados.

Neste Capítulo, apresenta-se de forma sucinta, aspectos importantes da revisão bibliográfica concernente ao estudo realizado e apresentado nesta dissertação.

2.2 *Fundamentos dos Processos Biológicos*

O tratamento de águas residuárias através de processos biológicos tem passado, ao longo dos anos, por transformações que vêm resultando em tratamentos cada vez mais econômicos e eficientes. Um dos objetivos do tratamento biológico é a oxidação do material orgânico, transformando-o em substâncias mais simples e de baixo peso molecular. A oxidação biológica desse material pode ser realizada por processos aeróbios e anaeróbios.

Os processos aeróbios de tratamento de águas residuárias têm sido bastante utilizados devido à boa qualidade do efluente, que apresenta baixas concentrações de DBO, DQO, sólidos suspensos e possibilidade de remoção de nutrientes, mas precisamente nitrogênio e fósforo. Porém, os custos de implantação, manutenção, mecanização e geração de lodo são elevados, implicando em desvantagens para o sistema (van Haandel e Marais, 1999).

Quanto aos processos de tratamento anaeróbio, o interesse vem crescendo no decorrer dos anos, uma vez que os reatores modernos, devido a alta concentração de lodo ativo, podem remover o material orgânico a uma taxa volumétrica muito mais elevada do que a taxa máxima do sistema de lodo ativado. Em regiões de clima quente, a remoção de

material orgânico do esgoto doméstico em reatores anaeróbios de alta taxa pode ser alcançada em apenas algumas horas, com a produção de um lodo estabilizado com pequeno volume (van Haandel e Lettinga, 1994). Entretanto, o efluente necessita de pós-tratamento uma vez que não removem satisfatoriamente microrganismos patogênicos e nutrientes. Dentre os sistemas anaeróbios, o reator de manta de lodo (UASB) tem sido aplicado com bastante êxito ao longo dos anos, em regiões tropicais. Para o pós-tratamento do reator UASB, as principais opções pesquisadas no Brasil são: lagoa de estabilização, lagoa aerada, biofiltro aerado submerso, lodo ativado – Bardenpho e, mais recentemente, lodo ativado em bateladas seqüenciais. As quatro primeiras configurações tem sido objeto de estudo de Cavalcanti (2003), Além Sobrinho *et al.* (1993), Gonçalves *et al.* (1998) e Coura (2002), respectivamente. A quinta configuração, lodo ativado em bateladas seqüenciais, tem sido estudada por Sousa (1996), Cybis & Pickbrenner (2000), Marcheto *et al.* (2000), Torres & Foresti (2000), Guimarães (2003), entre outros.

Como nenhum sistema dispõe de apenas pontos positivos, pode-se associar os processos aeróbios e anaeróbios, na tentativa de minimizar os custos operacionais e obter um efluente dentro dos padrões exigidos pela legislação.

Nesse contexto, serão descritos aspectos importantes do processo biológico anaeróbio (reator de manta de lodo – UASB) e o processo aeróbio (lodo ativado).

2.3 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)

Nos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo – reatores UASB, o afluente é introduzido no fundo do reator de onde segue uma trajetória ascendente, passando pela zona de digestão. Há uma mistura do afluente com o lodo anaeróbio presente na zona de digestão, havendo então digestão da matéria orgânica, o que resulta na produção de biogás e no crescimento de lodo (van Haandel e Lettinga, 1994). Acima da zona de digestão, há o separador de fases. Neste, o biogás produzido é separado das fases líquida e sólida, podendo ser posteriormente coletado e queimado. Uma zona de sedimentação localizada acima do separador de fases, separa a fase sólida da líquida, sendo o efluente coletado na parte superior do reator. A Figura 2.1 mostra um desenho esquemático de um reator UASB.

Para o tratamento secundário de esgotos sanitários, o reator UASB tem se apresentado como uma importante alternativa, em virtude de remover significativamente matéria orgânica e sólidos suspensos (Sousa e Foresti, 2001). Entretanto, o reator UASB não produz um efluente de boa qualidade: visto que não remove significativamente nutrientes e organismos patogênicos, apresentando, ainda, um residual de matéria orgânica e sólidos suspensos, o efluente digerido necessita de um pós-tratamento.

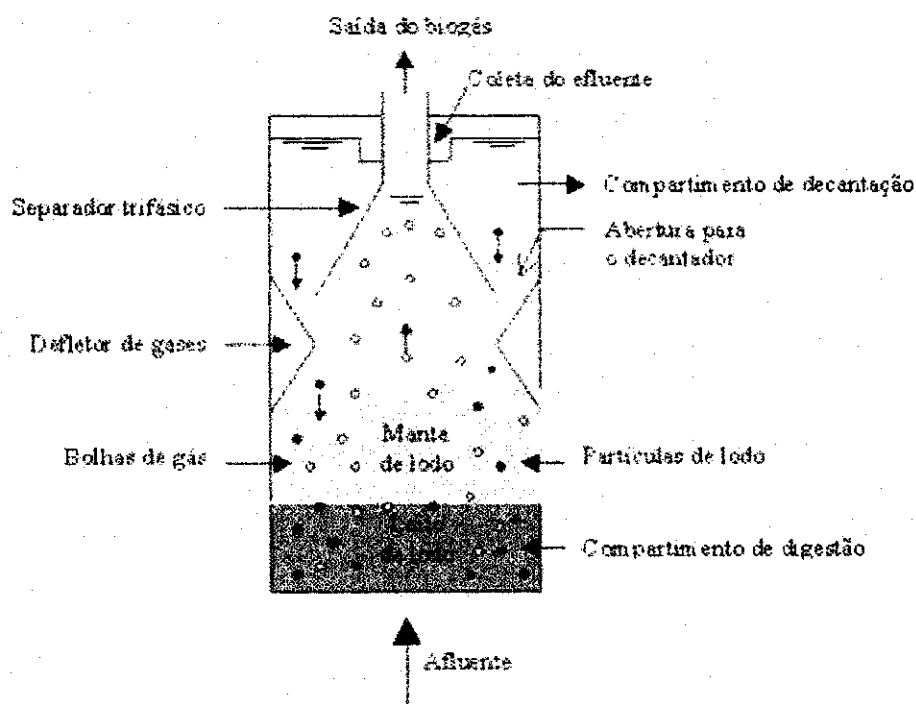


Figura 2.1 – Desenho esquemático de um reator UASB (Fonte: Chernicharo, 1997).

2.4 Sistemas de Lodo Ativado

O sistema de lodo ativado pode ser definido como um processo no qual a massa biológica, que cresce e floclula, é continuamente recirculada e colocada em contato com a matéria orgânica do despejo líquido afluente ao sistema, em presença de oxigênio (Além Sobrinho, 1983). Esses sistemas são amplamente utilizados para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, em situações onde, para uma elevada quantidade de efluente, dispõe-se de reduzida área para implantação. São conhecidos como unidades que removem material orgânico, sólidos em suspensão e eventualmente nutrientes, proporcionando um efluente de boa qualidade. Entretanto, o sistema de lodo ativado inclui

um índice de mecanização superior a de outros sistemas de tratamento, implicando em uma operação mais sofisticada e em maior consumo de energia elétrica.

No reator de lodo ativado, a mistura de água residuária e lodo ativo (lodo biológico ou microrganismos) é denominada de *licor misto*. Na forma de flocos de microrganismos, o lodo é mantido em suspensão, através da agitação provocada pelo sistema de aeração, que também fornece o oxigênio necessário para as reações de oxidação do material orgânico e nitrogenado.

Embora existam diferentes sistemas de lodo ativado, com diferentes nomes comerciais, a diferença entre eles muitas vezes não é significativa em termos de operação e desempenho. Uma variante do sistema de lodo ativado convencional (alimentação contínua) é o sistema com reator biológico alimentado em bateladas seqüenciais – sistema RBS (reator de bateladas seqüenciais). Uma descrição dos sistemas de lodo ativado convencional e RBS será dada a seguir.

2.4.1 Sistema Convencional de Lodo Ativado

O sistema convencional de lodo ativado (SCLA) é constituído de um ou mais reatores biológicos, nos quais o lodo se mantém em suspensão uniforme através de agitação mecânica. Em SCLA um decantador secundário segue o reator biológico.

Um aspecto importante do SCLA é o regime hidráulico no reator biológico. A entrada contínua de água residuária causa a descarga também contínua de licor misto para o decantador, onde haverá separação da fase sólida (o lodo) e da fase líquida (o efluente). O efluente é descarregado, enquanto o lodo é recirculado para o reator biológico, sendo chamado de *lodo de retorno* (van Haandel e Marais, 1999). A Figura 2.2 mostra o esquema básico de um sistema de lodo ativado com alimentação contínua.

Observa-se na Figura 2.2 que no sistema de lodo ativado há uma descarga proposital de lodo ativado. Faz-se necessário esta descarga porque sem ela o crescimento contínuo de lodo no reator provocaria um aumento da sua concentração e certamente o excesso a partir de um valor máximo comprometeria o bom funcionamento do decantador de lodo como unidade de separação de fases. Para que no reator biológico a massa e a concentração de lodo se mantenham constantes é preciso que haja descarga de lodo. O lodo descarregado do sistema chama-se de *lodo de excesso*.

A descarga controlada de lodo de excesso em sistemas de lodo ativado estabelece a idade de lodo, definida por van Haandel e Marais (1999) como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a taxa de descarga de lodo de excesso. Fisicamente, a idade de lodo é igual ao tempo médio de permanência do lodo no sistema de lodo ativado.

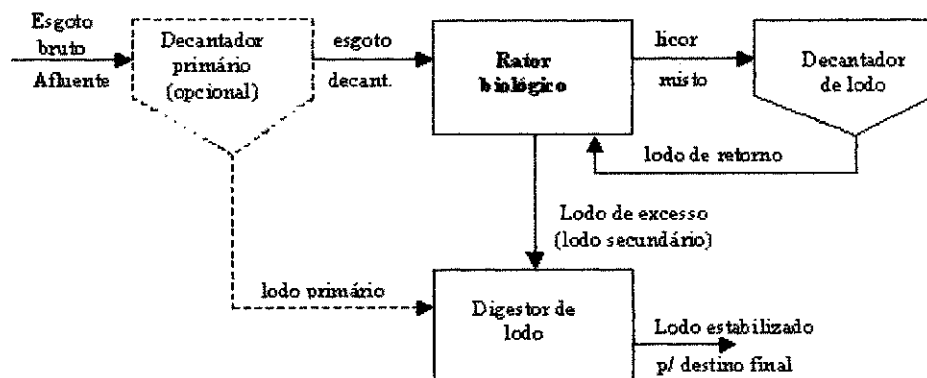


Figura 2.2 – Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

2.4.2 Sistema de Lodo Ativado em Bateladas Sequenciais

O sistema em bateladas seqüenciais consiste na operação em uma única unidade de todos os processos e operações normalmente associados ao tratamento convencional de lodo ativado, quais sejam oxidação biológica e decantação secundária (von Sperling, 1997). No término da depuração de uma batelada, interrompe-se a aeração/agitação de forma que o reator se transforma em um decantador. Após a sedimentação, o sobrenadante (efluente tratado) é descarregado e o reator está pronto para mais uma batelada de água residuária.

Na operação com bateladas seqüenciais distinguem-se as seguintes fases (von Sperling, 1997):

Enchimento: durante um determinado tempo o reator recebe o afluente até que seu volume útil seja completado. Pode ocorrer com ou sem mistura e aeração;

Reação: durante o tempo estabelecido para a fase de aeração ocorre a oxidação da matéria orgânica e nutrientes (se este for o caso). A alternância com e sem aeração, nessa fase, possibilita a remoção de nitrogênio por nitrificação e desnitrificação;

Sedimentação: com o licor misto em repouso ocorre a separação física entre o lodo e o efluente;

Esvaziamento: após o período de sedimentação ser concluído o líquido sobrenadante é drenado, sendo descartado como efluente tratado;

Repouso: período entre a descarga do efluente e a chegada de um novo enchimento.

Nos RBS, o tempo necessário para cada uma dessas fases depende da natureza da água residuária, das condições operacionais e dos objetivos almejados, enquanto que a quantidade e frequência do descarte do lodo de excesso dependem dos requisitos e objetivos adotados, podendo ser realizados durante o período de reação ou após o período de decantação. A Figura 2.3 mostra a representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado em bateladas seqüenciais.

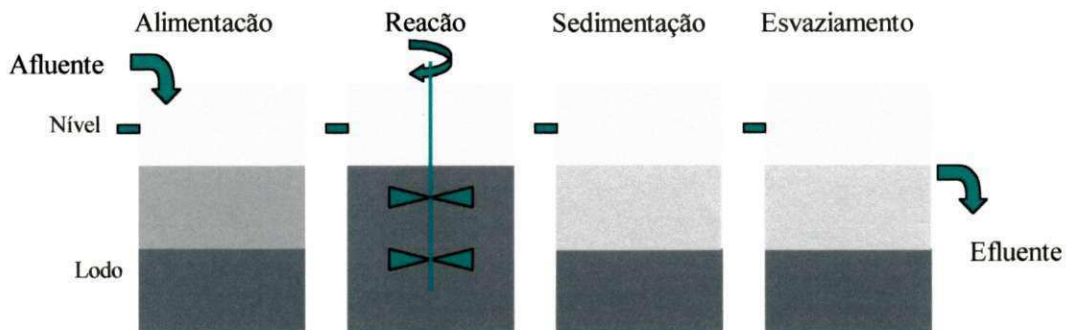


Figura 2.3 – Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado em bateladas seqüenciais.

O reator em bateladas seqüenciais ficou praticamente esquecido quando se desenvolveram sistemas contínuos. Embora tenha sido utilizado há décadas atrás, foi a partir de 1980 que essa tecnologia tornou-se mais difundida e aplicada no tratamento de uma variedade de efluentes (von Sperling, 1997).

As principais vantagens que se atribui a esse sistema, frente aos sistemas contínuos são a sua simplicidade (configuração) e boa sedimentabilidade de lodo. Apresentam elevada eficiência na remoção de DBO, N e P, baixos requisitos de área, conceitualmente são mais simples que os demais sistemas de lodo ativado, necessitam de menos equipamentos mecânicos, flexibilidade operacional e não há necessidade de decantador secundário e elevatória (von Sperling, 1997). Por outro lado, a capacidade de aeração

nesses sistemas é maior do que em reatores aeróbios específicos. Segundo van Haandel e Marais (1999), para o consumo de oxigênio no sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais ser necessariamente igual àquele de um sistema com reatores aeróbios contínuos, a transferência no período de aeração de um reator em bateladas será de 3 a 4 vezes maior que no sistema com aeradores contínuos. Portanto, o custo de instalação de aeradores em sistemas com bateladas será bem superior a de um sistema convencional.

Sabe-se que sistemas de lodo ativado requerem altos investimentos para sua implantação, sendo a energia consumida para a aeração o maior fator de custo operacional. Segundo van Haandel e Marais (1999), um sistema combinado anaeróbio - aeróbio pode reduzir significativamente os custos de construção e operação, pois, devido a remoção de grande parte do material orgânico do afluente no pré-tratamento anaeróbio, a capacidade de oxigenação, para a remoção do material orgânico residual, no sistema de lodo ativado complementar será muito menor que aquela necessária para o tratamento do esgoto sem o pré-tratamento.

A unidade anaeróbia também pode atuar como um tanque de equalização, reduzindo as oscilações na demanda de oxigênio, resultando numa diminuição adicional da capacidade de aeração.

2.5 Remoção Biológica de Nitrogênio

Dentre os principais nutrientes que precisam ser controlados no tratamento de esgotos domésticos, destaca-se o nitrogênio. Várias formas de nitrogênio presentes no esgoto sanitário são originadas principalmente de proteínas metabolizadas. As principais formas encontradas no esgoto doméstico são o nitrogênio orgânico (uréia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas como o grupo amino) e nitrogênio amoniacal (gasoso, $N-NH_3$ e salino, $N-NH_4^+$), prevalecendo a forma amoniacal. Ocasionalmente ocorrem traços de formas oxidadas, nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$) (van Haandel e Marais, 1999). Elevadas concentrações das frações de nitrito e nitrato (acima de $0,5 - 1 \text{ gN/m}^3$) podem indicar elevados volumes de descargas industriais ou ainda grande quantidade de resíduos sólidos (Henze *et al.*, 1999).

A presença de nutrientes é essencial para o crescimento e desenvolvimento da vida aquática. Porém, quando em quantidade excessiva, pode provocar desequilíbrio da biota causando eutrofização no corpo aquático. Em sistemas aeróbios de tratamento de esgoto,

quando não se deseja remover nitrogênio, a nitrificação pode causar prejuízos operacionais e econômicos, visto que é um processo que consome oxigênio em torno da metade do consumo para a oxidação do material orgânico. No entanto, quando associada à desnitrificação, pode-se recuperar 5/8 do oxigênio consumido na nitrificação (van Haandel e Marais, 1999).

No sistema de lodo ativado podem ocorrer vários processos que mudam a forma do material nitrogenado. Esses processos estão descritos a seguir.

2.5.1 Amonificação e Assimilação do Nitrogênio

Na reação de amonificação o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal conforme Equação 2.1 (van Haandel e Marais, 1999):



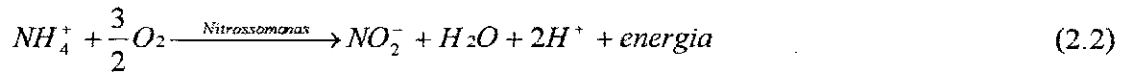
Na reação de assimilação ocorre o inverso da amonificação (Equação 2.1), o nitrogênio amoniacal é utilizado para a síntese do material celular. Se o nitrogênio amoniacal presente for limitante para a reação de assimilação, as frações de nitrito e nitrato, quando presentes, podem ser assimiladas após a redução para nitrogênio amoniacal num processo denominado desnitrificação assimilativa (Metcalf & Eddy, 1991).

A remoção total do nitrogênio por assimilação depende da produção diária de lodo, ou seja, a proporção entre o material orgânico e nitrogenado e a idade de lodo do sistema. Em sistemas de alta taxa, a assimilação do nitrogênio pode atingir uma taxa significativa, especialmente quando se trata de águas residuárias concentradas, em termos de material orgânico e nitrogênio (Kujawa-Roeleveld, 2000). Em sistemas de tratamento de esgoto doméstico, a remoção de nitrogênio via assimilação pode variar de 8 a 30% (van Haandel *et al.*, 1981).

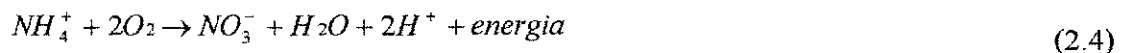
2.5.2 Nitrificação

Em sistemas de lodo ativado, os compostos nitrogenados podem passar por vários processos de conversão, sendo um deles a nitrificação. Esse processo é realizado por bactérias autotróficas quimiossintetisantes e ocorre em duas fases seqüenciais. Na primeira fase, a amônia é oxidada para nitrito através da ação bioquímica de bactérias do gênero

Nitrossomonas. A segunda fase, a oxidação do nitrito para nitrato é intermediada por bactérias do gênero *Nitrobacter*. As duas fases podem ser descritas como (van Haandel e Marais, 1999):



A reação total do processo é a soma das duas equações:



2.5.3 Desnitrificação

O processo de desnitrificação ocorre na ausência de oxigênio e na presença de doadores de elétrons específicos, como por exemplo matéria orgânica, e com a participação de microrganismos.

Muitos autores descrevem o processo de desnitrificação em duas etapas. A primeira compreende a redução de nitrato a nitrito e a segunda a redução de nitrito para nitrogênio molecular. Grady & Lim (1980), acrescentam a essas etapas a formação de óxido nítrico e óxido nitroso, que resultam nas etapas seqüenciais a seguir:



No esgoto doméstico, a concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) geralmente é de aproximadamente 40 a 60 mg N·L⁻¹, o que corresponde a uma fração de, em média 0,06 a 0,12 da DQO. (van Haandel e Marais 1999).

2.6 Cinética de Nitrificação

A nitrificação é um processo que se desenvolve em fases seqüenciais, a primeira é a oxidação da amônia para nitrito e a segunda a oxidação do nitrito para nitrato. Muitos autores (van Haandel e Marais (1999), Henze *et al.* (1995), Vanrolleghem (1999)) consideram somente a primeira fase importante para a cinética do processo de nitrificação, uma vez que a segunda fase ocorre instantaneamente. Brower *et al.* (1998) e Kujawa-Roeleveld (2000) observaram, durante testes respirométricos, que apesar da taxa de

conversão do nitrito a nitrato ser substancialmente maior que a taxa de conversão da amônia a nitrito, a não consideração da segunda fase pode levar a erros significativos na estimativa do processo de nitrificação. A Figura 2.4 mostra um respirograma de oxidação da amônia de um experimento realizado por Brower *et al.* (1998), que apresenta a formação de uma cauda antes de atingir a TCO endógena. Os autores atribuem que esta situação ocorre quando há acúmulo de nitrito no sistema, ou seja, quando a taxa de conversão do nitrito a nitrato é menor que a taxa de conversão de amônia a nitrito.

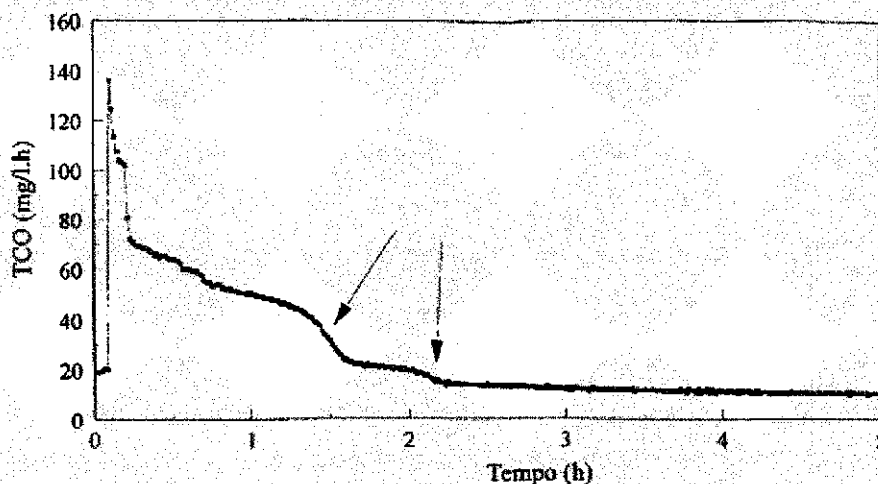


Figura 2.4 – Respirograma de TCO em uma batelada de um sistema com acúmulo de nitrito (Fonte: Brower *et al.*, 1998).

As concentrações de amônia e nitrito influenciam na taxa de máxima de crescimento das bactérias nitrificantes. O efeito desses compostos pode ser quantificado através da equação de Monod, proposta por Dowing *et al.* (1964) e descrita por van Haandel e Marais (1999).

$$\mu = \mu_m \frac{N_a}{N_a + K_n} \quad (2.6)$$

onde:

μ é a taxa de crescimento específico das *Nitrossomonas* (dia^{-1});

μ_m é a taxa máxima de crescimento específico das *Nitrossomonas* (dia^{-1});

N_a é a concentração de amônia ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);

K_n é a constante de meia saturação de Monod ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$).

A taxa de crescimento das *Nitrossomonas* é significativamente inferior a das *Nitrobacter*. Por essa razão, a taxa de nitrificação deve ser modelada pelo organismo de crescimento mais lento, segundo Metcalf & Eddy (1979).

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right) = \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d \quad (2.7)$$

sendo que:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c = \mu X_n = \mu_m X_n \frac{N_a}{N_a + K_n} \quad (2.8)$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d = -b_n X_n \quad (2.9)$$

Durante o estado estacionário de um sistema de lodo ativado completamente misturado, a taxa de crescimento líquido das *Nitrossomonas*, ou seja, o resultado da taxa de crescimento bruto menos a taxa de decaimento, pode ser determinada como igual à taxa de descarga de lodo de excesso:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right) = 0 = \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e \quad (2.10)$$

em que:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e = -\frac{X_n}{R_s} \quad (2.11)$$

substituindo, tem-se:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right) = 0 = \mu_m X_n \frac{N_a}{(N_a + K_n)} - b_n X_n - \frac{X_n}{R_s} \quad (2.12)$$

onde:

(dX_n/dt) é a taxa de variação da concentração de *Nitrossomonas* ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);

$(dX_n/dt)_c$ é a taxa de crescimento das *Nitrossomonas* ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);

$(dX_n/dt)_d$ é a taxa de decaimento das *Nitrossomonas* ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);

$(dX_n/dt)_e$ é a taxa de decarga de lodo de excesso ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$);

X_n é a concentração de *Nitrossomonas* ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}$);

b_n é a constante de decaimento endógeno de *Nitrossomonas* ($0,04\cdot\text{dia}^{-1}$);

R_s é a idade de lodo (dia).

A eficiência do processo de nitrificação pode ser verificada através da concentração residual de amônia no licor misto e no efluente. Essa concentração residual depende das três constantes cinéticas μ_m , K_n e b_n e de uma variável do processo: a idade de lodo. Considerando que a concentração de amônia disponível para nitrificação (N_p) em águas residuárias municipais é muito maior que K_n , van Haandel e Marais (1999) descreve a razão $K_n/N_p \ll 1$ em uma expressão que determina a idade de lodo mínima (R_{sn}) para que ocorra a nitrificação:

$$R_{sn} = \frac{1}{(\mu_m - b_n)} \quad (2.13)$$

A partir dos trabalhos de Dowing (1964), vários pesquisadores investigaram as constantes cinéticas de nitrificação do sistema de lodo ativado e encontraram valores diferentes, sendo esses atribuídos às diferentes técnicas experimentais aplicadas mas, o que de fato foi mais relevante, foi a utilização de diferentes águas residuárias. Segundo van Haandel e Marais (1999), a idade de lodo mínima depende principalmente de μ_m e, devido a grande variação dessa constante, torna-se necessário, na prática, analisar porque ocorrem grandes variações. A influência da constante μ_m sobre a concentração de amônia residual é bem mais acentuada do que a influência das constantes K_n e b_n na eficiência da nitrificação. Essas constantes (K_n e b_n) não tem muita importância na prática uma vez que os valores são baixos, sendo encontrados por alguns autores valores iguais a zero.

Os fatores que influenciam o valor de μ_m estão relacionados à origem e natureza das águas residuárias e as condições operacionais do sistema. Quanto à origem do esgoto várias substâncias inibem o crescimento das bactérias nitrificantes e o valor de μ_m depende da proporção entre esgoto doméstico e água residual. Para as condições operacionais considera-se mais importante os parâmetros: pH, temperatura e OD.

a) Influência do pH sobre a taxa de nitrificação

A nitrificação é um processo que consome alcalinidade e, conseqüentemente, o pH tende a diminuir visto que há liberação de H^+ . Vários pesquisadores (Dowing *et al.* (1964),

Sawyer *et al.* (1973), Ekama e Marais (1976) e Malan & Gouws (1966)), já estudaram a variação do pH sobre μ_m e se refere a um valor de μ_m praticamente constante na faixa de $7 < \text{pH} < 8,5$, observando uma diminuição fora dessa faixa. A Figura 2.5. contém curvas de variação de μ_m para diferentes valores de pH, onde é possível observar que para evitar um valor baixo de μ_m é preciso que se mantenha o valor do pH do licor misto acima de 7. Segundo van Haandel e Marais (1999), para manter um pH na faixa do neutro, é necessário que a alcalinidade seja, no mínimo, 35ppmCaCO₃, assim não haverá uma variação significativa do pH quando tiver variação de alcalinidade.

Ferreira (2002) realizou pesquisa sobre a atividade das bactérias *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* em ambientes com valores de pH entre 5,0 e 8,5. A Figura 2.6 mostra os resultados obtidos onde se pode observar que as bactérias *Nitrobacter* apresentaram maior taxa de crescimento que as *Nitrossomonas*. Entretanto, pode-se ainda observar que, para valores de pH maiores que 7,5 o decréscimo de seu crescimento foi acentuado. A maior taxa de crescimento tanto para as *Nitrossomonas* quanto para as *Nitrobacter* se encontra na faixa de pH entre 6,5 e 7,5. Fora dessa faixa ocorre uma diminuição acentuada na atividade das bactérias.

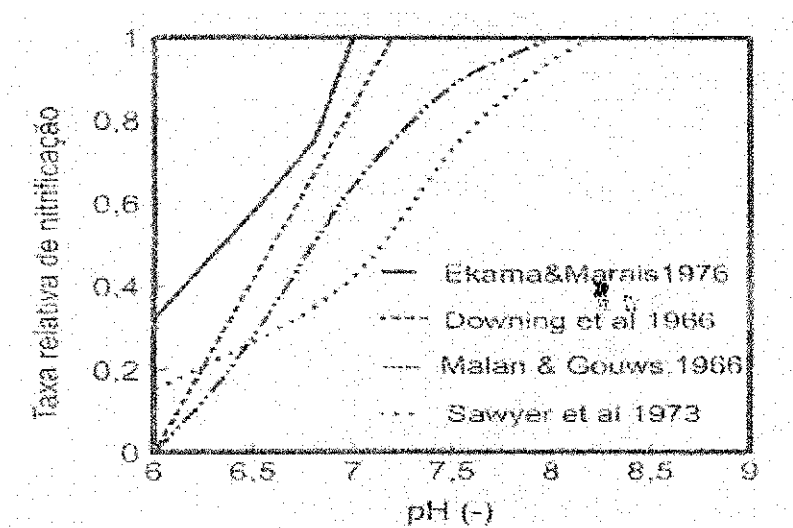


Figura 2.5 – Influência do pH sobre a taxa de nitrificação segundo EPA (1976) (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

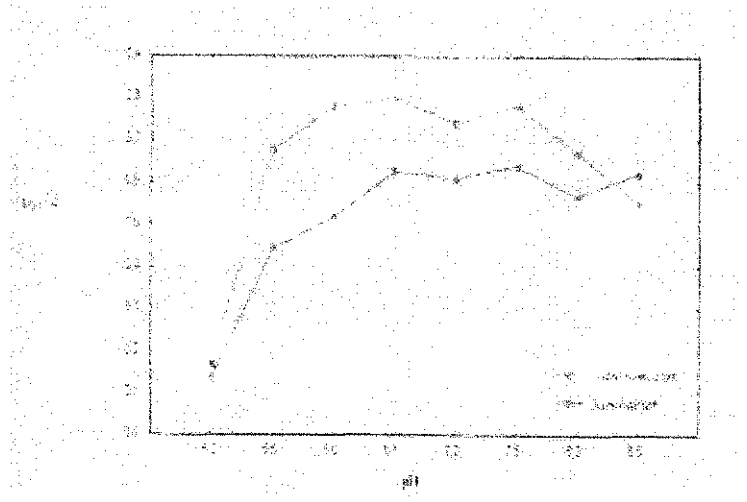


Figura 2.6 – Variação da taxa máxima de crescimento específico das *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* em função do pH (Fonte: Ferreira, 2002)

b) Influência da temperatura sobre a taxa de nitrificação.

A temperatura exerce influência sobre a taxa de crescimento específico das *Nitrossomonas*, conforme já comprovado por vários pesquisadores. Normalmente, utiliza-se a equação de Arrhenius para quantificar a influência da temperatura:

$$\mu_{mT} = \mu_{m20} \cdot \theta^{(T-20)} \tag{2.14}$$

onde:

μ_{mT} é a taxa máxima de crescimento das *Nitrossomonas* a uma temperatura T (dia⁻¹);

θ é o coeficiente de Temperatura;

T é a temperatura (°C).

A Tabela 2.1 apresenta resultados de θ obtidos por alguns pesquisadores. O valor de θ varia entre 1,11 e 1,13, o que corresponde a um aumento no valor de μ_m de 11 a 13% por cada grau centígrado de variação da temperatura. Isso significa dizer que, a influência acentuada da temperatura sobre o valor de μ_m causa uma grande repercussão sobre o sistema de lodo ativado, visto que o valor de μ_m dobra quando a temperatura aumenta em 6 a 7°C.

Tabela 2.1 – Valores do coeficiente de temperatura para diferentes faixas de temperatura e segundo diferentes autores.

θ	Intervalo (°C)	Referência
1,116	19-21	Gujer (1977)
1,123	15-20	Dowing et al (1964)
1,123	14-20	Ekama e Marais (1976)
1,130	20-30	Lijklema (1973)

Fonte: van Haandel e Marais (1999)

c) Influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre a taxa de nitrificação

A influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre a taxa de nitrificação em sistemas de lodo ocorre, principalmente, devido ao consumo de oxigênio dentro dos flocos, produzindo um gradiente de concentração, sendo esta maior na parte externa do floco, onde se considera a concentração de OD igual à do seio do líquido. A Figura 2.7 mostra esquematicamente a variação da concentração de OD em função da distância da camada externa até o centro do floco. O valor da concentração mínima no seio do líquido para manter um ambiente aeróbio no centro do floco depende, segundo van Haandel e Marais (1999), de vários fatores: tamanho do floco, temperatura, intensidade de agitação, e principalmente taxa de consumo de oxigênio dissolvido.

De acordo com von Sperling (1997) a concentração de OD deve garantir que no interior dos flocos seja mantida uma concentração superior à crítica. Dependendo da concentração de OD no meio líquido, pode-se desenvolver no centro do floco uma microrregião anóxica onde não há OD (OD subcrítico) e onde, conseqüentemente, não ocorrerá a atividade metabólica de oxidação da matéria orgânica e amônia. Como essa concentração mínima pode variar de um sistema para outro devido aos fatores já mencionados, em geral, pode-se esperar que uma concentração de OD de 2 mg/L seja suficiente para o desenvolvimento da nitrificação (van Haandel e Marais, 1999).

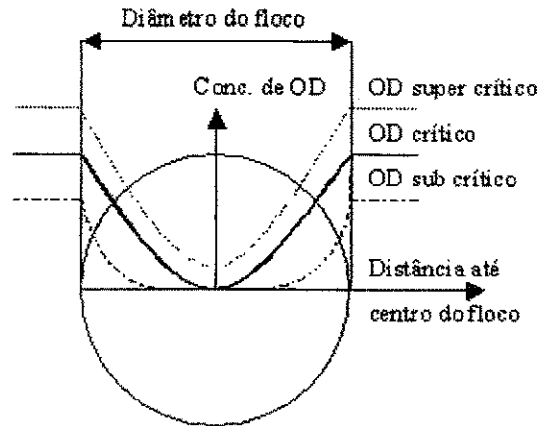


Figura 2.7 – Representação esquemática da variação da concentração de OD num floco em função da distância do centro para concentrações subcrítica, crítica e supercrítica (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

Quando a concentração de oxigênio dissolvido diminui, este exerce influência na cinética de nitrificação. Nesse sentido, alguns autores propuseram a expressão (van Haandel e Marais, 1999):

$$\mu = \mu_m \cdot \left[\frac{N_a}{N_a + K_n} \right] \left[\frac{OD}{OD + K_o} \right] \quad (2.15)$$

onde:

OD é a concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mgOD} \cdot \text{L}^{-1}$);

K_o é a constante de meia saturação ($\text{mgOD} \cdot \text{L}^{-1}$).

d) Influência de substâncias tóxicas ou inibidoras

Muitas substâncias químicas podem exercer um efeito negativo sobre a capacidade metabólica dos microrganismos. Esse efeito nem sempre ocorre na mesma intensidade para as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* e pode permanecer no sistema depois da eliminação do material ou ficar temporariamente. No primeiro caso os compostos químicos são denominados de tóxicos e no segundo como inibidores.

O efeito da toxicidade parcial ou completa, segundo Ros (1993), depende da substância e de sua concentração. A concentração de uma substância tóxica também é influenciada por outros fatores como níveis de alimento, temperatura e a natureza dos

organismos. Em alguns casos a população se adaptará a um nível de concentração de uma substância tóxica. Essa adaptação pode ser o resultado de uma neutralização do material tóxico pela atividade biológica ou crescimento seletivo dentro da cultura de um subconjunto de organismos capazes de metabolizar na presença de substâncias tóxicas.

A taxa de consumo de oxigênio é um parâmetro fundamental para avaliar a toxicidade em águas residuárias visto que esta se manifesta através da diminuição da taxa de utilização do material orgânico pelos microrganismos que por sua vez resulta numa queda da TCO.

2.6.1 Determinação da Taxa Máxima de Crescimento Específico

A taxa máxima de crescimento específico das bactérias nitrificantes pode ser determinada através da seguinte equação:

$$\mu_{bn} = \frac{Y_n r_{n, \max}}{X_n} \quad (2.16)$$

onde:

Y_n é o coeficiente de rendimento das *Nitrossomonas* (0,1 mgSSV/mgN);

$r_{n, \max}$ é a taxa máxima de nitrificação (mgN· dia⁻¹).

A taxa de nitrificação depende da concentração de substrato enquanto que a taxa máxima de nitrificação independe dessa variável. Segundo van Haandel e Marais (1999), a taxa de nitrificação aumenta de acordo com o aumento da concentração de substrato amoniacal até que se aproxime de um valor máximo, mantendo-se um valor praticamente constante. A partir daí, o aumento na concentração de substrato amoniacal não reflete mais no aumento da taxa de crescimento específico das bactérias nitrificantes. Dessa forma, é importante que a taxa máxima seja determinada com concentração de substrato em excesso.

A taxa de nitrificação pode ser calculada através de parâmetros que afetam diretamente a nitrificação – concentração de amônia, nitrato, alcalinidade e consumo de oxigênio (Abreu, 2000).

$$r_n = -r_{Na} \quad (2.17)$$

$$r_n = r_{Nn} \quad (2.18)$$

$$r_n = \frac{TCO_n}{4,57} \quad (2.19)$$

$$r_n = -\frac{r_{alc}}{7,14} \quad (2.20)$$

onde:

r_n é a taxa de nitrificação ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

r_{Na} é a taxa de variação da concentração de amônia devido a nitrificação ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

r_{Nn} é a taxa de variação da concentração de nitrato devido a nitrificação ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

TCO_n é a taxa de consumo de oxigênio devido a nitrificação ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

r_{alc} é a taxa de variação da concentração da alcalinidade devido a nitrificação ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$).

Muitos autores já demonstraram que a determinação da taxa de nitrificação através da taxa de consumo de oxigênio é confiável e pode ser comparada com outras determinações que utilizam resultados encontrados por outros métodos (variação de alcalinidade, nitrato e amônia). O que torna o método respirométrico mais atrativo é sua praticidade, pois permite determinar a TCO de forma simples e automatizada.

Para calcular a constante μ_m é necessário, ainda, se determinar a concentração de *Nitrossomonas* que, segundo van Haandel e Marais (1999), pode ser calculada em função da idade de lodo, concentração de amônia nitrificada e tempo de permanência, conforme Equação (2.21):

$$X_n = \frac{Y_n R_s}{(1 + b_n R_s)} * \frac{N_c}{R_h} \quad (2.21)$$

$$N_c = N_{ka} - N_{ke} - N_i \quad (2.22)$$

onde:

N_c é a concentração de amônia do afluente, nitrificada no sistema ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);

R_s é a idade de lodo (dia);

R_h é a tempo de permanência (dia);

N_{ka} é a concentração de NTK afluente ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);

N_{ke} é a concentração NTK efluente ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);

N_i é a concentração NTK para a produção de lodo de excesso ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$).

Considerando que o lodo orgânico é composto com cerca de 10% de nitrogênio (van Haandel e Marais, 1999), a concentração de N_i , pode ser descrita como:

$$N_i = \frac{f_n X_v R_b}{R_s} \quad (2.23)$$

onde:

f_n é a fração de nitrogênio em lodo volátil = $0,1 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}\text{SSV}$;

X_v é a concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}$).

2.7 Estequiometria das Reações do Material Nitrogenado

2.7.1 Consumo de Oxigênio

No processo de nitrificação do material nitrogenado oriundo do esgoto doméstico, há um consumo representativo de oxigênio. A Figura 2.8 mostra esquematicamente a transferência de elétrons nos processos de nitrificação e desnitrificação. Observa-se que na oxidação realizada pelas *Nitrossomonas* o número de oxidação aumenta de (-3) para (+5), o que corresponde a transferência de 8 elétrons por átomo de nitrogênio, que são transferidos para o oxigênio, sendo necessário quatro átomos de oxigênio para oxidação de 1 mol de amônia para nitrato. Portanto, no processo de nitrificação para oxidar 1 mol de amônia, o consumo de oxigênio será:

$$4 * 16 / 14 = 4,57 \text{mgO}_2 \cdot \text{mgN}^{-1} \quad (2.24)$$

Por outro lado, no processo de desnitrificação o oxidante nitrato é reduzido para nitrogênio molecular havendo uma recuperação de 5 elétrons. Em termos de equivalentes oxidimétricos, o nitrato na desnitrificação tem uma capacidade de oxidação igual a 5/8 de oxigênio necessário para nitrificação. Desta forma, uma fração de 5/8 do consumo de oxigênio na nitrificação pode ser recuperada como oxigênio equivalente no processo de desnitrificação, o que corresponde a:

$$5/8 * 4,57 = 2,86 \text{mgO}_2 \cdot \text{mgN}^{-1} \quad (2.25)$$

Mesmo com a recuperação, no processo de desnitrificação, de parte do oxigênio utilizado na nitrificação, ainda há um consumo líquido de $1,71 \text{ mgO}_2 \cdot \text{mgN}^{-1}$, o que representa custos na operação do sistema de lodo ativado.

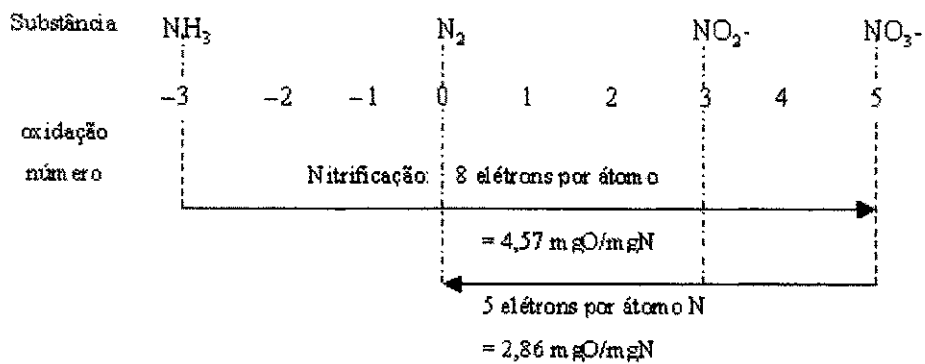


Figura 2.8 – Variação do número de oxidação de nitrogênio nos processos de nitrificação e desnitrificação (Fonte: van Haandel e Marais, 1999).

2.7.2 Variação da Alcalinidade

A variação de alcalinidade no processo de remoção de nitrogênio pode ser influenciada pelos efeitos da amonificação, nitrificação e desnitrificação. Segundo van Haandel e Marais (1999), no processo de amonificação há uma produção de alcalinidade de 50g CaCO₃ por mol de amônia (14gN) amonificado, no processo de nitrificação há um consumo de alcalinidade de 100g CaCO₃ por mol de N (14gN) e no processo de desnitrificação há uma produção de 50 g CaCO₃ por mol N. As variações da alcalinidade podem ser expressas como:

Amonificação:

$$(\Delta Alc/\Delta N)_{am} = 50/14 = 3,57 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{mg N}^{-1} \quad (2.26)$$

Nitrificação:

$$(\Delta Alc/\Delta N)_n = -100/14 = -7,14 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{mg N}^{-1} \quad (2.27)$$

Desnitrificação:

$$(\Delta Alc/\Delta N)_d = 50/14 = 3,57 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{mg N}^{-1} \quad (2.28)$$

onde:

$(\Delta Alc/\Delta N)$ é a variação da alcalinidade por mg N.

Os índices “am”, “n” e “d” se referem aos processos amonificação, nitrificação e desnitrificação, respectivamente.

A concentração de nitrogênio orgânico no esgoto doméstico é baixa, resultando em um efeito mínimo de amonificação sobre a alcalinidade, podendo ser estequiometricamente desconsiderada em alguns sistemas. Para sistemas de lodo ativado, a concentração de nitrogênio amonificado é dada pela diferença entre o nitrogênio orgânico afluente e a soma deste no efluente e no lodo de excesso.

$$\Delta N_{am} = N_{oa} - N_{oe} - N_l \quad (2.29)$$

onde:

ΔN_{am} é a concentração de nitrogênio amonificado no afluente do sistema de lodo ativado ($\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$);

N_{oa} é a concentração de nitrogênio orgânico afluente ($\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$);

N_{oe} é a concentração de nitrogênio orgânico efluente ($\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$);

N_l é a concentração de nitrogênio orgânico no lodo de excesso ($\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$).

Assim a variação da alcalinidade devido a amonificação pode ser determinada pela Equação (2.30):

$$\Delta Alc_{am} = 3,57 \cdot \Delta N_{am} = 3,57(N_{oa} - N_{oe} - N_l) \quad (2.30)$$

A nitrificação é um processo que consome alcalinidade e esta variação pode ser calculada a partir da concentração de amônia nitrificada. Esta concentração corresponde à diferença entre a concentração de NTK afluente (N_{ka}) e a soma das concentrações de NTK efluente (N_{ke}) e aquela para a produção de lodo (N_l).

$$N_c = N_{ka} - N_{ke} - N_l \quad (2.31)$$

onde:

N_c é a concentração de amônia do afluente, nitrificada no sistema ($\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$).

Desta forma, o efeito da nitrificação sobre a alcalinidade é expressa como:

$$\Delta Alc_n = -7,14 \cdot N_c = -7,14(N_{ka} - N_{ke} - N_l) \quad (2.32)$$

No processo de desnitrificação, a variação da alcalinidade depende da concentração de nitrato removido no sistema que é dada por:

$$\Delta N_d = N_{na} + N_c - N_{ne} \quad (2.33)$$

onde:

N_{na} é a concentração de nitrato afluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);

N_{ne} é a concentração de nitrato efluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$).

A variação da alcalinidade devido o processo de desnitrificação é expressa como:

$$\Delta Alc_d = 3,57 \cdot \Delta N_d = 3,57(N_{na} + N_{ka} - N_{ke} - N_t - N_{ne}) \quad (2.34)$$

A soma dos efeitos da amonificação, nitrificação e desnitrificação em sistemas de lodo ativado resulta na variação total da alcalinidade do sistema (Equação (2.35)).

$$\Delta Alc_t = \Delta Alc_{am} + \Delta Alc_n + \Delta Alc_d \quad (2.35)$$

Tendo em vista que a concentração de NTK, N_k , é a soma da concentração de nitrogênio orgânico (N_o) e amoniacal (N_a), a equação (2.35) se simplifica em:

$$\Delta Alc_t = -3,57(N_{oa} - N_{na} - N_{ae} + N_{ne}) = 3,57(\Delta N_a - \Delta N_n) \quad (2.36)$$

onde:

ΔN_a é a variação da concentração de amônia no sistema de lodo ativado;

ΔN_n é a variação da concentração de nitrato no sistema de lodo ativado.

Os parâmetros descritos na equação (2.36) podem ser determinados através de testes analíticos padronizados, permitindo calcular a variação teórica de alcalinidade devido ao efeito estequiométrico proveniente da amonificação, nitrificação e desnitrificação.

2.7.3 Variação do pH

As reações que ocorrem com o material nitrogenado exercem influência sobre a alcalinidade que por sua vez tem relação direta com o pH. A equação (2.37) permite calcular o pH para qualquer valor da alcalinidade, desde que se conheça a concentração de dióxido de carbono (van Haandel e Marais 1999).

$$Alc = [CO_2] 10^{pH - pK^*1} \left(1 + 2 * 10^{pH - pK^*2} \right) + 10^{pH - pK^*w} - 10^{-pH} \quad (2.37)$$

onde:

K^*_1 é a constante de dissociação real de CO_2 (base molar);

K^*_2 é a constante de dissociação real de bicarbonato (base molar);

K_w^* é a constante de dissociação real da água (base molar);

* refere-se a constante de dissociação real (base molar) e não a constante de dissociação termodinâmica.

A Figura 2.9 mostra a relação da alcalinidade com o pH e demonstra que para uma concentração de CO_2 variando entre 0,5 e 10 $mg \cdot L^{-1}$ e alcalinidade maior que 35 ppm $CaCO_3$ o pH não varia significativamente como varia a alcalinidade. Por outro lado, quando a alcalinidade é menor que 35 ppm $CaCO_3$, o valor do pH depende consideravelmente do valor da alcalinidade, proporcionando prejuízos para o sistema.

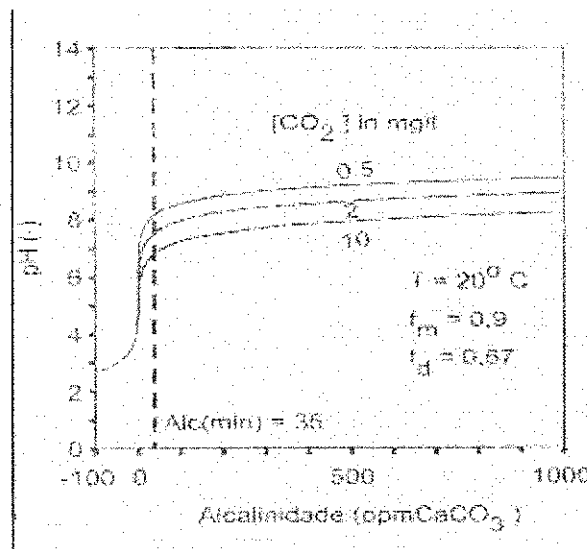


Figura 2.9 – Variação do pH em função da alcalinidade do licor misto (Fonte: van Haandel e Marais 1999).

A partir dessas considerações, observa-se que para o bom funcionamento de sistemas de lodo ativado, deve ser determinado o valor mínimo da alcalinidade no afluente para que o pH mantenha um valor estável próximo à neutralidade. A Equação (2.38) permite essa determinação:

$$\Delta Alc_t = Alc_e - Alc_a = 35 - Alc_a = 3,57(\Delta N_a - \Delta N_n) \quad (2.38)$$

ou aproximadamente,

$$Alc_a > 3,57(\Delta N_n - \Delta N_a + 10) \quad (2.38a)$$

onde:

Alc_a é a alcalinidade do afluente ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$);

Alc_e é a alcalinidade do efluente ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$).

2.8 Taxa de Consumo de Oxigênio em Sistema de Lodo Ativado

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) representa a velocidade com que as bactérias consomem o oxigênio dissolvido (para degradação da matéria orgânica) em um determinado reator, por unidade de volume e por unidade de tempo. O teste da TCO é utilizado para determinar a velocidade de processos metabólicos no sistema de tratamento aeróbio com lodo em suspensão. Esse parâmetro pode ser determinado experimentalmente através da taxa de diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, quando a aeração é interrompida (van Haandel e Catunda, 1982).

O princípio do teste da TCO se baseia em inserir um eletrodo de um medidor de oxigênio no licor misto, interromper a aeração e observar a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido em função do tempo. A determinação semi-contínua da TCO é feita em um equipamento chamado respirômetro, descrito na Seção 2.10.

No sistema de lodo ativado, o oxigênio pode ser usado para oxidação de material orgânico e para nitrificação. A taxa de consumo de oxigênio total é a soma do consumo de oxigênio durante a oxidação do material orgânico e do material nitrogenado, ou seja:

$$TCO_t = TCO_c + TCO_n \quad (2.39)$$

onde:

TCO_t é a TCO total ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

TCO_c é a TCO devido a oxidação do material orgânico carbonáceo ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);

TCO_n é a TCO devido a oxidação do material nitrogenado ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$).

A taxa de consumo de oxigênio para a utilização do material orgânico carbonáceo (TCO_c) corresponde a soma da TCO exógena (TCO_{exo}) e endógena (TCO_{end}):

$$TCO_c = TCO_{exo} + TCO_{end} \quad (2.40)$$

A taxa de consumo de oxigênio devido a nitrificação (TCO_n) pode ser estimada a partir da variação da concentração de nitrato no sistema de lodo ativado, conforme descrito a seguir na Seção 2.8.1.

Desta forma, determina-se a TCO para oxidação de material orgânico (TCO_o) pela diferença entre a TCO total (TCO_t) e a TCO para nitrificação (TCO_n):

$$TCO_o = TCO_t - TCO_n \quad (2.41)$$

2.8.1 TCO para Nitrificação

Marais e Ekama (1976), mostraram que a fração de nitrogênio em lodo orgânico é aproximadamente 0,1 mgN/mgSSV. Dessa forma, libera-se uma fração $f_n = 0,1$ mg de nitrogênio quando 1 mg de lodo é oxidado, ou seja, $f_n(1-f)$ de nitrogênio é liberado no decaimento de 1 mg de lodo ativo. Estequiometricamente, calcula-se que 1 mg de nitrogênio amoniacal produz uma demanda 4,57 mg de oxigênio. Assim, para a nitrificação do nitrogênio liberado no decaimento de 1mg de lodo ativo, existe uma demanda de $4,57 \cdot f_n(1-f)$ mg de oxigênio. Desse modo a TCO devido a nitrificação (TCO_n) pode ser determinada a partir da equação:

$$TCO_n = 4,57 f_n(1-f) \cdot b_h \cdot X_a \quad (2.42)$$

onde:

f_n é a fração de nitrogênio em lodo volátil (0,1 mgN·mg⁻¹SSV);

f é a fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno;

b_h é a constante de decaimento de lodo ativo;

X_a é a concentração de lodo ativo (mg·SSV·L⁻¹).

2.9 Sedimentabilidade do Lodo Ativado

A eficiência no tratamento de esgoto em sistemas de lodo ativado depende de uma boa separação entre os sólidos biológicos e o efluente tratado. A sedimentação do lodo ativo pode ocorrer no decantador secundário para os sistemas convencionais ou no próprio reator para os sistemas em bateladas seqüenciais. Devido à alta concentração de sólidos em suspensão, a sedimentação do licor misto é de uma natureza muito diferente da sedimentação de suspensões mais diluídas, como, por exemplo, esgoto bruto ou água de abastecimento floculada (Catunda *et al.*, 1989). Em suspensões mais concentradas, como é o caso do licor misto de sistemas de lodo ativado, forma-se uma matriz de flocos interligadas e esses sedimentam todas com a mesma velocidade. Esse tipo de sedimentação

é chamado de “sedimentação em zona”, sendo a velocidade denominada de “velocidade de sedimentação em zona” (VSZ) (van Haandel e Marais, 1999).

A concentração mínima de sólidos suspensos, no licor misto de sistemas de lodo ativado, para haver sedimentação em zona é em torno de 0,5 a 1g/L. Abaixo dessa faixa os flocos se dispersam e tendem a sedimentar individualmente. Geralmente, em sistemas de lodo ativado a concentração de sólidos suspensos está na faixa de 2 a 5g/L, bem superior ao limite para haver sedimentação em zona, de forma que nos decantadores secundários a sedimentação quase invariavelmente é do tipo zonal (Catunda *et al.*, 1989).

A velocidade de sedimentação (VSZ) pode ser avaliada em função da concentração de sólidos em suspensão através da equação de Vesilind (1968) ou Dick (1970):

$$Vesilind : v = v_0 \exp(-kX_r) \quad (2.43)$$

$$Dick : v = V_0(X_r)^k \quad (2.44)$$

onde:

v é a velocidade de sedimentação em zona ($m \cdot h^{-1}$);

X_r é a concentração de sólidos em suspensão ($L \cdot g^{-1}$);

v_0 , k , V_0 , K são as constantes de sedimentação em zona.

Na prática, a determinação da velocidade de sedimentação em zona (VSZ) é um pouco complicada e por essa razão frequentemente se usa o Índice Volumétrico de Lodo (IVL) ou parâmetros dele derivado: Índice Volumétrico de Lodo Diluído (IVLD) ou Índice Volumétrico de Lodo Agitado (IVLA).

O teste do Índice Volumétrico de Lodo (IVL) é o teste mais antigo e mais aplicado para determinação da sedimentabilidade do lodo. Nesse teste, determina-se o volume que os sólidos de uma suspensão de lodo ativado ocupam em uma proveta de 1 litro após 30 minutos de sedimentação. Após a determinação da concentração inicial do lodo, calcula-se o volume ocupado, após 30 minutos sedimentação, por 1g de sólidos em suspensão (Catunda *et al.*, 1989). Embora seja um teste simples, a sua utilidade para quantificar a sedimentabilidade de lodo é limitada, pois o seu valor depende significativamente da concentração inicial dos sólidos em suspensão, não permitindo a obtenção de uma informação clara sobre a sedimentabilidade do lodo.

O teste do Índice Volumétrico de Lodo Diluído (IVLD) baseia-se na diluição da amostra, de tal forma que o volume da suspensão diluída após a sedimentação seja menor que 200 ml. Dessa forma, o valor do IVLD é praticamente independente do valor numérico da concentração inicial.

O Índice Volumétrico de Lodo Agitado (IVLA) é definido como o volume de lodo por unidade de massa de sólidos suspensos, determinado numa proveta de 1 litro após 30 minutos de decantação, aplicando-se agitação mecânica suave durante a sedimentação. O IVLA não depende da concentração inicial de lodo, exceto quando a velocidade de sedimentação é baixa, menor que $1 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$.

Para contornar esse problema, White (1975) sugeriu o uso de uma concentração padrão de sólidos suspensos de $3,5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, definido como $\text{IVLA}_{3,5}$. Von Sperling (1997) considera o $\text{IVLA}_{3,5}$ o teste mais representativo e menos sujeito a distorções quanto a sedimentabilidade do lodo, visto que efetua-se diferentes concentrações iniciais (obtidas através de diluições e concentrações da amostra) e interpreta-se o resultado para a concentração de $3,5 \text{ g/L}$, que é a concentração mais usual em tanques de aeração do processo de lodo ativado.

Na Tabela 2.2 estão relacionadas as características de sedimentabilidade do lodo e os valores aproximados do índice volumétrico de lodo.

Tabela 2.2 – Interpretação aproximada dos resultados dos testes do Índice Volumétrico de Lodo

<i>Sedimentabilidade</i>	<i>Faixa de Valores do Índice Volumétrico de Lodo (ml/g)</i>			
	IVL	IVLD	IVLA	IVLA_{3,5}
Ótima	0 – 50	0 – 45	0 – 50	0 – 40
Boa	50 – 100	45 – 95	50 – 80	40 – 80
Média	100 – 200	95 – 165	80 – 140	80 – 100
Ruim	200 – 300	165 – 215	140 – 200	100 – 120
Péssima	> 300	> 215	> 200	> 120

Fonte: von Sperling (1997).

2.10 Uso da Respirometria

A respirometria é um processo aplicado em sistema de tratamento aeróbio para avaliar a velocidade do consumo de oxigênio e a atividade metabólica dos microrganismos. Essa técnica vem sendo utilizada por muitos pesquisadores no tratamento de águas residuárias para determinar as constantes cinéticas (Ekama e Marais, 1980); eficiência de aeradores nos sistemas aerados de tratamento de esgotos (van Haandel e Catunda, 1983); composição da matéria orgânica em águas residuárias (Henze *et al.* 1997; Silva, 2003); avaliação da toxicidade e controle operacional de sistemas aeróbios (Fernandes, 1999); avaliação da atividade das bactérias nitrificantes (Ferreira, 2002); influência de interrupções de oxigenação sobre a viabilidade e atividade do lodo ativo (Costa, 2002); influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o desempenho de sistemas de lodo ativado tratando efluentes da indústria petroquímica (Medeiros, 2004).

O método respirométrico pode ser realizado por um respirômetro que é um instrumento que permite determinar a TCO em sistemas aeróbios. Podem ser, de acordo com Ros (1993), fechados (manométricos, volumétricos e/ou combinados), ou abertos (semi-contínuos ou contínuos). Atualmente os respirômetros abertos tem sido mais utilizado em virtude de dispensarem operadores, uma vez que determinam a TCO automaticamente. A seguir serão descritos os princípios respirométricos semi-contínuos e contínuos.

No primeiro método (semi-contínuo), o princípio do teste da TCO baseia-se em interrupções da aeração em um reator de lodo ativado. Durante os períodos sem aeração observa-se a diminuição da concentração de OD, sendo estabelecido as duas concentrações de referência (OD máximo e mínimo). Quando se aplica aeração, a concentração de OD tenderá a subir e quando atinge ao valor máximo interrompe-se a aeração e observa-se uma diminuição da concentração de OD por causa do consumo pelas bactérias (van Haandel *et al.*, 1998). Esta diminuição de OD num intervalo de tempo é medida e registrada, podendo ser calculada através da Equação (2.45) (Catunda, 1996). Quando a concentração de OD atinge o valor de referência inferior, reinicia-se a aeração formando-se vários ciclos.

$$R_e = \frac{-\Delta OD}{\Delta T} \quad (2.45)$$

onde:

R_e é a taxa de respiração pelos microrganismos;

ΔOD é a variação da concentração de oxigênio.

A variação da concentração de OD obtida no teste da TCO é decorrente da diferença entre a taxa de aeração e a taxa de consumo de oxigênio, sendo que a taxa de aeração é proporcional ao déficit de OD, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação e a concentração de OD no líquido (van Haandel *et al.*, 1997):

$$\frac{dOD_1}{dt} = K_{la}(OD_s - OD_1) - TCO \quad (2.46)$$

onde:

dOD_1/dt é a taxa de variação da concentração de OD no licor misto ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

K_{la} é a constante de transferência de oxigênio (h^{-1});

OD_s é a concentração de saturação de oxigênio na amostra ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);

OD_1 é a concentração inicial de oxigênio na amostra ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);

TCO é a taxa de consumo de oxigênio ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

A Figura 2.10 mostra um respirograma que informa graficamente a concentração de OD e a TCO para intervalos de tempos determinados. No gráfico superior observa-se os ciclos de aeração que se inicia automaticamente quando OD atinge o valor de referência mínimo (OD_{min}) e termina quando atinge o valor máximo de referência (OD_{max}). A partir daí, na fase sem aeração, pode-se observar o tempo de decaimento da concentração de OD até a concentração mínima, sendo calculada a TCO a partir dos dados da variação de OD nos períodos sem aeração. Os resultados de TCO calculados pelo software são registrados na tela principal (gráfico inferior) e armazenados em arquivo do programa Excel.

Uma desvantagem do método semi-contínuo da TCO é a necessidade de se manter a agitação enquanto se interrompe a aeração. Em reatores em escala real normalmente não há equipamento específico para agitação do licor misto, os aeradores realizam esta tarefa automaticamente quando transferem o oxigênio para licor misto. Por esta razão não se pode realizar o teste da TCO semi-contínuo no reator em escala real visto que quando se interrompe a aeração, não há mais agitação e a suspensão não será mais uniforme. Desse modo não seria prático ligar e desligar os motores pesados dos aeradores frequentemente (van Haandel *et al.*, 1997). Nesse caso, uma alternativa viável é retirar amostras do licor

misto do sistema de lodo ativado e construir um reator biológico, com mistura e agitação, em escala de bancada (por exemplo, um becker). O intervalo entre a coleta da amostra e o início do teste deve ser o mínimo possível para evitar que tenha metabolização do material facilmente biodegradável e da amônia. Para isso, é necessário que se adicione afluente de forma que o tempo de permanência hidráulico do afluente seja igual a tempo de permanência no reator em escala real. Pode-se realizar o teste sem adição de afluente, porém este procedimento leva a erros na estimativa da TCO. Uma terceira opção é operar um sistema de lodo ativado em escala de laboratório sob condições de carga hidráulica e carga orgânica idênticas àquelas prevalentes no sistema em escala real.

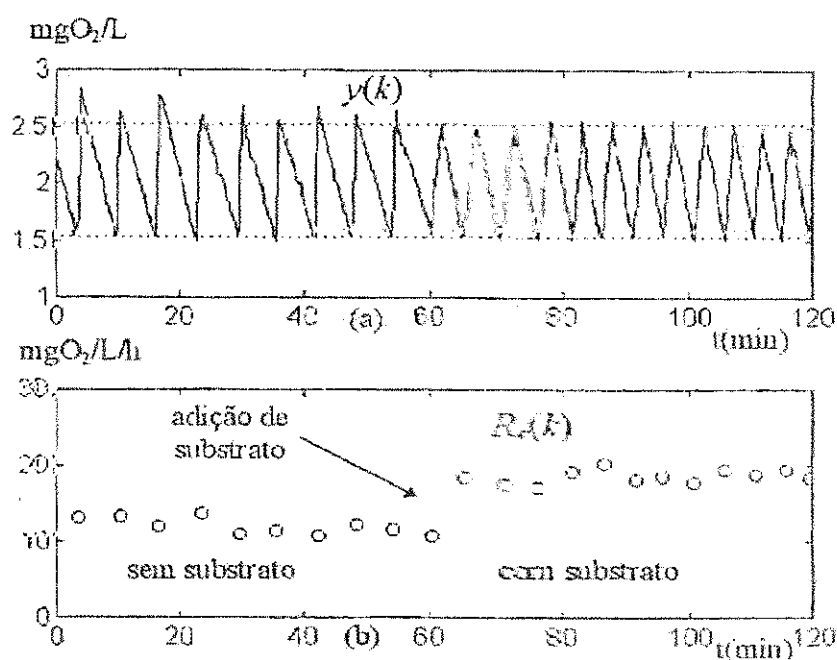


Figura 2.10 – Exemplo de um respirograma apresentado a variação da concentração de OD (gráfico superior) e da TCO (gráfico inferior) em função do tempo (Fonte: Catunda *et al.*, 1996).

No segundo método (contínuo), o princípio do teste consiste da aeração continuada do conteúdo do reator onde é estabelecido um valor de OD no licor misto que é determinada pela equação (2.46), desconsiderando o efeito hidráulico e absorção de oxigênio da atmosfera.

No caso da TCO permanecer constante, pode-se calcular a concentração de OD em função do tempo, através da equação (2.47):

$$OD_t = (OD_s - TCO / K_{la}) * (1 - \exp(-K_{lat})) - OD_o \exp(-k_{lat}) \quad (2.47)$$

A concentração de OD tende a ser constante quando há equilíbrio entre o consumo de oxigênio e a aeração. Desta forma, a equação (2.47) pode ser descrita como:

$$TCO = K_{la}(OD_s - OD_t) \quad (2.48)$$

Um aspecto importante do método contínuo é que para determinar TCO a partir da Equação (2.48) é necessário saber o valor da constante de transferência, K_{la} , para as condições reais de operação no sistema de tratamento e o valor da concentração de saturação, que pode ser determinado experimentalmente, aerando-se o efluente do sistema de tratamento ($TCO = 0$) (van Haandel *et al.*, 1997).

O método contínuo tem sido menos utilizado em sistemas aerados de tratamento de esgotos, comparando-o com o método semi-contínuo. Esse apresenta algumas desvantagens quando não se dispõe de um computador como (van Haandel *et al.*, 1998):

- (a) o método é restrito para valores constantes da TCO;
- (b) o método considera que o valor de K_{la} tem que ser conhecido e se manter constante, o que nem sempre é observado;
- (c) a aplicação da Equação (2.48) só tem validade prática entre valores mínimo e máximo de OD_t . O valor de OD_t não pode ser inferior ao valor de OD crítico, o que estabelece uma concentração mínima de aproximadamente 1mg/L e a concentração não pode se aproximar muito da concentração de saturação, porque neste caso pequenos erros nas determinações de OD_s e de OD_t poderiam resultar em um erro grande no valor da diferença $OD_s - OD_t$ e portanto no valor da TCO.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Introdução

Tendo como objetivo verificar se o lodo autotrófico aeróbio, gerado a partir de esgoto bruto e esgoto digerido, apresenta diferenças mecânicas (sedimentabilidade) e biológicas (metabolismo) foi realizada uma investigação experimental em duas fases distintas: na primeira fase foram operados dois sistemas de lodo ativado, alimentados em bateladas seqüenciais, durante o período de março a novembro, sendo que um era alimentado com esgoto digerido proveniente de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo – tipo reator UASB, e outro com esgoto bruto.

A segunda fase compreendeu a operação de um terceiro sistema de lodo ativado, também alimentado em bateladas seqüenciais, tendo como substrato cloreto de amônia. Esse sistema foi operado durante os meses de julho a novembro.

A investigação experimental foi realizada nas instalações do Programa de Saneamento Básico (PROSAB) da Universidade Federal de Campina Grande – PB, localizada na antiga depuradora da cidade de Campina Grande, por onde passa o interceptor do sistema de esgotamento dessa cidade, sendo o esgoto bruto bombeado de um poço de visitas desse sistema de esgotamento.

Para a caracterização do lodo gerado nos sistemas quanto à atividade autotrófica, foi utilizada como principal instrumento a respirometria.

Nas próximas seções estão apresentadas a descrição dos sistemas e a metodologia aplicada para o monitoramento e desempenho destes.

3.2 Descrição dos Sistemas

Os sistemas de lodo ativado em bateladas seqüenciais foram denominados de sistema RBS, sistema UASB-RBS e sistema RBS-SA, sendo que o primeiro era do tipo convencional, alimentado com esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, o segundo era alimentado com esgoto digerido proveniente de um reator anaeróbio do tipo UASB e o último alimentado com substrato amoniacal contendo uma mistura de água, efluente de um

sistema de lodo ativado, sulfeto de sódio (Na_2S), bicarbonato de sódio (NaHCO_3) e cloreto de amônia (NH_4Cl).

O esgoto bruto era peneirado, para retenção dos sólidos grosseiros, e armazenado em um balde com capacidade de 200 litros, para daí alimentar diretamente o reator RBS e o reator UASB. O esgoto digerido era armazenado num tanque de 30 litros de onde, através de uma válvula solenóide, quando acionada, seguia para o reator aerado do sistema UASB-RBS. Já o substrato amoniacal ficava armazenado em um balde com capacidade para 100 litros e através de uma válvula solenóide, quando acionada, seguia para o reator aerado do sistema RBS-SA.

Os efluentes tratados dos sistemas aerados eram armazenados em baldes plásticos com capacidade de 100 litros e diariamente descartados.

3.2.1 Sistema de Tratamento RBS

O reator aerado do sistema RBS era um balde plástico com capacidade de 100 litros, porém operava com um volume de 60 litros, dos quais 12 litros era o volume de esgoto, de uma batelada, a ser tratado e o restante (48 litros) o volume de lodo que permanecia no reator. Nas Figuras 3.1 e 3.2 estão uma foto do sistema RBS e um esquema descrevendo as partes constituintes do reator aerado. Para automação e funcionamento do sistema foram adaptados ao reator:

- um agitador mecânico de eixo vertical com palhetas, acionado por um motor de indução trifásico, modelo B68 b 4, 1/3 CV, 60 HZ e rotação 45 rpm. A agitação era suficiente para manter o lodo em suspensão;
- 6 aeradores (tipo aerador de aquário) que garantiam o suprimento de oxigênio dissolvido;
- 1 bomba tipo DL MA C/LIVELLO, HZ 50/60, 230 V, que alimentava o sistema com esgoto doméstico;
- 1 válvula com 2 vias comando por solenóide e ar, marca ASCO, que realizava o descarte do efluente;
- um relé de nível inferior que tinha a função de desligar a bomba que alimentava o sistema quando completava o volume de 60 litros; e
- um registro de saída em PVC de ½", para o descarte do lodo de excesso.



Figura 3.1 – Sistema RBS com tanque de armazenamento de esgoto peneirado (TAE) o reator RBS e o tanque de armazenamento do efluente clarificado.

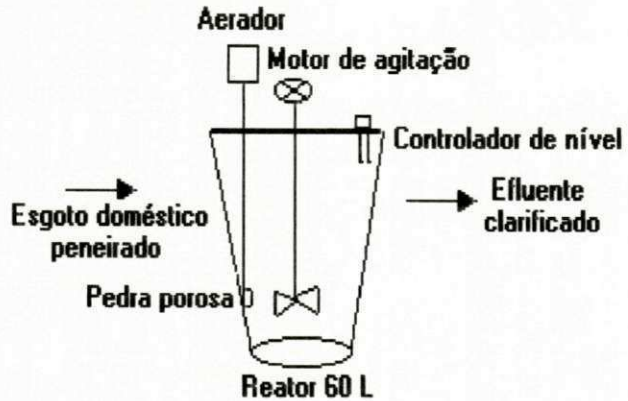


Figura 3.2 – Esquema do sistema de lodo ativado, com os dispositivos de aeração e mistura.

3.2.2 Sistema de Tratamento UASB- RBS

O reator UASB era um tubo de PVC com altura de 2m, diâmetro de 100mm e volume útil de 20 litros. Na parte superior do tubo foi acoplado um outro tubo de PVC com o mesmo diâmetro, formando um ângulo de 45° para realizar a função de separador das fases sólida e líquida – o efluente. Não havia dispositivo especial para a saída do biogás, sendo este liberado diretamente na atmosfera. As Figuras 3.3 e 3.4 são uma foto do sistema UASB-RBS e um esquema descritivo dos seus elementos constituintes.

O reator UASB foi inoculado com lodo proveniente de um outro reator UASB que tratava, também, esgoto doméstico da cidade de Campina Grande. Uma bomba, tipo CL PKL, HZ 50/60, 230 V, bombeava o esgoto, a uma vazão de alimentação de 120 L/dia, o que dava um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 horas.

O efluente tratado do reator UASB era temporariamente armazenado em um balde plástico com capacidade para 30 litros, a fim de possibilitar a sedimentação do lodo de excesso do reator UASB que saía no efluente. Com esse cuidado, evitava-se entupimento na válvula solenóide através da qual o RBS era alimentado. A tubulação de saída do efluente decantado era em PVC, com diâmetro de ½” e localizava-se a 3cm acima do fundo do tanque, para impedir a passagem das partículas sedimentadas. O lodo sedimentado no tanque de armazenamento era periodicamente descarregado.

O reator de bateladas seqüenciais do sistema UASB-RBS era um balde plástico com capacidade para 30 litros, porém operava com um volume útil de 20 litros, dos quais 8 litros era o volume de lodo que permanecia no reator e o restante (12 litros) correspondia ao volume de esgoto tratado por batelada. As Figuras 3.3 e 3.4 ilustram os dispositivos desse sistema. A fim de automatizar a operação do RBS foram instalados no reator:

- um agitador mecânico de eixo vertical com palhetas e rotação média de 25 rpm;
- dois aeradores (tipo aerador de aquário) que insuflavam ar, através de pedras porosas, no fundo do reator;
- 2 válvulas com 2 vias comando por solenóide e ar, marca ASCO, sendo uma para entrada do afluente e outra para a saída do efluente;
- um relé de nível inferior que fechava a válvula de entrada do afluente quando completava o volume de 20 litros; e
- um registro de saída, em PVC de ½”, para descarte do lodo de excesso.



Figura 3.3 – Foto do sistema combinado UASB – RBS, destacando-se o tanque de armazenamento de esgoto peneirado (TAE), o reator UASB, os tanques de armazenamento do efluente digerido e clarificado e o reator aerado (RBS).

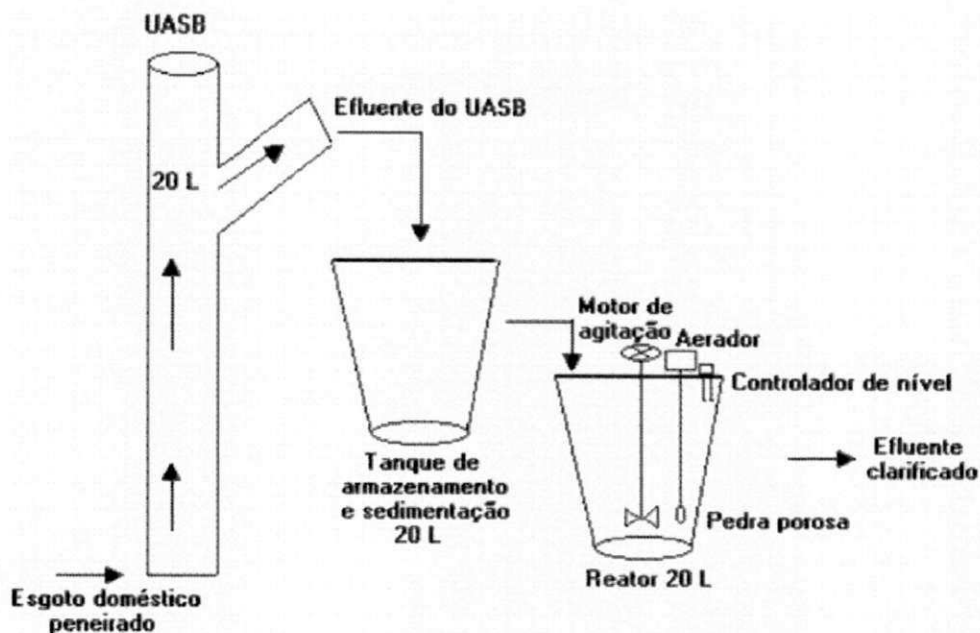


Figura 3.4 – Esquema do sistema combinado UASB – RBS, com os dispositivos de agitação, aeração e controlador de nível no reator aerado.

3.2.3 Sistema de Tratamento RBS -SA

De forma semelhante aos outros reatores de bateladas seqüenciais, o reator era em um balde plástico com capacidade para 30 litros que operava, no entanto, com um volume útil de 20 litros, dos quais 8 litros era o volume do líquido tratado por batelada e o restante (12 litros) o volume de lodo que permanecia no reator. As Figuras 3.5 e 3.6 são ilustrações desse sistema. Também foram instalados dispositivos especiais que garantiam a operação automatizada do RBS, tais quais:

- um agitador mecânico de eixo vertical com palhetas e rotação média de 25 rpm;
- 1 aerador (tipo aerador de aquário) que insuflavam ar através de pedras porosas no fundo do reator;
- 2 válvulas com 2 vias comando por solenóide e ar, marca ASCO, sendo uma para entrada do afluente e outra para o descarte do efluente;
- um relé de nível inferior que fechava a válvula de entrada do afluente quando completava o volume de 20 litros; e
- um registro de saída, em PVC, de ½", para descarte do lodo de excesso.



Figura 3.5 – Foto do sistema RBS-SA, destacando-se o tanque de armazenamento de substrato amoniacal (balde azul) e o reator RBS (balde vermelho).

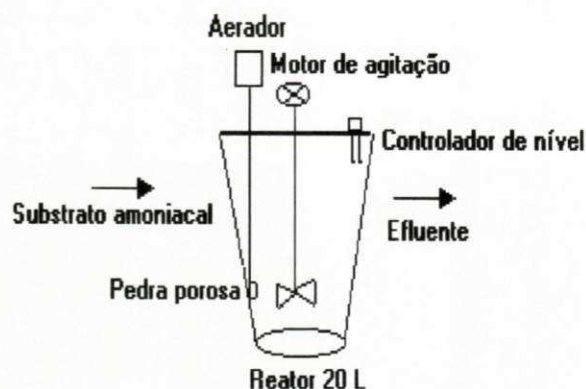


Figura 3.6 – Esquema descritivo do RBS do sistema RBS-SA, com os dispositivos de agitação, aeração e controlador de nível.

3.3 Operação dos Sistemas

3.3.1 Operação do reator UASB

O reator UASB operava continuamente com uma vazão afluyente de 120 L/dia através de uma bomba tipo CL PKL, HZ 50/60, 230V, que bombeava o esgoto. Diariamente, com a ajuda de uma proveta graduada e um cronômetro, verificava-se a vazão afluyente e semanalmente, realizava-se a limpeza nas mangueiras de alimentação e descarte do efluente, afim de evitar entupimentos nas mesmas.

3.3.2 Operação dos RBS

A operação dos RBS era automatizada por um Controlador Lógico Programável (CLP). O CLP realizava o controle das fases de operação: alimentação, aeração, sedimentação e descarga dos efluentes de cada um dos RBS. Durante os meses de março a julho os tempos de cada fase de operação correspondiam a: 12 minutos para alimentação, 60 minutos para aeração/agitação, 60 minutos para sedimentação e 12 minutos para descarga dos efluentes. Para os meses de julho a novembro, os tempos de cada fase foram modificados, visando melhorar o desempenho dos sistemas, para: 12 minutos para alimentação, 94 minutos para aeração/agitação, 30 minutos para sedimentação e 8 minutos para descarga dos efluentes. No total eram 10 bateladas, correspondendo a 10 ciclos diário de operação. Em caso de falta de energia elétrica, o CLP foi programado para reiniciar o

ciclo na fase de alimentação. A única operação não controlada pela CLP era o descarte do lodo de excesso.

Como não havia decantador após os reatores, as fases alimentação, aeração e agitação, sedimentação e descarga dos efluentes eram realizadas em um único reator. Diariamente eram realizados, nos sistemas, os seguintes procedimentos:

- durante o período de aeração e agitação, era realizado o descarte correspondente a idade de lodo de cada sistema. Este licor misto era utilizado para realizar análise de sólidos suspensos, testes de sedimentabilidade e de atividade metabólica do lodo;
- quando terminava o período de aeração, automaticamente a aeração e agitação eram interrompidas, iniciando-se a fase de sedimentação;
- terminado o período de sedimentação, as válvulas de saída eram abertas para descarga dos efluentes. Desse efluente eram coletadas amostras para análise dos seguintes parâmetros: pH, Alcalinidade, DQO, Sólidos Suspensos e compostos nitrogenados (NTK, NH_3 , NO_2 e NO_3);
- após descarga dos efluentes, as válvulas de saída eram fechadas e iniciava-se o processo de enchimento dos reatores. Quando era atingido o volume de alimentação de cada sistema, os sensores de nível eram acionados e as válvulas de enchimento eram fechadas dando início a um novo ciclo.

Os sistemas RBS e UASB-RBS recebiam diariamente uma vazão de 120 litros, distribuídos em 10 bateladas de 12 litros. Já o sistema RBS-SA era alimentado com uma vazão diária de 80 litros, distribuídos em 10 bateladas de 8 litros.

O sistema RBS operava com uma idade de lodo de 10 dias. Para manter esta idade de lodo era descartado diariamente um volume de 6 litros do licor misto. O reator aerado do sistema UASB-RBS operava com uma idade de lodo de 20 dias, sendo, pois, descartado diariamente 1 litro do licor misto.

O sistema RBS-SA, que era alimentado com o substrato amoniacal, também operava com uma idade de lodo de 20 dias, o que implica em um descarte diário de 1 litro. A operação do sistema RBS-SA foi iniciada durante o mês de julho, porém as análises laboratoriais foram realizadas durante os meses agosto-novembro, devido a necessidade de estabilização do sistema.

Durante os meses de julho, agosto e setembro o sistema foi alimentado com um substrato amoniacal formado por uma mistura de 80 litros de efluente do RBS e 20g de NH_4HCO_3 . Já durante os meses de outubro e novembro o substrato amoniacal era formado da mistura de 60 litros de água, 20 litros de efluente de um sistema de lodo ativado alimentado continuamente, 10 ml de Na_2S a 1N, 20g de NH_4Cl e 20g NaHCO_3 para aumentar a alcalinidade. Observando-se que os 20g de NaHCO_3 não eram suficientes para aumentar a alcalinidade do sistema, essa quantidade foi aumentada para 50g.

O licor misto descartado dos três sistemas era utilizado para realizar análise de sólidos suspensos e testes sobre a atividade metabólica do lodo.

Diariamente era feita manutenção dos sistemas como: descarte do lodo de excesso dos reatores aeróbios, descarte dos efluentes e retorno do lodo que ficava no fundo dos baldes que armazenavam os efluentes, escovação das paredes dos reatores para remoção do lodo aderido a elas, controle das vazões de alimentação. Semanalmente, efetuava-se a limpeza dos baldes que armazenavam o esgoto bruto e o substrato amoniacal, limpeza no tanque que armazenava o efluente do UASB e nos baldes que armazenavam os efluentes dos sistemas. Quinzenalmente realizava-se limpeza nas válvulas de alimentação e mangueiras das bombas.

3.4 Parâmetros Analisados

As amostras para análises laboratoriais eram coletadas no tanque de armazenamento do esgoto peneirado, no tanque de armazenamento do substrato amoniacal, efluente do reator UASB, licor misto e nos efluentes dos 3 reatores aerados dos sistemas RBS. A frequência e metodologia estão descritas na Tabela 3.1. O horário das coletas variava entre 08:00 e 9:00 horas da manhã, sendo as amostras logo em seguida analisadas. Os procedimentos analíticos adotados seguiram técnicas padronizadas da 19ª. Edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995), com exceção da análise de alcalinidade/AGV que seguiu o método de Kapp (1984) apud Buchauer (1998).

Os testes da taxa de consumo de oxigênio (TCO) foram determinados de forma semi-contínua, por um respirômetro do tipo Beluga, desenvolvido na UFPB. Para o teste da TCO foram escolhidos dois valores de referência para o oxigênio dissolvido (OD), como, por exemplo, 3,0 mgO_2/L para o máximo e 1,0 mgO_2/L para o mínimo. Um software

calculava a TCO e armazenava os dados de TCO, OD e temperatura em planilhas do programa Excel para a produção de respirogramas. O software também controla a operação, interrompendo os aeradores quando o OD atingia o valor de referência máximo, ativando a aeração quando a concentração de oxigênio alcançava o nível de referência inferior. Assim, seguiam-se vários ciclos, sendo determinada pelo *software* a TCO de forma semi-contínua.

A Figura 3.7 mostra a tela de operação de um respirômetro (*software S32c*). O gráfico superior apresenta os dados referentes aos períodos com e sem aeração e os valores de referência de oxigênio dissolvido (máximo e mínimo). No gráfico inferior, ou respirograma, mostra os resultados da TCO calculada pelo *software* do respirômetro. Logo a esquerda da tela pode ser visto dados pontuais de OD, TCO e temperatura.

Tabela 3.1 – Metodologia e frequência dos parâmetros analisados

Parâmetros	Frequência	Metodologia
pH	3 vezes/semana	Potenciométrico
Alcalinidade	2 vezes/semana	Método de Kapp
AGV	2 vezes/semana	Método de Kapp
Sólidos Suspensos	2 vezes/semana	Gravimétrico
DQO	2 vezes/semana	Método Titulométrico, refluxação fechada
NTK	2 vezes/semana	Método Micro Kjeldahl
Nitrogênio Amoniacal	2 vezes/semana	Método Titulométrico
Nitrito	2 vezes/semana	Método Colorimétrico
Nitrato	2 vezes/semana	Método do Ácido Cromotrópico
TCO	3 vezes/semana	Respirômetro Beluga
IVL	semanal	Descrito por van Haandel & Marais (1999)

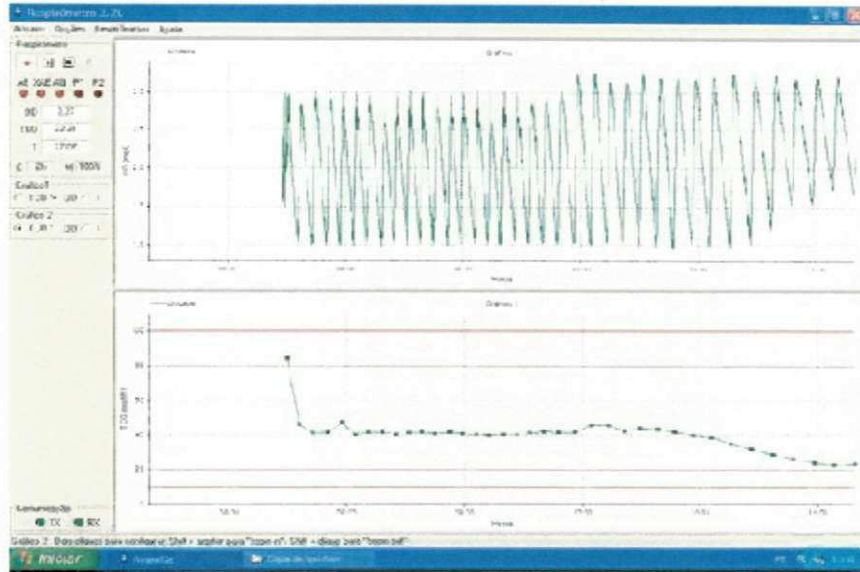


Figura 3.7 – Representação dos perfis da concentração de OD e da TCO, obtidos pelo respirômetro S32C.

3.5 Descrição dos Experimentos Realizados

Foram realizados testes de atividade e sedimentabilidade com o lodo de cada um dos sistemas operados. O lodo era coletado dos reatores aerados durante a fase de aeração. O procedimento adotado foi o seguinte:

3.5.1 Determinação dos Testes Respirométricos

Os testes respirométricos foram realizados para avaliar a atividade autotrófica do lodo dos sistemas. Para isso foram utilizados valores de referência de concentração de OD mínima e máxima de 1,0 mg/L e 3,0 mg/L respectivamente para o sistema RBS e de 2,0 mg/L e 3,0 mg/L para o sistema RBS-SA. Isso quer dizer que ao chegar no OD mínimo a aeração era acionada até o OD chegar ao valor máximo e daí novamente a aeração era interrompida. A partir daí era calculada a TCO pelo respirômetro, que traduz diretamente a atividade biológica do lodo. Os valores de referência foram escolhidos para os sistemas de acordo com a resposta da atividade metabólica do lodo, para que não houvesse erros de leitura da TCO.

Durante os testes, inicialmente era determinado a capacidade máxima de nitrificação do lodo dos reatores de bancada (1 litro de licor misto), através da TCO máxima ($TCO_{máx}$) e da TCO endógena (TCO_{end}). A $TCO_{máx}$ era considerada depois da

adição do substrato, cloreto de amônio (NH_4Cl), para ser utilizado pelas bactérias autotróficas *Nitrossomonas* e a TCO_{end} era obtida na ausência de substrato. O procedimento adotado foi o seguinte:

1. O respirômetro era ligado e através do eletrodo de oxigênio calibrava-se para uma concentração de OD de acordo com a temperatura ambiente.
2. 1 litro do licor misto do RBS era coletado no início da aeração e transferido para o reator de bancada. O reator era um becker de um litro e nele estavam inseridos: um agitador magnético, um aerador de aquário e um eletrodo de oxigênio dissolvido, todos conectados ao respirômetro (Figura 3.8);
3. Antes de iniciar o teste respirométrico, era verificado o pH da amostra para avaliar se o ambiente estava adequado para o desenvolvimento da atividade das bactérias nitrificantes;
4. Durante o teste respirométrico, a amostra era agitada por um agitador magnético tipo bastão, de forma cuidadosa para que o lodo ficasse em suspensão, sem que, no entanto, houvesse absorção de oxigênio atmosférico, que poderiam causar erros na leitura da TCO;
5. Ao atingir a TCO endógena, eram coletados 50 ml da amostra em análise para determinar a concentração de amônia, a fim de confirmar que não havia mais amônia presente na amostra;
6. Logo em seguida, era verificado o pH da amostra e adicionado 10 mg N- NH_4/L e 20 mg N- NH_4/L como NH_4Cl nas amostras dos sistemas RBS e RBS-SA, respectivamente. Essa concentração se mostrou adequada para atingir a TCO máxima de nitrificação no lodo;
7. Determinada a TCO_{max} , aguardava-se novamente chegar a TCO_{end} . O pH era, então verificado e uma amostra era coletada para análise de amônia, a fim de confirmar a utilização de todo substrato;
8. Na amostra retirada do sistema RBS-SA eram adicionados, no início do teste, 200 mg de NaHCO_3 para elevar a alcalinidade da amostra, visto que esta não era suficiente para assegurar um ambiente favorável às bactérias nitrificantes até o término da oxidação da amônia presente no meio. Ao chegar na TCO endógena, antes de adicionar o substrato amoniacal era também adicionado 500mg de NaHCO_3 para propiciar um ambiente

favorável às bactérias nitrificantes para oxidação de todo o substrato amoniacal adicionado.

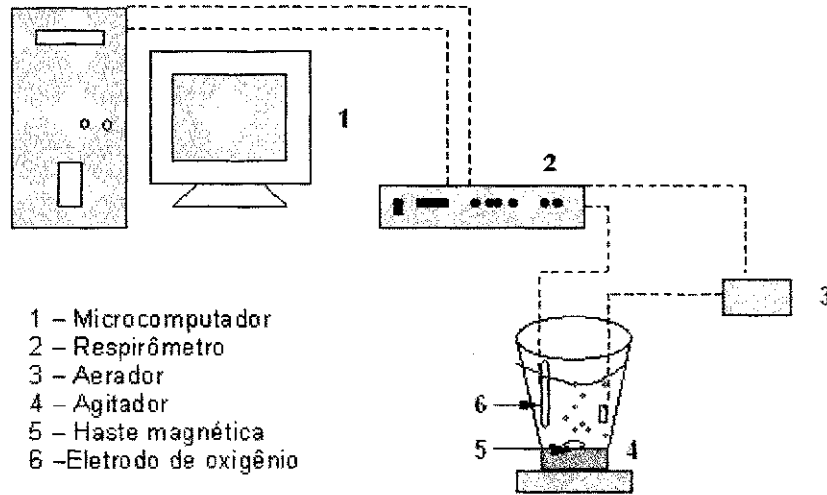


Figura 3.8 – Ilustração dos dispositivos utilizados no teste respirométrico destacando-se: o microcomputador, o respirômetro Beluga e o reator aerado.

3.5.2 Determinação da Velocidade de Sedimentabilidade do Lodo Aeróbio

O método adotado foi o Índice Volumétrico de Lodo – IVL, que representa o volume ocupado, após 30 minutos de sedimentação, por 1 grama de sólidos suspensos totais (ml de lodo sedimentado/g de SST).

Neste teste utilizou-se uma proveta transparente e graduada, anotando-se o volume dos sólidos sedimentados. O procedimento adotado foi o seguinte:

- coletava-se 1 litro do licor misto (lodo em suspensão) na fase de aeração do sistema aeróbio;
- deixava-se decantar por 30 minutos;
- anotava-se o volume dos sólidos sedimentados;
- descartava-se o sobrenadante;
- determinava-se os SST do lodo sedimentado.

3.6 Balanço de Massa do Material Nitrogenado

Para determinar o balanço de massa do material nitrogenado seguiu-se o procedimento descrito por van Haandel e Marais (1999) que consiste em quantificar as frações de nitrogênio do sistema de lodo ativado, que pode deixar o sistema sob três formas: como material sólido no lodo de excesso, material dissolvido no efluente ou como material gasoso (nitrogênio gasoso) para a atmosfera. Nesse contexto o balanço de massa do material nitrogenado pode ser calculado da seguinte forma:

Massa de material nitrogenado dissolvido no afluente – MN_{ta} ($\text{mgN}\cdot\text{dia}^{-1}$)

$$MN_{ta} = Q.(N_{oa} + N_{aa} + N_{na}) \quad (3.1)$$

Massa de material nitrogenado no efluente – MN_{te} ($\text{mgN}\cdot\text{dia}^{-1}$)

$$MN_{te} = Q.(N_{oe} + N_{ae} + N_{ne}) \quad (3.2)$$

Massa de material nitrogenado no lodo de excesso – MN_i ($\text{mgN}\cdot\text{dia}^{-1}$)

$$MN_i = \frac{f_n V_r SSV}{R_s} \quad (3.3)$$

onde:

Q é a vazão afluente ($\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$);

N_o é a concentração de nitrogênio orgânico ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);

N_a é a concentração de nitrogênio amoniacal ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);

N_n é a concentração de nitrogênio nitrato ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$);

SSV é a concentração de sólidos suspensos voláteis de lodo ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}$);

f_n é a fração de nitrogênio em lodo volátil = $0,1 \text{ gN}\cdot\text{g}^{-1}\text{SSV}$;

V_r é o volume do reator (L);

R_s é a idade de lodo (R_s);

Os índices extras “a” e “e” referem-se ao afluente e efluente, respectivamente.

Quanto a fração de recuperação do material nitrogenado, pode ser calculada como a razão entre os fluxos de material nitrogenado que deixam o sistema de lodo ativado e o fluxo de material nitrogenado que entra no sistema, ou seja:

$$B_n = \frac{(MN_i + MN_{te})}{MN_{ta}} \quad (3.4)$$

B_n é o fator de recuperação do material nitrogenado.

3.7 Balanço de Alcalinidade

Para determinar o balanço de alcalinidade adotou-se o procedimento descrito por van Haandel e Marais (1999), que avalia a variação de alcalinidade em uma batelada de lodo em digestão de um sistema aeróbio, como um processo que é influenciado pelos efeitos da amonificação e nitrificação. Portanto, a alcalinidade total do sistema RBS é a soma dos efeitos da amonificação e nitrificação, que pode ser calculada como:

$$\Delta Alc_t = \Delta Alc_{am} + \Delta Alc_n \quad (3.5)$$

$$\Delta Alc_t = 3,57(N_{oa} - N_{oe} - N_i) - 7,14(N_{ka} - N_{ke} - N_i) \quad (3.6)$$

onde:

ΔAlc_t é a variação total da alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)

ΔAlc_{am} é a variação da alcalinidade devido a amonificação ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)

ΔAlc_n é a variação da alcalinidade devido a nitrificação ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)

N_{oa} é a concentração de nitrogênio orgânico afluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)

N_{oe} é a concentração de nitrogênio orgânico efluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)

N_{ka} é a concentração de NTK no afluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)

N_{ke} é a concentração de NTK no efluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)

N_i é a concentração de nitrogênio orgânico no lodo de excesso ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)

Para verificar o balanço de alcalinidade, compara-se o valor teórico e experimental da sua variação no sistema de lodo ativado. A variação teórica da alcalinidade pode ser calculada a partir da equação (3.6). A variação experimental da alcalinidade (Alc_{exp}) pode ser calculada como:

$$\Delta Alc_{exp} = Alc_{efluente} - Alc_{afluente} \quad (3.7)$$

Verifica-se se o balanço de alcalinidade fecha, através da diferença entre a variação teórica e a experimental.

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Introdução

Neste capítulo, serão apresentados e analisados os dados obtidos ao longo da investigação experimental com o objetivo de avaliar as características do lodo autotrófico gerado a partir de esgoto bruto, esgoto digerido e substrato amoniacal. Foram operados três sistemas de lodo ativado em bateladas seqüenciais. Relativos a esses sistemas serão apresentados dados de desempenho, da qualidade mecânica e a atividade biológica do lodo. Serão apresentados os respirogramas obtidos de testes de atividade do lodo autotrófico, dos quais foram determinadas as constantes cinéticas.

É importante ressaltar que, devido à constante variação dos dados obtidos nos sistemas de lodo ativado alimentados com esgoto bruto e esgoto digerido, foi iniciada a operação do sistema de lodo ativado alimentado, apenas, com cloreto de amônia. Além disso, a operação dos sistemas foi alterada quanto aos intervalos para enchimento, aeração/agitação, sedimentação e descarte, com o objetivo de identificar e minimizar as variações observadas.

4.2 Desempenho dos Sistemas

O desempenho dos três sistemas operados foi analisado a partir dos parâmetros pH, Alcalinidade Total, Sólidos Suspensos Totais, DQO, Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH_3), Nitrito (N-NO_2^-) e Nitrato (N-NO_3^-). As Tabelas de 4.1 a 4.4 contém as médias mensais desses parâmetros e os valores máximo e mínimo e o desvio padrão dos dados obtidos durante os meses de maio a novembro de 2004.

Os dados constantes nas Tabela 4.1 e 4.2 permitem avaliar e comparar o desempenho dos sistemas de lodo ativado RBS, UASB-RBS e RBS-SA quanto aos parâmetros de pH, Alcalinidade Total, Sólidos Suspensos Totais e DQO, analisados durante a investigação experimental. As faixas de pH observadas variaram de $6,96 \leq \text{pH} \leq 7,31$ e $7,29 \leq \text{pH} \leq 7,53$ para esgoto bruto e digerido, respectivamente e de $7,72 \leq \text{pH} \leq 7,78$ para o substrato amoniacal. Os efluentes tiveram uma variação de $7,59 \leq \text{pH} \leq 7,85$ para o sistema UASB-RBS, $7,47 \leq \text{pH} \leq 7,69$ para o sistema RBS e $7,04 \leq \text{pH} \leq 7,72$ para o sistema RBS-SA. Variações de alcalinidade também foram

observadas nos efluentes de cada um dos sistemas. Os valores mínimo e máximo observados da Alcalinidade Total nos efluentes dos sistemas RBS e UASB-RBS foram respectivamente 140 e 330 mgCaCO₃/L e 237 e 440 mgCaCO₃/L. Para o efluente do sistema RBS-SA esses valores foram de 109 e 271 mgCaCO₃/L.

As Figuras 4.1 e 4.2 são representações gráficas do desempenho dos sistemas quanto a alcalinidade total, onde podem ser observadas as flutuações desse parâmetro.

Tabela 4.1 – Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de pH e Alcalinidade Total obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Parâmetros		Sistema RBS		Sistema UASB-RBS		Sistema RBS-SA	
		Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Efl.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA
pH	mai	7,31	7,69	7,53	7,80	-	-
	jun	7,20	7,67	7,29	7,59	-	-
	jul	7,26	7,72	7,53	7,70	-	-
	ago	7,20	7,67	7,51	7,85	7,75	7,49
	set	7,12	7,47	7,35	7,70	7,73	7,39
	out	6,96	7,57	7,29	7,77	7,72	7,04
	nov	7,11	7,39	-	-	7,78	7,72
	Média	7,16	7,60	7,42	7,73	7,74	7,41
	Máximo	7,31	7,72	7,53	7,85	7,78	7,72
	Mínimo	6,96	7,39	7,29	7,59	7,72	7,04
	σ	0,11	0,13	0,12	0,09	0,02	0,28
Alc. Total (mgCaCO ₃ /L)	mai	280	299	365	306	-	-
	jun	359	330	426	379	-	-
	jul	342	283	406	378	-	-
	ago	334	218	399	359	359	158
	set	318	167	378	341	237	128
	out	327	235	374	332	377	109
	nov	324	140	-	-	440	271
	Média	326	239	391	349	353	166
	Máximo	359	330	426	379	440	271
	Mínimo	280	140	365	306	237	109
	σ	24	70	23	28	85	73

σ é o desvio padrão dos valores médios mensais

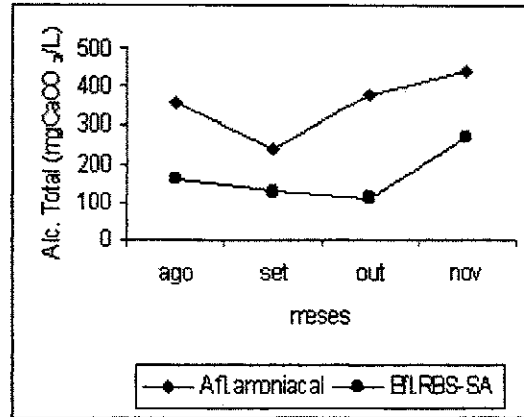
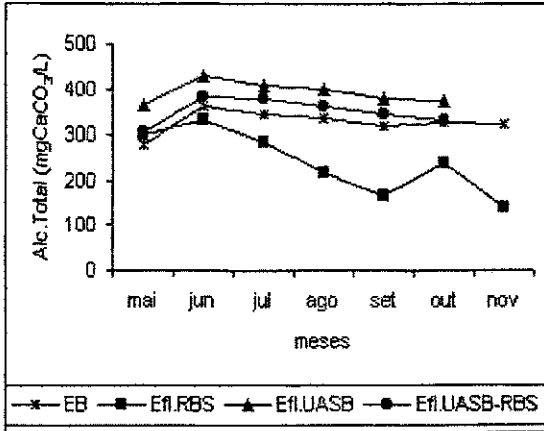


Figura 4.1 – Valores médios mensais de Alcalinidade Total dos afluentes e efluentes dos sistemas RBS e UASB-RBS.

Figura 4.2 – Valores médios mensais de Alcalinidade Total do afluente amoniacal e efluente do sistema RBS-SA.

Com relação aos Sólidos Suspensos Totais (Tabela 4.2) os sistemas RBS e UASB-RBS apresentaram uma remoção média de 92% e 91%, respectivamente, sendo que para o sistema UASB-RBS havia uma remoção de 84% no reator UASB. O sistema RBS-SA apresentou valores baixos de SST, uma vez que o sistema tratava um meio de cultura com substrato amoniacal, gerando apenas lodo autotrófico e este não gerou lodo em abundância. Quanto a DQO, devido as constantes e intensas chuvas durante a investigação experimental o esgoto bruto apresentou variações importantes com médias mensais entre 280 e 630 mg/L. Embora alimentados com cargas bastante variáveis os sistemas apresentaram boa remoção de matéria orgânica na ordem de 85% para o RBS e 83% para o UASB-RBS, sendo 70% da remoção ocorrida no reator UASB.

Tabela 4.2 – Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Parâmetros		Sistema RBS		Sistema UASB-RBS		Sistema RBS-SA	
		Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Efl. UASB-RBS	Afluente amoniacal	Efluente RBS-SA
SST (mg/L)	mai	197	26	20	12	-	-
	jun	92	11	24	13	-	-
	jul	152	10	19	10	-	-
	ago	134	9	22	10	6	4
	set	212	5	31	19	6	4
	out	131	11	23	13	9	10
	nov	-	-	-	-	6	6
	Média	153	12	23	13	7	6
	Máximo	212	26	31	19	9	10
	Mínimo	92	5	19	10	6	4
σ	45	7	5	3	2	3	
DQO (mg/L)	mai	452	102	102	55	-	-
	jun	294	50	114	59	-	-
	jul	280	41	94	54	-	-
	ago	539	87	170	102	-	-
	set	628	81	184	118	-	-
	out	634	60	146	75	-	-
	nov	-	-	-	-	-	-
	Média	471	70	135	77	-	-
	Máximo	634	102	184	118	-	-
	Mínimo	280	41	94	54	-	-
σ	158	23	37	27	-	-	

σ é o desvio padrão dos valores mensais

Os dados referentes a Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NH_3), Nitrato (NO_3^-) e Nitrito (NO_2^-) estão distribuídos nas Tabelas 4.3 e 4.4. Observa-se que as concentrações de NTK e NH_3 no efluente do sistema RBS tiveram valores máximo e mínimo de 11 e 33 mg/L e 3 e 30 mg/L, respectivamente. A Figuras 4.3 ilustra o comportamento semanal das concentrações de NTK e NH_3 no efluente do sistema RBS, permitindo observar as grandes variações dos valores desses parâmetros ao longo da pesquisa.

Quanto ao sistema UASB-RBS, os valores de NTK e NH_3 no efluente foram superiores ao observado no efluente do sistema RBS, com médias mensais variando, respectivamente, de 31 a 48 mg/L e de 31 a 44 mg/L.

Com relação ao sistema RBS-SA, os valores mínimos e máximos de NTK e NH₃ observados no efluente foram, respectivamente, de 22 e 34 mg/L e 25 e 42 mg/L. Apesar do efluente apresentar concentrações relevantes de NTK e NH₃, o sistema apresentou valores médios mensais de NO₃⁻ e NO₂⁻ em seu efluente com variações entre 18 e 43 mg/L e 5 e 16 mg/L, respectivamente. As Figuras 4.4 e 4.6 mostram o perfil mensal das concentrações de NH₃ e de NO₃⁻ e NO₂⁻ no efluente do sistema RBS-SA onde pode ser observada a variação dos valores desses parâmetros ao longo da pesquisa. Observa-se na Figura 4.6 que depois da modificação do meio de cultura a partir de outubro o sistema apresentou um aumento nos valores de NO₃⁻ em seu efluente voltando a decair no mês de novembro, isso se deve ao período de estabilização do sistema.

Tabela 4.3 – Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) e Nitrogênio Amoniacal (NH₃) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Parâmetros		Sistema RBS		Sistema UASB-RBS		Sistema RBS-SA	
		Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Efl.UASB-RBS	Afluente amoniacal	Efluente RBS-SA
NTK (mgN/L)	mai	39	33	39	31	-	-
	jun	40	31	42	36	-	-
	jul	37	27	35	34	-	-
	ago	44	16	43	39	52	22
	set	51	11	48	46	48	30
	out	53	26	46	48	66	24
	nov	50	5	-	-	62	34
	Média	45	21	42	39	57	28
	Máximo	53	33	48	48	66	34
	Mínimo	37	5	35	31	48	22
	σ	6	11	5	7	8	5
N-NH ₃ (mgN/L)	mai	28	30	33	31	-	-
	jun	33	29	35	33	-	-
	jul	33	25	34	33	-	-
	ago	34	14	40	37	48	25
	set	40	10	44	43	48	32
	out	41	25	43	44	66	29
	nov	46	3	-	-	63	42
	Média	37	20	38	37	56	32
	Máximo	46	30	44	44	66	42
	Mínimo	28	3	33	31	48	25
	σ	6	10	5	5	9	7

σ é o desvio padrão dos valores mensais

Tabela 4.4 – Valores médios mensais, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados das análises de Nitrato (NO_3^-) e Nitrito (NO_2^-) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Parâmetros		Sistema RBS		Sistema UASB-RBS		Sistema RBS-SA	
		Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Efl. UASB-RBS	Afluente amoniacal	Efluente RBS-SA
N- NO_3^- (mgN/L)	mai	-	0,37	0,45	1,78	-	-
	jun	-	0,51	0,64	1,15	-	-
	jul	-	0,51	0,32	0,31	-	-
	ago	0,29	4,17	0,48	0,71	1,10	28
	set	0,53	1,22	0,50	0,39	4,70	18
	out	0,76	0,43	0,63	0,45	8,61	43
	nov	-	0,71	-	-	6,13	27
	Média	0,53	1,13	0,50	0,80	5,13	29
	Máximo	0,76	4,17	0,64	1,78	8,61	43
	Mínimo	0,29	0,37	0,32	0,31	1,10	18
σ	0,23	1,37	0,12	0,57	3,14	10,5	
N- NO_2^- (mgN/L)	mai	-	-	-	-	-	-
	jun	-	-	-	-	-	-
	jul	-	-	-	-	-	-
	ago	-	0,75	0,06	0,07	2,22	16
	set	0,02	3,81	0,02	0,06	3,06	6
	out	0,03	2,34	0,03	0,04	1,09	6
	nov	-	6,43	-	-	1,62	5
	Média	0,025	3,33	0,04	0,06	2,00	8
	Máximo	0,03	6,43	0,06	0,07	3,06	16
	Mínimo	0,02	0,75	0,02	0,04	1,09	5
σ	0,01	2,41	0,02	0,01	0,84	5,04	

σ é o desvio padrão dos valores mensais

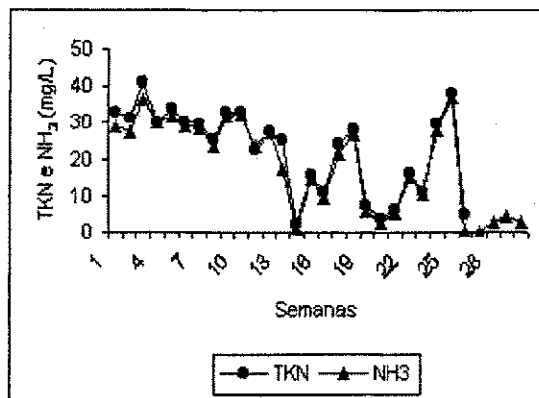


Figura 4.3 – Valores médios semanais das concentrações de NTK e NH₃ no efluente do sistema RBS.

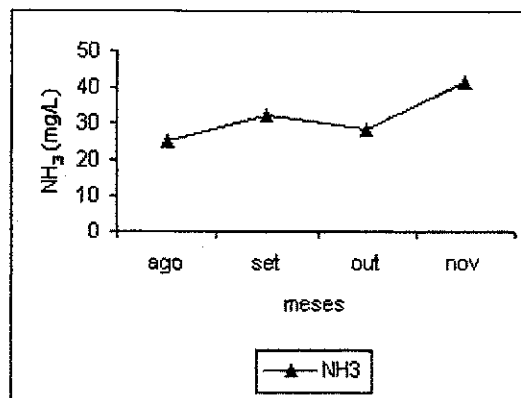


Figura 4.4 – Valores médios mensais das concentrações de NH₃ no efluente do sistema RBS-SA.

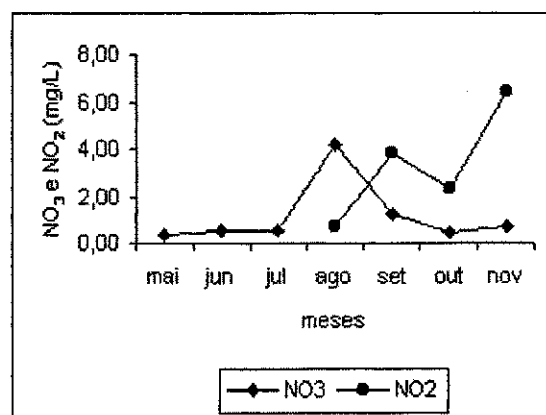


Figura 4.5 – Valores médios mensais das concentrações de NO₃⁻ e NO₂⁻ no efluente do sistema RBS.

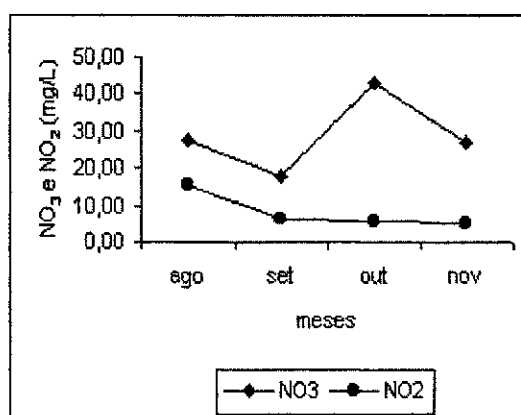


Figura 4.6 – Valores médios mensais das concentrações de NO₃⁻ e NO₂⁻ no efluente do sistema RBS-SA.

Tendo em vista que o sistema RBS apresentou indícios de desenvolvimento de nitrificação em vários períodos da investigação experimental, realizou-se no mês de novembro um estudo analítico durante as fases de enchimento, início, meio e fim da aeração e fim da sedimentação (efluente tratado), a fim de identificar as causas de tantas variações no sistema, quanto ao processo de nitrificação. Os parâmetros analisados foram: N-NH₃⁺, N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻. Na Tabela 4.5 estão contidos os resultados obtidos e observa-se que houve remoção de amônia com uma eficiência média de aproximadamente 90%. Quanto aos valores de NO₃⁻ e NO₂⁻ estes foram baixos em todas as fases, com valores médios entre 0,42 e 0,64 mg/L. Observa-se ainda, que as concentrações de nítrito eram

maiores que as de nitrato como vinha ocorrendo ao longo da pesquisa com valores médios entre 3,43 e 7,03 mg/L.

Tabela 4.5 – Valores médios dos resultados das análises de N-NH₃, N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻ na fase líquida do licor misto do reator RBS durante a aeração e após a sedimentação.

SISTEMA RBS						
Parâmetros	Unidade	Esgoto bruto	Início da aeração	Meio da aeração	Fim da aeração	Fim da sedimentação
N-NH ₃	mg/L	45	17	14	8	5
N-NO ₃ ⁻	mg/L	-	0,42	0,51	0,63	0,64
N-NO ₂ ⁻	mg/L	-	3,58	3,40	6,29	7,03

4.3 Balanço de Massa do Material Nitrogenado

Na Tabela 4.6 estão apresentados os balanços de massa do material nitrogenado dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA calculados a partir dos valores constantes nas Tabelas A.3 a A.5 do apêndice e das Equações (3.1) a (3.4) da Seção 3.6 (Capítulo 3).

Tabela 4.6 – Resultados médios do balanço de massa de material nitrogenado dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

	Unidade	RBS	UASB-RBS	RBS-SA
MN _{ta}	mgN/dia	5178	4999	4443
MN _{te}	mgN/dia	2834	4727	4025
MN _t	mgN/dia	722	92	12
B _n	-	0,69	0,99	0,91

Ao analisar os dados contidos na Tabela 4.6, é possível observar que o balanço de massa praticamente fecha para os sistemas UASB-RBS e RBS-SA, uma vez que o desvio máximo entre os dados experimentais e o valor teórico de B_n foi de 1% e 9%, respectivamente, desvios perfeitamente aceitáveis na avaliação de van Haandel e Marais (1999). Com relação ao sistema RBS o balanço de massa não fecha demonstrando falha na quantificação do material nitrogenado presente (ou ausente) no sistema.

4.4 Balanço de Alcalinidade

Os resultados médios referentes ao balanço de Alcalinidade dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA estão dispostos na Tabela 4.7 e foram calculados a partir dos valores constantes nas Tabelas A.2 e A.4 do apêndice e das Equações (3.5) a (3.7) da Seção 3.7 (Capítulo3).

Tabela 4.7 - Resultados médios do balanço de Alcalinidade dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

	Unidade	RBS	UASB-RBS	RBS-SA
$\Delta Alc_{teórica}$	mg/L	-101	-11	-170
$\Delta Alc_{experimental}$	mg/L	-79	-43	-170
$\Delta Alc_{teórica} - \Delta Alc_{exp}$	mg/L	-22	32	0

Para analisar o balanço de alcalinidade convém observar a diferença entre a variação teórica e a variação experimental da alcalinidade, conforme Tabela 4.7. Os sistemas apresentaram valores de 22 e 32 mg/L para os sistemas RBS e UASB-RBS, respectivamente. Estas diferenças são pequenas e, com boa aproximação o balanço de alcalinidade fecha para ambos os sistemas.

4.5 Teste de Atividade do Lodo Autotrófico

Para determinar a taxa máxima de nitrificação foram realizados testes respirométricos da Taxa de Consumo de Oxigênio com amostras de lodo dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA, conforme descrito na Seção 3.5 do Capítulo 3. A Figura 4.7 mostra um perfil da taxa de consumo de oxigênio obtida em um teste realizado no lodo proveniente do sistema RBS, no período que o sistema apresentava desenvolvimento de nitrificação (mês de novembro). Observa-se, nessa figura, que a TCO obtida representa bem a taxa de consumo de oxigênio para nitrificação e para respiração dos microrganismos, uma vez que todo o substrato adicionado (10 mgN/L como cloreto de amônia) foi consumido pelas bactérias autotróficas, sendo:

$$TCO = TCO_{end} + TCO_n$$

A Figura 4.8 é a representação de um outro respirograma relativo à atividade das bactérias autotróficas do sistema RBS-SA. Observa-se, nessa figura, que as bactérias autotróficas consumiram o substrato nitrogenado adicionado na amostra (cloreto de amônia) obtendo uma TCO associada a nitrificação de 40 mg/L.

Quanto ao lodo aeróbio do sistema UASB-RBS não foi possível obter resultados da atividade metabólica das bactérias autotróficas, uma vez que o sistema não obteve nitrificação.

A Tabela 4.8 apresenta a $TCO_{m\acute{a}x}$ alcançada para oxidação do substrato nitrogenado adicionado, bem como a concentração das *Nitrossomonas*, a taxa máxima de nitrificação e de crescimento específico das *Nitrossomonas* dos testes respirométricos dos sistemas RBS (Figura 4.7) e RBS-SA (Figura 4.8). A seguir, apresenta-se, como exemplo, o roteiro de cálculo para determinar a atividade metabólica das *Nitrossomonas* presentes no lodo utilizado no teste de TCO representado na Figura 4.7.

A concentração de amônia nitrificada (N_c) foi calculada a partir da equação (2.22) e dos dados obtidos durante a investigação experimental, conforme descrita a seguir. A concentração de NTK para a produção de lodo de excesso (N_l) foi calculada utilizando a equação (2.23).

$$N_c = N_{ka} - N_{ke} - N_l = 50 - 7 - 8 = 35 \text{ mg/L}$$

A concentração de *Nitrossomonas* foi calculada como (equação 2.21):

$$X_n = Y_n \cdot R_s \cdot N_c / [(1 + b_n \cdot R_s) R_h] = 0,1 \cdot 10 \cdot 35 / [(1 + 0,04 \cdot 10) 0,5] = 50 \text{ mgSSV/L}$$

De acordo com a Figura 4.7 a taxa de consumo de oxigênio máxima para nitrificação ($TCO_{n,m\acute{a}x}$) foi de 30 mg/L/h. Desse modo, a taxa máxima para nitrificação será (Equação 2.19):

$$r_{n,m\acute{a}x} = TCO_{n,m\acute{a}x} / 4,57 = 30 / 4,57 = 6,6 \text{ mg/L/h} = 158 \text{ mg/L/dia}$$

e a constante de crescimento específico máximo das *Nitrossomonas* como (equação 2.16):

$$\mu_m = Y_n \cdot r_{n,m\acute{a}x} / X_n = 0,1 \cdot 158 / 50 = 0,31 \text{ dia}^{-1}$$

O roteiro de cálculo para determinar a atividade metabólica das *Nitrossomonas* da amostra de lodo utilizada para determinação da TCO especificada na Figura 4.8 foi o mesmo descrito para a Figura 4.7.

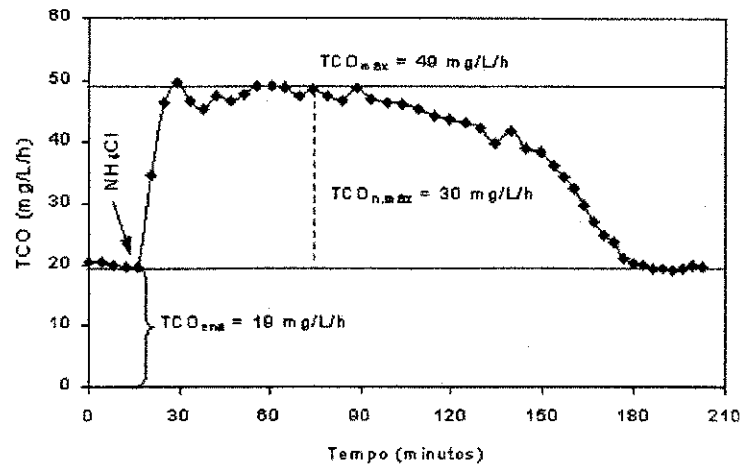


Figura 4.7 – Variação da TCO após a adição de substrato nitrogenado (cloreto de amônia) em uma amostra do licor misto do RBS.

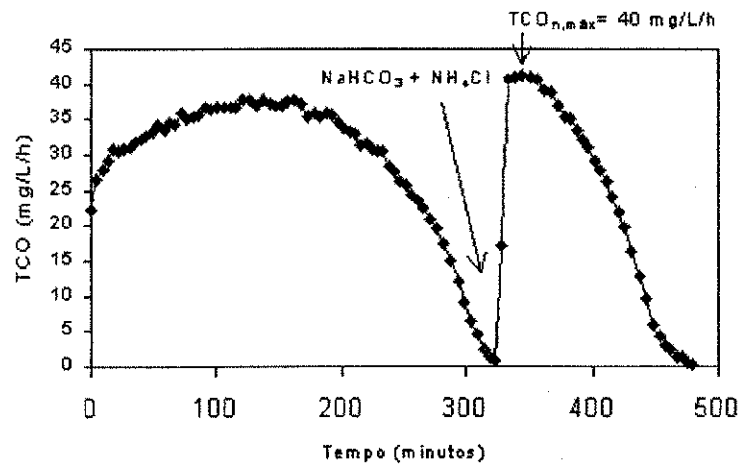


Figura 4.8 – Variação da TCO após a adição de substrato nitrogenado (cloreto de amônia) em uma amostra do licor misto do RBS-SA.

Tabela 4.8 – Resultados da $TCO_{n,máx}$, da concentração de amônia nitrificada (N_c), da concentração de *Nitrossomonas* (X_n), da taxa de máxima de nitrificação ($rn_{máx}$) e da taxa máxima de crescimento específico das *Nitrossomonas* (μ_m), obtidos durante os testes respirométricos em amostras do licor misto dos sistemas RBS e RBS-SA.

Parâmetro	Unidade	Sistemas	
		RBS	RBS-SA
$TCO_{n,máx}$	mgO ₂ /L/h	30	40
N_c	mgN/L	35	19
X_n	mgSSV/L	50	84
$rn_{máx}$	mgN/L/d	158	211
μ_m	d ⁻¹	0,31	0,25

4.6 Índice Volumétrico do Lodo

A Tabela 4.9 apresenta os dados da concentração de sólidos suspensos totais (SST), dos sólidos sedimentáveis (Sed em ml/L) realizado em proveta de 1000 ml e do Índice Volumétrico de Lodo (IVL). De acordo com von Sperling (1997) o Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀ em ml/g SST) demonstrou que o lodo manteve boa sedimentabilidade no reator aerado do sistema UASB-RBS que apresentou em média um IVL₃₀ de 82 ml/g e uma sedimentabilidade média para o sistema RBS com uma variação média de IVL₃₀ de 190 ml/g.

Tabela 4.9 – Resultados da concentração de sólidos suspensos totais (SST), dos sólidos sedimentáveis e do Índice Volumétrico de Lodo (IVL) dos reatores aerados RBS e UASB-RBS.

Sistemas	RBS			UASB-RBS		
	SST (g/L)	Sed (ml/L)	IVL (ml/g)	SST (g/L)	Sed (ml/L)	IVL (ml/g)
Média	1,93	348	190	1,03	83	82
Máximo	3,28	500	341	1,58	120	143
Mínimo	0,88	198	126	0,56	30	38

5. DISCUSSÃO

5.1 Introdução

Apresenta-se neste capítulo uma discussão sobre os dados obtidos durante a operação dos três sistemas de lodo ativado alimentados com diferentes substratos: esgoto bruto – sistema RBS, esgoto digerido- sistema UASB-RBS e cloreto de amônia – sistema RBS-SA. Serão discutidos, inicialmente, os dados relativos ao desempenho dos sistemas quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e material nitrogenado. Apresenta-se, ainda, uma discussão sobre os resultados do balanço do material nitrogenado e do balanço de alcalinidade finalizando com a discussão sobre os resultados dos testes de atividade biológica do lodo autotrófico e sedimentabilidade.

5.2 Desempenho dos Sistemas

Para avaliar o desempenho dos sistemas de lodo ativado quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão foram analisados os parâmetros de sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) e a alcalinidade e as frações de nitrogênio para caracterizar o processo de nitrificação.

Embora operando sob condições variáveis de carga orgânica, devido ao período chuvoso que resultava num esgoto bastante diluído, os sistemas RBS e UASB-RBS apresentaram bom desempenho quanto a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. A eficiência média de remoção de SST nos dois sistemas foi superior a 90%, mostrando que ambos foram eficientes, uma vez que valores de eficiência nessa ordem são obtidos em sistema de lodo ativado bem operados. Quanto a DQO, o sistema RBS, com 85% de remoção de DQO, foi mais eficiente que o sistema UASB-RBS que apresentou uma remoção média de 83%, sendo 70% da remoção ocorrida no reator UASB. Observa-se que o reator UASB ao reduzir a carga orgânica afluyente ao sistema RBS, reduz consideravelmente a demanda de oxigênio necessária para oxidação desse material.

Os valores numéricos das concentrações de nitrito e nitrato nos efluentes dos três sistemas indicam que as reações bioquímicas de nitrificação não se desenvolveram como era

esperado. O sistema RBS, durante os meses de agosto a novembro, depois da modificação nos três sistemas do tempo de aeração que foi aumentado de 60 para 94 minutos e o de decantação que foi diminuído de 60 para 30 minutos, apresentou indícios de nitrificação: eficiência média de remoção de NTK e NH_3 de 66% e 70%, respectivamente, chegando a uma eficiência média de 90% e 93% de remoção de NTK e NH_3 durante o mês de novembro. Para tal redução, esperava-se encontrar uma concentração maior que a encontrada de nitrito e/ou nitrato no efluente.

As variáveis que podem influenciar no processo de nitrificação segundo vários pesquisadores são: pH, temperatura, baixas concentrações de oxigênio dissolvido, idade de lodo e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras. O sistema operou sob condições ideais de pH (próximo à neutralidade), temperatura ($\pm 26^\circ\text{C}$), oxigênio dissolvido ($4,0 > \text{OD} < 6,0$) e idade de lodo (10 dias). Provavelmente o que influenciou negativamente no processo de nitrificação foi a perda de NH_3 , pois havia indícios de desprendimento significativo durante a aeração. Embora esse mecanismo não seja significativo na faixa de pH entre 7 e 8, outros fatores, tais como grau de turbulência e configuração física (área superficial superior à área do fundo e pequena profundidade), como é o caso desse sistema, podem contribuir para seu maior efeito. Este fenômeno só era possível porque a concentração de amônia não era baixa como teria sido caso a nitrificação tivesse ocorrido eficientemente. Outro possível fator de contribuição para a baixa concentração de NO_3^- e NO_2^- no efluente do sistemas RBS, seria a ocorrência de desnitrificação durante o período de sedimentação. No entanto, amostras coletadas durante o intervalo de aeração e sedimentação (Tabela 4.5 do Capítulo 4) não apresentaram redução significativa das concentrações de NO_3^- e NO_2^- , de modo que esta hipótese pode ser excluída.

No sistema UASB-RBS não houve nitrificação, o que pode ter sido influenciado por vários fatores. Na literatura sobre o tratamento de efluentes anaeróbios, existe uma grande variedade de opiniões sobre as razões que dificultam o processo de nitrificação em sistemas anaeróbio/aeróbio. Os efluentes anaeróbios apresentam a relação DQO/N muito baixa por que esses sistemas removem bem material orgânico, porém não removem significativamente nitrogênio. Mesmo quando essa relação é equilibrada, os fatores ambientais inadequados também podem dificultar a nitrificação. Alguns pesquisadores abordam a possibilidade dos

subprodutos da digestão anaeróbia inibirem o processo de nitrificação, mas ainda existem controvérsias sobre o assunto. Em estudos realizados por Eillersens *et al.* (1994) e Eillersens *et al.* (1995) sobre o efeito inibitório dos ácidos graxos voláteis e da trimetilamina sobre a nitrificação em sistemas de lodo ativado, mostram que esses compostos inibem a nitrificação, porém outros pesquisadores têm opiniões contrárias. Outra substância importante a ser questionada é o sulfeto de hidrogênio presente no efluente do UASB, que por sua vez pode inibir o processo de nitrificação. Em estudos realizados por Guimarães (2003) sobre o efeito do sulfeto sobre as bactérias nitrificantes em sistemas de lodo ativado em bateladas sequenciais, através de testes respirométricos realizados com 1, 2, 6 e 10 mgS/L, mostram que em concentrações acima de 2 mg/L o sulfeto já atuou como inibidor da atividade das bactérias nitrificantes e quanto maior a concentração de sulfeto testada, maior o efeito inibidor, com percentuais de inibição de 20% e 57% para concentrações 2 e 6 mg/L, respectivamente e, total ausência da atividade dessas bactérias com concentrações de 10 mg/L. Quanto as variáveis pH, temperatura, idade de lodo e concentrações de oxigênio dissolvido o sistema operava sob condições ideais, com pH próximo a neutralidade, temperatura média de 26°C, idade de lodo de 20 dias e oxigênio dissolvido entre 3,0 >OD<4,5.

Com relação ao sistema RBS-SA observou-se o desenvolvimento do processo de nitrificação, embora só tenha ocorrido uma eficiência média de remoção de NTK e NH₃ de apenas 50% e 45%, respectivamente. Esperava-se uma remoção maior dessas variáveis, porém como descrito no teste respirométrico as bactérias autotróficas consumiam a amônia presente em aproximadamente 5 horas, isso justifica a baixa eficiência uma vez que a atividade metabólica das bactérias era baixa para a quantidade de amônia no meio. Apesar de baixa eficiência, o sistema RBS-SA foi o que apresentou melhor desempenho no processo de nitrificação.

5.3 Balanço de Massa do Material Nitrogenado

Para maior confiabilidade dos dados experimentais relativos à remoção de material nitrogenado realizou-se o balanço de massa do material nitrogenado. Os resultados médios dos sistemas UASB-RBS e RBS-SA (Tabela 4.6 do Capítulo 4) demonstram que o balanço de massa fecha, com o desvio máximo entre os dados experimentais e o valor teórico de B_n 9%. No entanto, quando se analisa o resultado médio do sistema RBS, observa-se que a

recuperação foi menor, na ordem de 69% (Tabela 4.6 do Capítulo 4). Provavelmente esse não fechamento ($B_n \neq 1$) foi causado pela desoxidação da amônia provocada pela aeração e pela temperatura ou por presença de substâncias no esgoto que inibiam a atividade metabólica das bactérias autotróficas.

5.4 Balanço de Alcalinidade

Como a variação da alcalinidade é baixa em sistemas sem nitrificação (só amonificação), não se pode usar a mesma técnica de cálculo para material nitrogenado e material orgânico. Assim convém calcular o balanço de alcalinidade como a diferença entre a variação teórica e a variação experimental (Tabela 4.7). Os resultados médios dos sistemas demonstraram que o balanço de alcalinidade fecha, uma vez que uma diferença de 32 ppm CaCO_3 é pequena tendo-se em vista os erros experimentais e analíticos que podem ser causados facilmente.

5.5 Teste de Atividade do Lodo Autotrófico

Os testes respirométricos realizados para determinar a atividade metabólica das bactérias autotróficas demonstraram que o consumo de oxigênio presente nas amostras de lodo eram compatíveis com a massa de substratos adicionados. Nos testes do sistema RBS, onde se adicionava 10mgN como NH_4Cl , determinava-se um consumo de oxigênio de aproximadamente 45,3 mgO_2/L . Esse resultado está bem próximo ao do consumo teórico de $10 \cdot 4,57 = 45,7 \text{ mgO}_2/\text{L}$, uma vez que para cada miligrama de nitrogênio oxidado, 4,57 mg de oxigênio são consumidos. A pequena diferença entre o consumo teórico e experimental provavelmente se devem a pequenos desvios nos testes experimentais e determinação da TCO. Testes respirométricos realizados com o lodo do sistema RBS-SA, quando se adicionava 20 mgN/L as áreas das curvas dos respirogramas (Figura 4.8), determinam um consumo de oxigênio de aproximadamente 60 mgO_2/L , diferente do valor teórico de 91,5 mgO_2/L , por motivos ainda não explicados e que precisam ser esclarecidos.

Quanto a taxa máxima de crescimento específico das *Nitrossomonas* (μ_m) verificou-se que foi baixa para ambos os sistemas, 0,31 dia^{-1} para o RBS e de 0,21 dia^{-1} para o RBS-SA. Esperava-se valores maiores por se tratar de lodos gerados a partir de esgoto doméstico e de

um meio de cultura tendo como substrato amônia. Van Haandel e Marais (1999), analisando resultados de μ_m de vários pesquisadores, sugerem um valor médio de $\mu_{m20} = 0,4 \text{ dia}^{-1}$ a uma temperatura 20°C. Segundo a Equação (2.14) (Seção 2.6 do Capítulo 2) o valor de μ_m a uma temperatura de 26° C pode chegar a $\mu_{m26} = 0,8 \text{ dia}^{-1}$. Ferreira (2002), avaliou a influência do pH na capacidade ativa das bactérias nitrificantes em um sistema Bardenpho tratando esgoto advindo da cidade de Campina Grande, a uma temperatura média de 25°C, e encontrou valores de μ_m para as *Nitrossomonas* em torno de $0,6 \text{ dia}^{-1}$, para pH's na faixa de 6,5 a 7,5, conforme demonstrado na Figura 2.6 (Seção 2.6 do Capítulo 2). Nesse contexto, mais uma vez, os testes respirométricos indicaram a possibilidade de presença de substâncias no esgoto bruto que inibiam o crescimento das bactérias autotróficas visto que os valores de μ_m estão na faixa de valores encontrados por Wilson e Marais (1976) citado por van Haandel e Marais (1999) de $0,5$ a $0,7 \text{ dia}^{-1}$ a 20°C, podendo essa valor diminuir para $0,25$ a $0,3 \text{ dia}^{-1}$ ou mesmo mais baixo μ_m $0,17 \text{ d}^{-1}$, depende da contribuição de toxicidade industrial. Medeiros (2004) em sua pesquisa tratando efluentes da indústria Petroquímica a uma temperatura média de 26°C, encontrou valores de μ_m na faixa de $0,3$ a $0,19 \text{ dia}^{-1}$.

Com relação aos testes realizados a fim de avaliar a atividade metabólica das bactérias *Nitrobacter* no sistema RBS, não foram obtidos resultados. Van Haandel e Marais (1999) e outros pesquisadores referem-se a segunda fase de nitrificação, a oxidação de nitrito para nitrato, como um processo que se desenvolve a uma velocidade tão rápida que, em termos práticos pode ser considerado como instantâneo. Ferreira (2002) em sua pesquisa realizada em diferentes pH's demonstrou, através dos testes respirométricos, que as bactérias *Nitrobacter* foram capazes de oxidar o nitrito a uma taxa superior à oxidação de nitrogênio amoniacal pelas *Nitrossomonas*, em pH's próximos à neutralidade. Demonstrou ainda, que a taxa máxima de crescimento específico das bactérias *Nitrobacter* é maior que das *Nitrossomonas*, conforme Figura 2.6 da Seção 2.6 (Capítulo 2). Nesse sentido, devido a variação dos dados referentes ao processo de nitrificação do sistema, não foi possível determinar o comportamento das bactérias *Nitrobacter*.

5.6 Sedimentabilidade do Lodo

Os resultados experimentais mostraram que os dois sistemas apresentaram bom desempenho quanto a sedimentabilidade. O período chuvoso e as variações de carga orgânica não parecem ter influenciado significativamente na sedimentabilidade, embora tenha havido variação do IVL nos sistemas RBS e UASB-RBS, com valores médios mensais de 126 a 321 ml/g e de 38 a 143 ml/g, respectivamente.

6. CONCLUSÕES

O desenvolvimento desse estudo resultou em importantes conclusões de aplicabilidade prática as quais deverão contribuir no tratamento de esgotos domésticos em sistemas de lodo ativado e ao uso de respirômetros nesse processo. Da investigação experimental realizada em 3 sistemas de lodo ativado em bateladas seqüenciais, alimentados com esgoto bruto, esgoto digerido e meio de cultura contendo amônia, conclui-se que:

1. Os sistemas de lodo ativado RBS e UASB-RBS apresentaram boa eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. O sistema RBS, tratando esgoto bruto, foi o que apresentou melhor desempenho com eficiência média de remoção 85% de DQO e 92% de sólidos suspensos totais.
2. O sistema UASB-RBS demonstrou ser uma alternativa tecnicamente viável para tratamento de esgoto doméstico visto que o reator UASB removeu cerca de 70% de matéria orgânica, reduzindo sobremaneira a carga orgânica afluente do reator aerado (reator RBS).
3. Devido ao eficiente desempenho do reator UASB na remoção de matéria orgânica, o sistema UASB-RBS é uma opção mais econômica, comparada ao sistema de lodo ativado convencional, por reduzir os custos de construção (menor capacidade de instalação de aeração) e operação (menor demanda de energia para aeração).
4. Os sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA não apresentaram bom desempenho quanto ao processo de nitrificação. O sistema RBS-SA, tratando substrato amoniacal, apresentou melhor desempenho, com remoção de NTK e NH_3 na ordem de 50% e 45%, respectivamente, e valores médios mensais de nitrato no efluente entre 18 mg/L e 43 mg/L.

5. A respirometria mostrou-se ser uma excelente ferramenta para avaliar a atividade metabólica das bactérias autotróficas.

6. Nas condições dos experimentos descritos nesta dissertação, o lodo gerado no reator aerado do sistema RBS foi caracterizado como de sedimentabilidade mediana, com valores médios do índice volumétrico de lodo (IVL) de 190 ml/g, e baixa atividade biológica com uma taxa máxima de crescimento específico das *Nitrossomonas* de $0,31\text{dia}^{-1}$, concentração de *Nitrossomonas* de 50 mgSSV/L e taxa máxima de nitrificação de 158 mgN/L/d. No reator aerado do sistema UASB-RBS o lodo gerado apresentou uma boa sedimentabilidade, com valores médios de IVL de 82 ml/g. No entanto, não apresentou atividade devido às bactérias autotróficas.

7. SUGESTÕES

Durante o desenvolvimento da pesquisa experimental, da qual tem como base essa dissertação de mestrado, foi observado que, provavelmente devido a problemas de ordem operacional, como por exemplo, problemas relacionados ao substrato utilizado (natureza, concentração, presença de substâncias inibitórias), o desempenho dos reatores quanto ao processo de nitrificação não foi satisfatório. Como consequência, os estudos de atividade do lodo não puderam ser levados a contento. Foram tomadas várias providências, tais quais mudanças dos ciclos de operação dos reatores RBS, operação de um reator alimentado apenas com cloreto amoniacal, entre outras. Outras providências poderiam ter sido tomadas se o tempo não limitasse suas aplicações. Dessa forma, ficam aqui registradas as seguintes sugestões.

- (1) Operar de forma semelhante e com condições ótimas de nitrificação um sistema de lodo ativado convencional e outro em bateladas sequenciais, ambos utilizando a TCO como parâmetro de avaliação da atividade biológica, para avaliar se a operação em bateladas compromete a atividade metabólica das bactérias autotróficas.
- (2) Para verificar o balanço de nitrogênio, desenvolver metodologia para calcular o desprendimento de amônia e o consumo de alcalinidade nos reatores aerados.
- (3) Aprofundar o estudo do efeito inibitório dos subprodutos da digestão anaeróbia presentes no efluente do UASB sobre as bactérias autotróficas.
- (4) Realizar estudo utilizando meio de cultura contendo amônia, com água desprovida de cloro, para avaliar se o sulfito de sódio compromete o desenvolvimento da atividade metabólica das bactérias autotróficas.

- (5) Realizar uma investigação da existência de substâncias tóxicas ou inibidoras presentes no esgoto doméstico de Campina Grande.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, A. F.; CATUNDA, Y.S.C.; GUIMARÃES, P.; VAN HAANDEL, A. **Uso da respirometria para a determinação experimental da cinética de nitrificação.** In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Rio Grande do Sul. Trabalhos Técnicos em CD-ROM. Rio Grande do Sul, Brasil, 2000.

ALÉM SOBRINHO, P. **Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados: determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos.** Revista DAE, n 132, março, p. 49-85, 1983.

ALÉM SOBRINHO, P., GASI, T.; SILVA, S. J. A. **Desenvolvimento de uma nova concepção de sistema de tratamento (reator UASB e lagoa aerada) para esgotos sanitários com elevada parcela de carga orgânica industrial.** In: 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal, ABES, Anais. V 2, Tomo I, p. 222-243, 1993.

AWWA/APHA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 19th edition. Washington, 1995.

BUCHAUER, K. A. **A Comparison of two simple titration procedure to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment process.** *Water S. A.*, v 24, n 1, p 49 – 56, 1998.

BROWER, H.; KLAPWIJK, A.; KEESMAN, K. J. **Identification of activated sludge and wastewater characteristics using respirometric batch-experiments.** *Water Research*, v 32, n 4, p. 1240-1254, 1998.

CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ARAUJO, L. S. E VILAR, A. **Determinação da sedimentabilidade de lodo ativado.** Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 14, Belém-PA, 1989.

CATUNDA, S.Y.C. **TOXÍMETRO – Instrumento para detecção de elementos tóxicos em afluentes de sistemas de tratamento de águas residuárias.** 1996. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, 1996.

CATUNDA, S. Y. C.; DEEP, G. S.; VAN HAANDEL, A. C.; FREIRE, R. C. S. **Fast on-line measurement of the respiration rate in activated sludge systems.** IEEE Instrumentation and Measurement Technology Conference Brussels, Belgium, June 4-6, 1996.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions.** Wageningen, 2003. Tese de PhD, Universidade de Wageningen, Holanda, 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: DESA-UFMG, 246 p., 1997.

COSTA, A. G. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade e atividade do lodo ativo.** 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2002.

COURA, M. A. **Comportamento do sistema anaeróbio-aeróbio com o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e o sistema de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico na região tropical.** Campina Grande, 2002. Tese de doutorado, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2002.

CYBIS, L. F.; PICKBRENNER, K. Uso de reator sequencial em batelada para pós-tratamento de efluentes de tratamento anaeróbio. In: Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Rio de Janeiro, PROSAB. Coletânea de trabalhos técnicos, v. 1, p. 157-164, 2000.

DICK, R. I. **Role of activated sludge final settling tanks.** Journal San. Eng. Div. ASCE, n 96, p. 423, 1970.

DOWING, A. L., PAINTER H. A. E KNOWLES, G. **Nitrification in the activated sludge process.** J. Proc. Inst. Sew. Purif., 64, (2), 1964, p. 130-158.

EKAMA, G. A. and MARAIS G. V. R. **The activated sludge process: Steady state behaviour.** Water S. A., 2, (4), p. 163-200, 1976.

EILLERSEN, A. M.; HENZE, M.; KLOFT, L. Effect of volatile fatty acids and trimethylamine on nitrification in activated sludge. Water Research, v 28, n 6, p. 1329 – 1336, 1994.

_____. Effect of volatile fatty acids and trimethylamine on denitrification in activated sludge. Water Research, v 29, n 5, p. 1259 – 1266, 1995.

FERNANDES, J. G. S. **Utilização da respirometria para avaliação da toxicidade e controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias.** 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1999.

FERREIRA, A. F. **Uso da respirometria na avaliação da influência do pH sobre a capacidade ativa das bactérias nitrificantes.** 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2002.

GONÇALVES, R. F.; ARAÚJO, V. L.; CHERNICHARO, C. A. L. **Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment.** *Water Science and Technology*, v 38, n 8-9, p 189-195, 1998.

GRADY JR., C. P. L. & LIM, H. C. **Biological wastewater treatment.** New York: Marcel Dekker, p.887 – 920, 1980.

GUIMARÃES, P. **Sistema de lodo ativado em bateladas seqüenciais para pós-tratamento de esgoto digerido em um reator UASB.** 2003. Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal – RN, 2003.

HENZE M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G.V.R. **Activated sludge Model N° 2 by IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Desing and Operation of Biological Wastewater Treatmet Processes.** Scientific and Technical Report N° 3, London, 32 p., 1995.

HENZE M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G.V.R. AND VAN LOOSDRECHT, M.C. **Outline Activated sludge Model N° 2d by IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Desing and Operation of Biological Wastewater Treatmet Processes.** *Water Science and Technology*, v. 39, (1), p. 165 - 183, 1999.

KUJAWA-ROELEVELD, K. **Estimation of denitrification potential with respiration based techniques.** Thesis Wageningen University, 197 p., 2000.

MALAN, W. N, and GOUWS, E. P. **Geaktiveerde Slyk vir Rioolwatersuivering op ellville.** Research Report. Concl for Scientific and Industrial Research, Now. 1966.

MARAIS, G. V. REKAMA, G. A. The activated sludge process steady state behaviour, *Water S. A.*, 2, (4), p. 163-200, 1976.

MARCHETO, M.; CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P. **Remoção de nutrientes de reator anaeróbio utilizando reatores microaerado e com aeração intermitente seguidos de flotação por ar dissolvido.** In: Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Rio de Janeiro, PROSAB. Coletânea de trabalhos técnicos, v. 1, p. 165-171, 2000.

MEDEIROS, U.T.P. **Influência da concentração de oxigênio dissolvido sobre o desempenho de sistemas de lodo ativado tratando efluentes da indústria petroquímica.** 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande – PB, 2004.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment disposal reuse.** 2. ed. New York: McGraw-Hill Book, 1979.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment disposal reuse.** 3. ed. New York: McGraw-Hill Book, 1991.

ROS, M. **Respirometry of Activated Sludge.** Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, 149 p., 1993.

SAWER, C. N. AND McCARTY, P. L. **Chemistry for Environmental Engineering.** 2th edition. Singapore: McGraw-Hill Book Company, 532 p., 1973.

SILVA, E. B. F. **Aplicação da respirometria na determinação da composição da matéria orgânica em águas residuárias.** 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2003.

SOUSA, J. T. Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos-SP, 258 p., 1996.

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

TORRES, P. & FORESTI, E. Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors. In: VI TALLER Y SEMINÁRIO LATINOAMERICANO DE DIGESTION ANAERÓBIA, 2000, Recife. Trábalos Técnicos, V I, o. 368-375.

VAN HAANDEL, A. C. and MARAIS, G. V. R. Nitrification and denitrification kinetics in the activated sludge process. Research report W39, Dept. of Civil Eng., University of Cape Town, Rondebosch, 7700, South Africa, 1981.

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, P.F.C. Determinação da taxa de consumo de oxigênio. Revista Engenharia Sanitária, v 21, n 4, p. 481-488, 1982.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos. Campina Grande/PB: Epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, P.F.C. E NEIVA, M. R. Um método experimental para a determinação da eficiência de aeradores superficiais em sistemas de lodo ativado. Anais 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, 1997.

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, P.F.C.; CATUNDA, S.Y.C.; SANTOS, J. G. F. **Uso da respirometria para controle de sistemas de lodo ativado.** Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 147-161, 1998.

VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projeto e operação.** Campina Grande/PB: Epgraf, 1999.

VANROLLEGHEM, P., SPANJERS, H., PETERSEN, B., GINESTET, P. AND TAKÁCS, I. **Estimating (combination of) activated sludge Model N° 1 parameters and components by respirometry.** Water Science and Technology, v. 39, (1), p. 195 – 214, 1999.

VESILIND, P. A. **Theoretical considerations: design of prototype thickeners from batch settling tests.** Water and Sewage Works, n 115, p. 302, 1968.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias – Lodos Ativados.** Belo Horizonte: DESA-UFMG, V. 4, 1997.

Tabela A.1 – Resultados das análises de pH e Demanda Química de Oxigênio (DQO) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	pH						DQO (mg/L)					
	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA
04/mai	6,83	7,50	7,27	7,63	-	-	900	103	96	74	-	-
06/mai	7,01	7,46	7,20	7,63	-	-	650	173	96	44	-	-
11/mai	7,42	8,00	7,63	7,85	-	-	274	126	130	53	-	-
13/mai	7,27	7,68	7,56	7,78	-	-	421	71	92	27	-	-
20/mai	7,35	7,31	7,68	7,95	-	-	162	89	113	85	-	-
25/mai	7,74	7,99	7,77	7,87	-	-	324	49	106	53	-	-
27/mai	7,53	7,91	7,61	7,90	-	-	432	-	84	46	-	-
01/jun	7,40	7,83	7,47	7,66	-	-	429	63	129	53	-	-
03/jun	7,19	7,78	7,02	7,66	-	-	222	58	111	51	-	-
08/jun	6,88	7,19	7,02	7,15	-	-	256	57	122	47	-	-
16/jun	7,22	7,73	7,48	7,72	-	-	435	58	128	65	-	-
22/jun	7,29	7,71	7,48	7,70	-	-	124	48	76	79	-	-
30/jun	7,23	7,77	7,27	7,63	-	-	297	18	115	61	-	-
07/jul	7,18	7,74	7,50	7,62	-	-	221	34	86	40	-	-
14/jul	7,01	7,74	7,25	7,62	-	-	398	44	97	59	-	-
21/jul	7,49	7,80	7,85	7,82	-	-	265	51	95	73	-	-
28/jul	7,34	7,61	7,51	7,72	-	-	236	36	99	42	-	-
04/ago	7,21	7,78	7,63	7,97	7,87	7,58	319	24	87	27	-	-
12/ago	7,20	7,76	7,56	7,89	7,82	7,66	545	103	197	99	-	-
17/ago	7,18	7,54	7,36	7,77	7,72	7,22	485	124	204	132	-	-
19/ago	7,08	7,42	7,41	7,66	7,64	7,19	522	89	202	104	-	-
24/ago	7,21	7,76	7,47	7,76	7,83	7,63	618	49	120	74	-	-
26/ago	7,38	7,80	7,62	7,94	7,86	7,73	388	69	150	98	-	-
31/ago	7,14	7,66	7,51	7,94	7,56	7,55	895	148	229	181	-	-
02/set	7,00	7,50	7,17	7,87	7,72	7,35	630	129	187	114	-	-

continuação

Tabela A.1 – Resultados das análises de pH e Demanda Química de Oxigênio (DQO) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	pH						DQO (mg/L)					
	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA
08/set	7,46	7,50	7,47	7,45	7,70	7,69	645	120	249	158	-	-
10/set	7,20	7,40	7,32	7,75	7,70	7,58	555	35	153	68	-	-
14/set	7,24	7,50	7,41	7,68	7,68	7,76	462	75	193	124	-	-
16/set	7,27	7,66	7,48	7,88	7,88	8,00	656	64	176	109	-	-
21/set	7,21	7,52	7,53	7,71	7,88	7,79	583	89	188	156	-	-
23/set	6,88	7,42	7,24	7,61	7,80	7,56	464	54	145	127	-	-
28/set	6,92	7,37	7,33	7,67	7,52	6,32	699	91	178	124	-	-
30/set	6,89	7,40	7,24	7,72	7,71	6,38	962	73	187	84	-	-
05/out	6,85	7,45	7,26	7,85	7,60	6,10	560	22	135	54	-	-
14/out	6,87	7,58	7,32	7,75	7,76	7,07	591	87	193	108	-	-
21/out	7,16	7,67	7,29	7,70	7,72	7,35	750	71	111	64	-	-
26/out	-	-	-	-	7,88	8,00	-	-	-	-	-	-
04/nov	-	-	-	-	7,64	7,67	-	-	-	-	-	-
12/nov	-	7,44	-	-	7,76	7,92	-	-	-	-	-	-
16/nov	7,05	7,42	-	-	7,81	7,72	-	-	-	-	-	-
18/nov	-	7,62	-	-	7,83	7,74	-	-	-	-	-	-
19/nov	7,21	7,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/nov	-	7,24	-	-	7,81	7,44	-	-	-	-	-	-
26/nov	7,06	7,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Média	7,18	7,59	7,42	7,74	7,75	7,43	483	74	141	82	-	-
Máximo	7,74	8,00	7,85	7,97	7,88	8,00	962	173	249	181	-	-
Mínimo	6,83	7,19	7,02	7,15	7,52	6,1	124	18	76	27	-	-
Desv.Padrão	0,21	0,20	0,19	0,16	0,1	0,5	210	37	47	39	-	-

Tabela A.2 – Resultados das análises de Alcalinidade Total, Alcalinidade de Bicarbonato e Ácidos Graxos Voláteis (AGV) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	Alcalinidade Total (mg/L)						Alcalinidade de Bicarbonato (mg/L)						AGV (mg/L)					
	EB	RBS	UASB	UASB-RBS	Sub. amônia	RBS-SA	EB	RBS	UASB	UASB-RBS	Sub. amônia	RBS-SA	EB	RBS	UASB	UASB-RBS	Sub. amônia	RBS-SA
04/mai	302	306	377	321	-	-	217	284	351	300	-	-	154	28	37	27	-	-
06/mai	268	283	295	257	-	-	211	265	277	245	-	-	99	22	22	10	-	-
11/mai	186	350	411	309	-	-	168	332	389	293	-	-	22	22	28	17	-	-
13/mai	294	259	342	264	-	-	250	241	322	253	-	-	73	21	26	7	-	-
20/mai	178	274	359	329	-	-	158	-	343	315	-	-	26	-	18	13	-	-
25/mai	359	325	381	337	-	-	326	315	367	325	-	-	52	6	13	9	-	-
27/mai	375	298	393	325	-	-	326	287	381	314	-	-	82	8	11	7	-	-
01/jun	420	319	428	342	-	-	357	305	407	323	-	-	112	12	27	22	-	-
03/jun	376	330	443	354	-	-	326	312	441	333	-	-	85	23	-	27	-	-
08/jun	379	338	449	406	-	-	329	301	407	364	-	-	85	60	70	70	-	-
16/jun	391	346	435	400	-	-	342	326	410	379	-	-	84	24	35	27	-	-
22/jun	297	315	385	381	-	-	245	300	365	362	-	-	90	15	25	22	-	-
30/jun	291	332	417	393	-	-	239	311	392	370	-	-	90	28	36	32	-	-
07/jul	356	325	417	395	-	-	306	308	393	368	-	-	86	20	34	40	-	-
14/jul	311	271	344	350	-	-	259	251	320	326	-	-	89	26	33	32	-	-
21/jul	354	273	441	397	-	-	301	260	421	377	-	-	92	12	24	24	-	-
28/jul	349	262	425	369	-	-	296	247	401	349	-	-	92	15	34	28	-	-
04/ago	355	172	431	396	315	121	302	150	410	381	261	106	92	29	28	16	94	16
12/ago	372	234	428	373	348	209	320	222	410	356	295	193	90	11	22	19	92	19
17/ago	296	209	380	366	370	120	242	191	360	345	318	105	94	21	25	28	90	15
19/ago	309	169	385	308	320	107	255	157	360	292	266	96	94	10	36	18	93	8
24/ago	362	277	418	368	403	197	309	262	399	356	352	177	90	16	23	10	88	25
26/ago	303	232	380	328	353	192	249	160	323	268	301	170	94	131	99	105	91	31
31/ago	338	231	370	375	396	159	285	218	349	359	345	146	92	11	28	17	88	13
02/set	298	234	406	337	366	152	245	222	385	322	315	136	92	10	27	15	88	18

continuação

Tabela A.2 – Resultados das análises de Alcalinidade Total, Alcalinidade de Bicarbonato e Ácidos Graxos Voláteis (AGV) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	Alcalinidade Total (mg/L)						Alcalinidade de Bicarbonato (mg/L)						AGV (mg/L)					
	EB	RBS	UASB	UASB-RBS	Sub. amônia	RBS-SA	EB	RBS	UASB	UASB-RBS	Sub. amônia	RBS-SA	EB	RBS	UASB	UASB-RBS	Sub. amônia	RBS-SA
08/set	339	168	397	364	287	158	287	156	378	348	233	141	89	12	25	19	93	20
10/set	328	139	378	336	280	170	275	125	360	321	226	156	90	12	22	16	93	14
14/set	298	140	368	317	273	164	245	126	348	302	219	150	92	13	24	16	93	12
16/set	315	146	373	338	282	185	262	134	355	323	229	208	91	10	21	15	93	-
21/set	317	152	361	334	274	168	265	142	344	318	220	156	91	7	20	18	93	9
23/set	306	142	357	345	211	129	251	131	323	325	153	121	96	9	53	25	102	1
28/set	319	193	377	358	-	-	264	177	356	340	-	-	95	17	29	21	-	-
30/set	342	186	382	341	-	-	289	174	362	325	-	-	94	9	26	17	-	-
05/out	321	170	367	317	227	-	267	158	348	302	169	-	95	11	25	15	101	-
14/out	312	248	383	338	429	96	257	233	367	319	376	88	97	15	18	24	90	1
21/out	348	288	373	342	412	166	293	273	355	326	359	160	95	15	21	18	91	17
26/out	-	-	-	-	453	196	-	-	-	-	401	180	-	-	-	-	89	16
04/nov	-	-	-	-	457	327	-	-	-	-	406	305	-	-	-	-	88	28
12/nov	-	140	-	-	435	304	-	129	-	-	388	287	-	8	-	-	79	18
16/nov	7,05	146	-	-	442	255	245	134	-	-	396	241	123	11	-	-	79	13
18/nov	-	153	-	-	447	241	-	143	-	-	400	229	-	5	-	-	79	11
19/nov	7,21	133	-	-	-	-	299	117	-	-	-	-	85	18	-	-	-	-
24/nov	-	122	-	-	449	167	-	108	-	-	402	112	-	15	-	-	79	96
26/nov	7,06	148	-	-	-	-	257	132	-	-	-	-	87	18	-	-	-	-
Média	324	233	390	347	361	182	272	215	369	329	308	167	89	19	30	23	90	19
Máximo	420	350	449	406	457	331	357	332	441	381	406	316	154	131	99	105	102	96
Mínimo	178	122	295	257	211	77	158	108	277	245	153	69	22	5	11	7	79	1
Desv.Pad	46,8	73,9	33,3	34,7	73,7	66,6	43,2	72,9	34,2	33,3	76,3	66,2	21	20,2	16	17,9	6,1	18,3

EB – Esgoto bruto;

UASB – Efluente do reator UASB

Sub. amônia – Substrato amoniaco

RBS – Efluente do Sistema RBS

UASB-RBS – Efluente do Sistema UASB-RBS

RBS-SA – Efluente do Sistema RBS-SA

Tabela A.3 – Resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	SST (mg/L)									SSV (mg/L)								
	EB	RBS	Licor RBS	UASB	UASB-RBS	Licor U.RBS	Sub. amônia	RBS-SA	L.RBS-SA	EB	RBS	Licor RBS	UASB	UASB-RBS	Licor U.RBS	Sub. amônia	RBS-SA	L.RBS-SA
04/mai	153	52	-	41	14	-	-	-	-	115	46	-	36	11	-	-	-	-
06/mai	403	31	1610	20	4	767	-	-	-	280	27	1270	14	-	657	-	-	-
11/mai	61	34	803	8	17	967	-	-	-	52	29	577	-	-	770	-	-	-
13/mai	224	20	803	12	15	1005	-	-	-	154	-	610	12	12	780	-	-	-
20/mai	125	29	820	26	10	933	-	-	-	28	24	655	24	5	777	-	-	-
25/mai	203	4	1180	20	18	1393	-	-	-	117	3	863	-	16	1037	-	-	-
27/mai	207	12	1237	12	9	1907	-	-	-	153	9	930	-	-	1537	-	-	-
01/jun	78	14	1060	28	5	1190	-	-	-	-	9	810	20	8	1090	-	-	-
03/jun	66	8	1500	12	9	1500	-	-	-	58	-	1140	-	8	1180	-	-	-
08/jun	87	13	1467	44	11	2623	-	-	-	59	6	1133	43	4	2147	-	-	-
16/jun	88	10	492	19	15	2907	-	-	-	46	10	398	16	-	2350	-	-	-
22/jun	91	11	543	19	20	310	-	-	-	67	-	420	18	15	265	-	-	-
30/jun	141	11	1140	23	18	2068	-	-	-	109	-	870	20	15	1685	-	-	-
07/jul	37	3	1605	4	3	757	-	-	-	36	-	1215	-	-	537	-	-	-
14/jul	390	17	2077	29	11	560	-	-	-	236	15	1517	21	8	503	-	-	-
21/jul	91	14	1540	17	11	627	-	-	-	45	13	1087	17	9	433	-	-	-
28/jul	91	5	1763	25	16	567	-	-	-	65	5	1357	22	15	473	-	-	-
04/ago	95	7	1400	13	7	698	-	-	94	87	5	1056	10	3	374	-	-	75
12/ago	166	7	1283,3	28	6	1353	-	-	41	118	5	847	24	5	1000	-	-	35
17/ago	96	1	1010	10	11	1337	-	3	144	69	1	843	8	10	1117	-	-	126
19/ago	134	8	1143	20	12	890	-	3	125	86	7	893	12	1	747	-	1	112
24/ago	-	-	-	-	-	-	6	4	159	-	27	1210	23	-	975	4	1	137
26/ago	76	30	1560	25	13	1170	-	4	108	60	-	1907	28	9	1170	-	-	100
31/ago	238	4	2433,3	35	12	1393	5	5	130	186	-	-	-	-	-	4	3	86
02/set	135	14	2423	30	25	1213	8	5	97	65	8	1860	27	22	1030	7	5	73

continuação

Tabela A.3 – Resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	SST (mg/L)									SSV (mg/L)								
	EB	RBS	Licor RBS	UASB	UASB-RBS	Licor U.RBS	Sub. amônia	RBS-SA	L.RBS-SA	EB	RBS	Licor RBS	UASB	UASB-RBS	Licor U.RBS	Sub. amônia	RBS-SA	L.RBS-SA
08/set	190	4	4020	36	24	817	4	3	86	-	-	3080	18	21	703	4	3	72
10/set	202	6	2380	36	23	1575	8	2	86	164	6	1830	32	22	1355	8	-	56
14/set	125	4	1800	58	18	320	8	4	31	109	-	1300	49	14	310	8	1	26
16/set	215	3	2248	37	12	970	6	3	43	209	2	1832	30	12	810	3	1	13
21/set	-	5	1640	22	23	1480	5	3	128	-	5	965	20	22	1190	3	3	103
23/set	140	2	2084	28	31	1316	1	-	27	110	1	1648	22	26	1092	1	0	19
28/set	244	5	1473,3	21	11	1253	11	11	322	196	3	1187	18	13	1023	6	6	186
30/set	449	4	2237	16	7	1203	6	-	458	329	1	1730	13	6	993	4	-	284
05/out	108	2	880	21	9	660	2	6	462	90	9	430	19	7	575	-	3	472
14/out	133	4	1543	24	17	787	9	14	360	106	3	1190	21	17	673	8	8	202
19/ou	-	-	-	-	-	-	6	-	296	-	-	-	-	-	-	3	-	208
21/out	152	27	3280	25	14	615	15	10	482	158	25	2625	21	10	550	5	5	350
26/out	-	-	-	-	-	-	13	9	120	-	-	-	-	-	-	-	-	86
04/nov	-	-	-	-	-	-	3	1	34	-	-	-	-	-	-	2	1	30
10/nov	-	-	-	-	-	-	8	4	30	-	-	-	-	-	-	4	1	22
12/nov	-	-	-	-	-	-	6	6	196	-	-	-	-	-	-	3	5	108
16/nov	-	-	-	-	-	-	6	11	290	-	-	-	-	-	-	4	10	164
18/nov	-	-	-	-	-	-	5	-	94	-	-	-	-	-	-	3	-	48
Média	160	12	1602	24	14	1151	7	6	171	118	11	1214	22	12	938	4	4	123
Máximo	449	52	4020	58	31	2907	15	14	482	329	46	3080	49	16	2350	8	10	472
Mínimo	37	1	492	4	3	310	1	1	27	28	1	398	8	1	265	1	1	13
Des.Pad	97	11,6	745	11	6,4	581,5	3	4	143	72,6	11,3	595	9	6,4	475	2	3	109

EB – Esgoto bruto;

RBS – Efluente do Sistema RBS

Licor RBS – Licor misto do Sistema RBS

UASB – Efluente do reator UASB

UASB-RBS – Efluente do Sistema UASB-RBS

Licor U.RBS- Licor misto do Sistema UASB-RBS

Sub. amônia – Substrato amoniacal

RBS-SA – Efluente do Sistema RBS-SA

L.RBS-SA – Licor misto do Sistema RBS-SA

Tabela A.4 – Resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN) e Nitrogênio amoniacal (NH₃) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	NTK (mg/L)						NH ₃ (mg/L)					
	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA
04/mai	59,4	34,2	37,0	33,6	-	-	35,3	32,5	34,7	33,0	-	-
06/mai	37,5	31,4	31,9	29,7	-	-	25,2	25,2	28,0	29,7	-	-
11/mai	25,8	39,8	51,5	40,3	-	-	17,4	35,8	34,2	39,2	-	-
13/mai	37,5	22,4	27,4	12,3	-	-	26,3	19,0	25,8	16,8	-	-
20/mai	24,6	40,9	36,4	39,2	-	-	19,6	36,4	39,8	40,3	-	-
25/mai	35,8	34,2	53,8	34,7	-	-	33,6	34,2	35,3	33,0	-	-
27/mai	49,3	26,3	34,7	28,0	-	-	40,3	26,3	32,5	26,9	-	-
01/jun	76,2	34,7	32,5	35,3	-	-	59,9	33,0	42,0	33,6	-	-
03/jun	30,2	32,5	37,5	31,9	-	-	30,2	30,2	36,4	30,8	-	-
08/jun	35,8	30,2	38,1	40,9	-	-	30,2	29,1	35,8	32,5	-	-
16/jun	52,1	29,7	38,6	35,8	-	-	41,4	28,6	35,3	33,0	-	-
22/jun	18,5	25,2	25,8	32,5	-	-	12,9	23,5	24,1	30,2	-	-
30/jun	27,4	32,5	80,1	37,5	-	-	25,8	31,4	35,3	36,4	-	-
07/jul	45,4	32,5	39,2	38,6	-	-	36,4	31,9	35,3	38,1	-	-
14/jul	25,2	22,4	28,6	28,6	-	-	40,3	23,5	29,7	29,7	-	-
21/jul	37,0	27,4	30,8	30,8	-	-	26,9	27,4	30,2	29,7	-	-
28/jul	38,6	-	41,4	38,6	-	-	30,2	17,4	40,3	36,4	-	-
04/ago	35,3	2,2	34,7	33,0	38,1	17,9	29,7	1,1	34,2	32,5	37	20,2
12/ago	54,9	15,7	52,1	39,2	42	20,2	43,1	14,6	47,6	38,1	40,9	23
17/ago	-	14,0	43,1	42,0	58,8	17,4	25,2	11,8	38,6	37,5	51,5	19,6
19/ago	40,3	8,4	38,1	31,4	45,4	15,1	32,5	7,3	35,8	29,7	47	17,4
24/ago	52,6	28,0	48,2	40,9	62,2	31,4	38,1	25,2	44,8	38,6	61	34,2
26/ago	33,0	20,7	40,3	37,5	50,4	30,8	27,4	17,9	37,5	35,3	49,8	32,5
31/ago	48,2	24,6	44,8	50,4	65	28	43,1	23,0	42,0	48,2	72,8	29,1
02/set	44,8	31,4	52,1	45,9	65,5	30,8	38,1	30,2	51,0	45,4	62,7	32,5

continuação

Tabela A.4 – Resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN) e Nitrogênio amoniacal (NH₃) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	NTK (mg/L)						NH ₃ (mg/L)					
	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA
08/set	60,5	10,6	56,0	51,5	42	21,8	48,2	9,5	49,3	47,6	42	23,5
10/set	54,9	3,9	46,5	48,2	43,1	25,8	43,7	1,7	44,2	44,2	42	27,4
14/set	44,2	4,5	48,2	40,3	40,3	23,5	38,1	3,4	44,2	38,6	39,8	25,2
16/set	50,4	2,8	45,4	43,1	39,8	26,9	39,8	1,7	41,4	40,3	41,4	26,3
21/set	52,1	9,0	48,7	48,2	40,3	24,3	41,4	7,3	43,7	43,7	39,2	26,9
23/set	40,9	3,9	41,4	42,0	44,2	29,7	31,4	3,4	37,5	38,6	47	32,5
28/set	50,4	16,8	44,2	51,0	61,6	45,4	40,3	15,7	43,1	48,7	64,4	50,4
30/set	56,6	15,7	45,4	44,2	54,3	41,4	38,6	15,1	43,1	43,1	57,1	45,4
05/out	-	11,2	43,7	-	67,2	30,2	40,3	10,6	41,4	39,8	71,1	39,2
14/out	51,0	29,7	-	47,6	67,2	16,2	40,3	28,0	42,6	44,2	62,7	18,5
19/out	-	-	-	-	67,8	23,5	42,6	37,0	44,8	46,5	66,6	26,9
21/out	54,3	38,1	48,7	48,7	61	27,4	-	-	-	-	62,7	29,7
26/out	-	-	-	-	66,1	-	-	-	-	-	-	-
04/nov	-	-	-	-	64,40	47,00	-	-	-	-	63,30	49,80
10/nov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	63,3	51
12/nov	-	-	-	-	-	-	-	2,8	-	-	63,8	46,5
16/nov	-	-	-	-	-	-	39,2	4,5	-	-	62,7	37,5
18/nov	-	-	-	-	-	-	52,1	3,9	-	-	62,7	37
24/nov	-	3,4	-	-	59,4	20,7	-	1,7	-	-	60,5	28
26/nov	50,4	6,2	-	-	-	-	-	3,9	-	-	-	-
Média	43,7	21,6	42,5	38,7	54,2	27,1	35,4	18,7	38,4	36,9	55,8	32,7
Máximo	76,2	40,9	80,1	51,5	67,8	47,0	59,9	37,0	51,0	48,7	72,8	51,0
Mínimo	18,5	2,2	25,8	12,3	38,1	15,1	12,9	1,1	24,1	16,8	37,0	17,4
Desv.Padrão	12,3	11,9	10,2	8,1	11,1	8,7	9,4	12,0	6,3	6,9	10,9	10,1

Tabela A.4 – Resultados das análises de Nitrato (NO₃) e Nitrito (NO₂) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	NO ₃ ⁻ (mg/L)						NO ₂ ⁻ (mg/L)					
	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA
04/mai	-	0,09	1,16	0,73	-	-	-	-	-	-	-	-
06/mai	-	1,00	0,25	1,36	-	-	-	-	-	-	-	-
11/mai	-	0,28	0,44	1,51	-	-	-	-	-	-	-	-
13/mai	-	0,31	0,30	2,28	-	-	-	-	-	-	-	-
20/mai	-	0,31	0,30	2,28	-	-	-	-	-	-	-	-
25/mai	-	0,30	0,31	2,37	-	-	-	-	-	-	-	-
27/mai	-	0,33	0,38	1,91	-	-	-	-	-	-	-	-
01/jun	-	-	0,32	2,17	-	-	-	-	-	-	-	-
03/jun	-	0,95	0,80	2,17	-	-	-	-	-	-	-	-
08/jun	-	0,26	0,78	0,95	-	-	-	-	-	-	-	-
16/jun	-	0,38	0,74	0,69	-	-	-	-	-	-	-	-
22/jun	-	0,62	0,84	0,67	-	-	-	-	-	-	-	-
30/jun	-	0,35	0,35	0,23	-	-	-	-	-	-	-	-
07/jul	-	0,34	0,30	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-
14/jul	-	0,42	0,24	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-
21/jul	-	0,65	0,34	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-
28/jul	-	0,64	0,39	0,36	-	-	-	-	-	-	-	-
04/ago	-	8,25	0,85	0,58	-	30,9	-	-	-	-	-	-
12/ago	-	3,53	0,25	0,77	-	23,1	-	-	-	-	-	-
17/ago	0,47	5,09	0,49	0,77	-	38	-	-	-	-	-	-
19/ago	0,34	8,49	0,56	0,93	-	37,6	-	-	-	-	-	-
24/ago	0,35	1,28	0,50	0,86	-	22,2	-	-	-	-	-	-
26/ago	0,25	1,61	0,49	0,66	1,3	21,8	-	-	-	-	-	-
31/ago	0,05	0,96	0,20	0,43	0,9	24,6	-	0,75	0,06	0,07	2,22	15,61
02/set	0,45	0,82	0,61	0,43	0,8	20,2	-	2,84	0,03	0,13	3,54	17,34

continuação

Tabela A.4 – Resultados das análises de Nitrato (NO_3^-) e Nitrito (NO_2^-) obtidos durante a operação dos sistemas RBS, UASB-RBS e RBS-SA.

Data	NO_3^- (mg/L)						NO_2^- (mg/L)					
	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA	Esgoto bruto	Efluente RBS	Efluente UASB	Ef.UASB-RBS	Substrato amoniacal	Efluente RBS-SA
08/set	-	-	-	-	-	-	-	3,52	0,03	0,02	-	-
10/set	-	-	-	-	-	-	0,01	4,96	0,04	0,03	-	-
14/set	0,41	1,43	0,47	0,47	1,3	17,6	0,03	4,80	0,01	0,06	-	-
16/set	0,51	1,51	0,58	0,40	1,6	10,3	0,03	5,24	0,03	0,01	4,5	3,73
21/set	0,62	0,46	0,39	0,20	0,43	15,01	0,01	4,00	0,02	0,14	4,57	2,12
23/set	0,62	0,62	0,64	0,40	9,02	19,3	0,01	4,26	0,01	0,03	1,48	5,78
28/set	0,587	3,02	0,49	0,54	9,38	22,52	-	4,63	0,02	0,08	-	-
30/set	0,52	0,67	0,30	0,32	10,39	21,06	-	0,04	0,03	0,03	1,19	2,07
05/out	0,79	0,57	0,62	0,42	5,49	41,08	-	4,63	0,02	0,08	1,21	3,46
14/out	0,71	0,55	0,77	0,55	10,17	53,71	-	0,04	0,03	0,03	1,79	3,03
19/out	-	-	-	-	10,4	44,2	-	-	-	-	0,2	3,99
21/out	0,77	0,17	0,50	0,39	10,911	44,13	0,03	-	0,04	0,02	-	5,6
26/out	-	-	-	-	6,08	33,56	-	-	-	-	1,16	11,95
04/nov	-	-	-	-	5,57	20,97	-	-	-	-	2,90	6,99
10/nov	-	-	-	-	6,57	23,46	-	-	-	-	0,99	3,12
12/nov	-	0,95	-	-	7,75	22	-	4,64	-	-	1,13	4,42
16/nov	-	0,75	-	-	5,65	29	-	5,82	-	-	1,2	4,38
18/nov	-	0,91	-	-	-	-	-	5,17	-	-	1,26	3,46
24/nov	-	0,24	-	-	5,09	38,98	-	9,14	-	-	2,21	7,15
26/nov	-	0,60	-	-	-	-	-	6,52	-	-	-	-
Média	0,5	1,3	0,5	0,9	5,82	27,75	0,02	4,18	0,03	0,06	1,88	5,95
Máximo	0,8	8,5	1,2	2,4	10,91	53,71	0,03	9,1	0,06	0,14	4,57	17,34
Mínimo	0,1	0,1	0,2	0,2	0,43	10,3	0,01	0,04	0,01	0,01	0,2	2,07
Desv.Padrão	0,2	2,0	0,2	0,7	3,6	10,4	0,01	2,30	0,01	0,04	1,2	4,3