

**“REMOÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE FÓSFORO DE EFLUENTES
DE SISTEMAS ANAERÓBIOS-AERÓBIOS DE TRATAMENTO
DE ESGOTO DOMÉSTICO”**

JOSÉ CLÁUDIO SILVEIRA DOS SANTOS

CAMPINA GRANDE – PB

Agosto de 2005

JOSÉ CLÁUDIO SILVEIRA DOS SANTOS

**“REMOÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE FÓSFORO DE EFLUENTES DE
SISTEMAS ANAERÓBIO-AERÓBIO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO”**

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

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientadores:

Profª PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – M. Sc. Drª

Profª ADRIANUS C. VAN HAANDEL – M. SC. Ph.D.

CAMPINA GRANDE – PB

Agosto de 2005



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCC

S237r Santos, José Cláudio Silveira dos

Remoção físico-química de fósforo de efluentes de sistemas anaeróbio-aeróbio de tratamento de esgoto doméstico / José Cláudio Silveira dos Santos. — Campina Grande, 2005.

69f: il.

Inclui bibliografia.

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

Orientadores: Adianus C. van Haandel e Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti.

1— Águas residuárias – Tratamento biológico e físico-químico 2— Reator UASB 3— Sistema de lodo ativado 4— Remoção de fósforo I— Título.

CDU 628.33

JOSÉ CLÁUDIO SILVEIRA DOS SANTOS

**“REMOÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE FÓSFORO DE EFLUENTES DE
SISTEMAS ANAERÓBIO-AERÓBIO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO”**

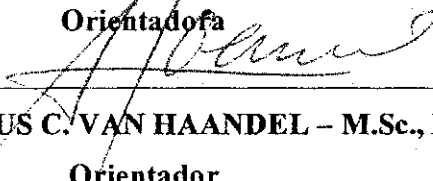
DISSERTAÇÃO APROVADA EM 31 DE AGOSTO DE 2005

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof.^a PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – M.Sc., Dra.

Orientadora



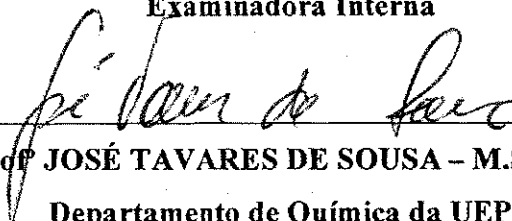
Prof.^o ADRIANUS C. VAN HAANDEL – M.Sc., PhD.

Orientador



Prof.^a MÔNICA DE AMORIM COURA – M.Sc., Dra.

Examinadora Interna



Prof. JOSÉ TAVARES DE SOUSA – M.Sc., Dr.

Departamento de Química da UEPB

Examinador Externo

CAMPINA GRANDE – PB

Agosto de 2005

Dedicatória

Ao meu filho Diogo Silveira, a minha mãe Maria Silveira e ao meu pai Diogo dos Santos, pelo amor, carinho e dedicação, durante a realização desse trabalho.

AGRADECIMENTOS

A DEUS pela existência.

Aos professores Adrianus C. van Haandel e Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti, pela orientação recebida durante a execução deste trabalho.

A minha irmã Claudia Silveira dos Santos e a Mércia Alves de Sousa por terem, direta e indiretamente, colaborado com este trabalho.

Aos colegas de curso Adriana Damasceno, Alice Rocha, Alana Queiroz, Eudes Alves e José Lima Junior.

Aos companheiros do PROSAB Nélia, Leandro, Paulo, Eduardo, Anchieta, Mário, Keliane e Jamilo pelo companheirismo, ajuda e atenção prestada durante a pesquisa.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação e Engenharia Civil/Área de Engenharia Sanitária e ambiental da UFCG, pelo embasamento teórico.

A Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

A CAPES pelo apoio financeiro.

A todos os amigos que contribuíram nessa jornada.

RESUMO

Fósforo é um dos principais nutrientes responsáveis pela eutrofização de corpos d'água receptores. Concentrações superiores a 0,03 mg/L caracterizam um lago como eutrófico. Para evitar problemas com eutrofização o fósforo tem que ser removido de efluentes de estações de tratamento de esgoto antes da descarga destes em corpos d'água receptores. Na prática, fósforo pode ser removido biologicamente em reatores aeróbios desde que a relação P/DQO seja suficientemente alta ou através de tratamento físico-químico, sabendo-se que alguns fosfatos formam precipitados. Em sistemas de tratamento anaeróbio-aeróbio a única alternativa de se produzir um efluente com baixa concentração de fósforo é através do tratamento físico-químico. Neste contexto, foi realizada uma investigação experimental em escala piloto com o objetivo de se estabelecer a viabilidade da remoção físico-química de fósforo em um sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio usando cloreto férrico (FeCl_3) e sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Os resultados indicaram que a remoção parcial de fósforo é factível, mas que para se obter um efluente com baixa concentração de fósforo é requerida uma alta dosagem de ambos os coagulantes. Os resultados mostraram que o cloreto férrico é mais recomendável por causa do seu baixo preço e porque traz menos problemas para disposição final com o lodo produzido.

Palavras – chave: tratamento biológico e físico-químico, reator UASB, sistema de lodo ativado, remoção de fósforo.

Abstract

Phosphorus is one of the most important macro nutrients responsible for eutrophication of surface waters. A concentration of 0,03 mg/L indicates an eutrophic condition in a lake. To avoid problems with eutrophication, there is a need to remove phosphorus from effluents produced in sewage treatment plants that are to be discharged into surface waters. In practice, phosphorus can be removed by biological means in aerobic treatment plants if the P/COD ratio is high enough, or by physical chemical treatment, using the fact that several phosphates are poorly soluble. In anaerobic- aerobic plants, the only alternative to produce an effluent with a low P concentration is the application of physical chemical treatment. A bench scale experimental investigation was carried on with the objective to establish the feasibility of physical chemical phosphorus removal in anaerobic-aerobic sewage treatment plants, using both ferric chloride (FeCl_3) and aluminium sulfate ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). The results indicated that the partial removal is feasible, but for a low effluent P concentration a high dosage of either coagulant is required. The results also indicated that ferric chloride is more recommendable because of its low price per mass unit and a less problematic final disposal of the produced sludge.

Keywords Biological and physical chemical treatment; UASB reactor; activated sludge plant; phosphorus removal.

ÍNDICE

RESUMO	VI
ABSTRACT	VII
LISTA DE FIGURAS	XII
LISTA DE TABELAS	XIV
LISTA DE ABREVIATURA E SÍMBOLOS	XVIII
CAPÍTULO 1.0 – INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2.0 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 – Introdução	4
2.2 – Fundamentos dos Processos Biológicos	4
2.3 – Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB)	7
2.4 – Sistema de Lodo Ativado	9
2.5 – Remoção Biológica de Nitrogênio	11
2.5.1 – Amonificação e Assimilação do Nitrogênio	11
2.5.2 – Nitrificação	12
2.5.3 – Desnitrificação	13

2.6 – Tratamento Anaeróbio/Aeróbio	14
2.7 – Sedimentabilidade do Lodo Ativado	15
2.8 – Tratamento Físico-Químico	17
2.9 – Processos de Coagulação e Flocculação	18
2.10 – Fósforo no Esgoto Sanitário	19
CAPÍTULO 3.0 – MATERIAIS E MÉTODOS	22
3.1 - Introdução	22
3.2 – Descrição do sistema experimental	22
3.2.1 – Descrição do sistema de alimentação	22
3.2.2 – O reator UASB	23
3.2.3 – O sistema de lodo ativado	24
3.4 – Operação e acompanhamento do desempenho dos sistemas	26
3.6 – Amostragem e análises	27
3.7 – Parâmetros monitorados	29
CAPÍTULO 4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	35
4.1 – Introdução	35
4.2 – Resultados da 1ª Fase	35

4.2.1 – Desempenho dos Sistemas	35
4.2.2 – Balanço de Massa de Material Nitrogenado	39
4.2.3 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL ₃₀)	39
4.2.4 – Produção de Lodo	40
4.3 – Resultados da 2ª Fase	41
4.3.1 – Introdução	41
4.3.2 – Desempenho dos Sistemas	41
4.3.3 – Balanço de Massa de Material Nitrogenado	47
4.3.4 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL ₃₀)	49
4.3.5 – Produção de Lodo	51
CAPÍTULO 5.0 – DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	54
5.1 – Introdução	54
5.2 – 1ª Fase da Investigação Experimental	54
5.2.1 – Desempenho dos Sistemas	54
5.2.2 – Balanço de Massa de Material Nitrogenado	57
5.2.3 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL ₃₀)	57
5.2.4 – Produção de Lodo	57

5.3 – 2ª Fase da Investigação Experimental	58
5.3.1 – Desempenho dos Sistemas	58
5.3.2 – Sedimentabilidade do Lodo	61
5.3.3 – Balanço de Massa de Material Nitrogenado	61
5.3.4 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀)	62
5.3.5 – Produção de Lodo	62
CAPÍTULO 6.0 – CONCLUSÕES	63
CAPÍTULO 7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

- Figura 2.1 – Representação esquemática de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) 7
- Figura 2.2 – Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado. 9
- Figura 2.3 – Diagrama da precipitação de algumas formas de fosfatos. 18

CAPÍTULO 3

- Figura 3.1 – Representação do tanque de armazenamento e do sistema de lodo ativado. 25
- Figura 3.2 – Dosadores: (1) cloreto férrico e (2) sulfato de alumínio. 26
- Figura 3.3 – Decantadores utilizados nos reatores R_1 , R_2 e R_3 , respectivamente 26
- Figura 3.4 – Sistemas experimentais de lodos ativados (R_1 , R_2 e R_3) 27

CAPÍTULO 4

- Figura 4.1 – Comportamento da DQO e DBO_5 no EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA R_1 , R_2 e R_3 operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente. 38
- Figura 4.2 – Comportamento das formas de sólidos suspensos no EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA R_1 , R_2 e R_3 operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente. 38
- Figura 4.3 – Comportamento do material nitrogenado no EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA R_1 , R_2 e R_3 operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente. 38

Figura 4.4 – Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel no EB, efluente do reator UASB e efluentes SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.	38
Figura 4.5 – Eficiência de remoção (%) de DBO ₅ , DQO, SST, TKN, P-total, e Turbidez no reator UASB, e nos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.	38
Figura 4.6 – Os SLA R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de (FeCl ₃) e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente	47
Figura 4.7 – Os SLA R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de (FeCl ₃) e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente	47
Figura 4.8 – Os SLA R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de (FeCl ₃) e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente	47
Figura 4.9 – Os SLA R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de (FeCl ₃) e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente.	47

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1 – Características da eficiência dos principais sistemas combinados.	5
Tabela 2.2 – Caracterização dos principais aspectos dos sistemas de tratamento biológico de esgoto sanitário.	6
Tabela 2.3 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbicos.	8
Tabela 2.4 – Interpretação aproximada dos resultados dos testes do Índice Volumétrico de lodo.	16

CAPÍTULO 3

Tabela 3.1 – Características físicas e operacionais do reator UASB.	23
Tabela 3.2 – Características físicas e operacionais do sistema de lodo ativado.	25
Tabela 3.3 – Frequência e métodos empregados para a determinação dos parâmetros analisados nas amostras de esgoto bruto, efluente do reator UASB e SLA, durante o período experimental.	28

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R ₁ , R ₂ e R ₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.	36
Tabela 4.2 - Balanço de massa de material nitrogenado nos três SLA. Os reatores R ₁ , R ₂ e R ₃ operavam com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.	39

Tabela 4.3 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL₃₀) nos três SLA. Os reatores R₁, R₂ e R₃ operavam com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente. 40

Tabela 4.4 – Valores médios (\bar{X}) dos sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e da massa de lodo total (MXt), a idade lodo (Rs) e tempo de permanência do líquido no reator (Rh) nos SLA. Os reatores R₁, R₂ e R₃ operavam com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente. 40

Tabela 4.5 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 43

Tabela 4.6 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 44

Tabela 4.7 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 45

Tabela 4.8 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 46

Tabela 4.9 – Resultado do balanço de massa do material nitrogenado dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de FeCl ₃ e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente.	48
Tabela 4.10 – Resultado do balanço de massa do material nitrogenado dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de FeCl ₃ e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente.	48
Tabela 5.11 – Resultado do balanço de massa de material nitrogenado, dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de (FeCl ₃) e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente.	49
Tabela 5.12 – Resultado do balanço de massa de material nitrogenado, dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de (FeCl ₃) e (Al ₂ (SO ₄) ₃), respectivamente.	49
Tabela 4.13 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL ₃₀) dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de FeCl ₃ e Al ₂ (SO ₄) ₃ , respectivamente.	50
Tabela 4.14 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL ₃₀) dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de FeCl ₃ e Al ₂ (SO ₄) ₃ , respectivamente.	50
Tabela 4.15 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL ₃₀) dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de FeCl ₃ e Al ₂ (SO ₄) ₃ , respectivamente.	50
Tabela 4.16 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL) dos SLA R ₁ , R ₂ e R ₃ . Os reatores R ₁ e R ₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de FeCl ₃ e Al ₂ (SO ₄) ₃ , respectivamente.	51

Tabela 4.17 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e da massa de lodo totais (MXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 52

Tabela 4.18 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e a massa de lodo total (MXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 52

Tabela 4.19 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e a massa de lodo total (MXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 53

Tabela 4.20 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e a massa de lodo total (mXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente. 53

LISTA DE ABREVIATURA E SÍMBOLOS

ATP:	Adenosina Trifosfato;
AAV:	Concentração de alcalinidade ácidos voláteis ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
AB:	Concentração de alcalinidade a bicarbonato ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
AGV:	Concentração de ácidos graxos voláteis ($\text{mgHAc}\cdot\text{L}^{-1}$);
AT:	Concentração de alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$);
<i>Bn</i> :	Fator de recuperação de material nitrogenado;
DBO ₅ :	Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$);
DQO:	Demanda Química oxigênio ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$);
EB:	Esgoto bruto;
<i>fn</i> :	Fração de nitrogênio em lodo volátil ($0,1\text{gN}\cdot\text{g}^{-1}\text{SSV}$);
IVL ₃₀ :	Índice Volumetrico de Lodo ($\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$);
IVLA:	Índice Volumetrico de Lodo Agitado ($\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$);
IVLD:	Índice Volumetrico de Lodo Diluido ($\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$);
<i>K</i> e <i>K</i> :	Constantes de sedimentação em zona;
LA:	Lodo ativado;
<i>MNa</i> :	Massa de material nitrogenado dissolvido no afluente ($\text{mgN}\cdot\text{dia}^{-1}$);
<i>MNe</i> :	Massa de material nitrogenado no efluente ($\text{mgN}\cdot\text{dia}^{-1}$);

<i>MNI:</i>	Massa de material nitrogenado no lodo de excesso ($\text{mgN} \cdot \text{dia}^{-1}$);
<i>MO:</i>	Matéria orgânica;
<i>MXt</i>	Massa de lodo total;
<i>N:</i>	Concentração de nitrogênio ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
<i>Na:</i>	Concentração de nitrogênio amoniacal (mgN/dia);
<i>Naa:</i>	Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente (mgN/dia);
<i>Nac:</i>	Normalidade do ácido;
<i>Nae:</i>	Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente (mgN/dia);
NH_3 :	Concentração de nitrogênio amoniacal gasoso ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
NH_4^+ :	Concentração de nitrogênio amoniacal salino ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);
<i>Nn:</i>	Concentração de nitrogênio nitrato (mgN/dia);
<i>Nna:</i>	Concentração de nitrogênio nitrato no afluente (mgN/dia);
<i>Nne:</i>	Concentração de nitrogênio nitrato no efluente (mgN/dia);
<i>No:</i>	Concentração de nitrogênio orgânico (mgN/dia);
NO_2^- :	Concentração de nitrito ($\text{mgNO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);
NO_3^- :	Concentração de nitrato ($\text{mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$);
<i>Noa:</i>	Concentração de nitrogênio orgânico no afluente (mgN/dia);
<i>Noe:</i>	Concentração de nitrogênio orgânico no efluente (mgN/dia);
<i>P:</i>	Concentração de fósforo ($\text{mgP} \cdot \text{L}^{-1}$);;

pH:	Potencial hidrogeniônico;
P-Orto:	Concentração de Ortofosfato (mgP.L^{-1});
PROSAB:	Programa de Saneamento Básico;
P_{total} :	Fósforo total (mgP.L^{-1});
PV:	Poço de visita;
PVC:	Policloreto de vinil;
Q :	Vazão afluente (L/dia);
R_1 :	Reator operando com 3 dias de idade de lodo;
R_2 :	Reator operando com 5 dias de idade de lodo;
R_3 :	Reator operando com 10 dias de idade de lodo;
RBS	Reator de Bateladas Seqüências;
RBS:	Reator de bateladas seqüências;
Rh:	Tempo de permanência do líquido no reator;
Rs:	Idade de lodo (dia);
Sd:	Sólidos Sedimentáveis;
SLA:	Sistema de lodo ativado;
SS:	Sólidos suspensos;
SSF:	Concentração de sólidos suspensos fixos (mgSSF.L^{-1});
SST:	Concentração de sólidos suspensos totais (mgSST.L^{-1});

SSTLM:	Sólidos suspensos totais no licor misto;
SSV:	Concentração de sólidos suspensos voláteis (mgSSV.L ⁻¹);
SSVLM:	Sólidos suspensos voláteis no licor misto;
TDH:	Tempo de detenção hidráulica;
TKN:	Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN.L ⁻¹);
UASB:	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo;
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez;
<i>V_{ac}</i> :	Volume do ácido;
<i>V_{am}</i> :	Volume da amostra;
<i>V_o</i> e <i>v_o</i> :	Constantes de sedimentação em zona;
<i>V_r</i> :	Volume do reator (L);
<i>v</i> :	Velocidade de sedimentação em zona (m.h ⁻¹);
VSZ:	Velocidade de sedimentação em zona;
<i>X_t</i> :	Concentração de sólidos em suspensão (L.g ⁻¹);

1.0 – 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 da 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 área afins tem contribuído para a diversidade de alternativas para o tratamento de esgotos domésticos. O uso de sistemas de tratamento combinados anaeróbio-aeróbio pode ser uma alternativa técnica e econômica para o tratamento de esgotos domésticos, porque reúnem as vantagens de ambos os sistemas, minimizam, por outro lado, as desvantagens de cada um deles. Várias são as combinações de sistemas anaeróbio-aeróbio, sendo a maioria dessas formada por um reator UASB como unidade de pré-tratamento anaeróbio.

Sabe-se que fósforo, nitrogênio e potássio são os três mais importantes macronutrientes responsáveis pela eutrofização de corpos d'água receptores. No caso de fósforo, concentrações superiores a 0,03 mg/L (Esteves, 1998) já caracterizam um lago como eutrófico. O Artigo 5 do Decreto nº.20 do CONAMA estabelece para águas doces, por exemplo Classe 2, uma concentração de fósforo máxima de 0,025 mg/L. Considerando que em esgotos domésticos podem ser encontradas concentrações entre 6 e 10mgP/L, em geral haverá necessidade de remoção de fósforo.

A remoção biológica de fósforo de esgoto não é suficiente para produzir um efluente com qualidade compatível àquela para lançamento em corpos da água receptores. No entanto, a remoção por precipitação pode reduzir o teor de fósforo a níveis que não comprometem severamente o corpo da água receptor. A associação de um tratamento biológico a um físico-químico pode produzir efluentes com teores baixos de fósforo.

A remoção físico-química se resume na precipitação do fosfato mediante a adição de um cátion adequado que pode ser ferro (Fe^{3+}), alumínio (Al^{3+}) ou cálcio (Ca^{+2}). A coagulação com sais de ferro e alumínio, seguida de floculação e sedimentação são processos muito aplicados na clarificação de águas para abastecimento.

Neste contexto, foi realizada uma investigação experimental em escala piloto, tendo-se como objetivo avaliar a viabilidade técnica do tratamento do esgoto da cidade de Campina Grande num sistema anaeróbio-aeróbio com tratamento químico para remoção de fósforo. Os objetivos específicos dessa investigação foram determinar experimentalmente qual a influência das diferentes idades do lodo e da aplicação de diferentes dosagens de cloreto férrico e sulfato de alumínio sobre a eficiência de tratamento quanto: (a) à remoção de sólidos e substrato orgânico, (b) à remoção do material nitrogenado, (c) às características de sedimentação e (d) à produção de lodo.

Para atender aos objetivos foram operados, numa primeira fase, três sistemas de lodos ativados com diferentes idades de lodo (três, cinco e dez dias), tratando efluente digerido em reator UASB. Numa segunda fase, os três reatores aerados foram operados com idade de lodo de 10 dias, sendo aplicadas à dois dos reatores dosagens de 60, 80, 100 e 120 mg/L de cloreto férrico e sulfato de alumínio. O terceiro reator (reator R₃) foi operado sem adição dos sais coagulantes.

Esta dissertação é composta de 7 capítulos. O Capítulo 2 trata da revisão bibliográfica, na qual são apresentados conceitos teóricos e citações sobre o tratamento anaeróbio e aeróbio, mais especificamente sobre o reator UASB e o sistema de lodo ativado convencional, como também sobre a combinação dos dois. Apresenta-se uma revisão sobre a remoção biológica de nitrogênio, a sedimentabilidade do lodo ativo e remoção físico-química de fósforo.

O Capítulo 3 trata do material e métodos aplicados. Nesse capítulo, descreve-se a configuração e operação dos sistemas, os parâmetros analisados e os experimentos realizados. Mostra-se que a sedimentabilidade foi avaliada através do teste Índice Volumétrico do Lodo (IVL₃₀).

A apresentação e discussão dos resultados estão nos Capítulos 4 e 5. Os resultados estão apresentados e discutidos segundo as duas fases da investigação experimental caracterizadas pela operação dos três reatores com idades de lodo diferentes e sem adição de coagulante e pela operação dos três reatores com idade de lodo de 10 dias e aplicação de diferentes dosagens de FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃ em dois dos três reatores. Os resultados estão apresentados em tabelas e figuras.

Nos Capítulos 6 e 7 estão apresentadas as conclusões e referências bibliográficas, respectivamente. Como principal conclusão, tem-se que os sistemas foram bastante

eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos e que a adição de cloreto férrico e sulfato de alumínio, nas dosagens aplicadas, resultaram numa ótima remoção de fósforo, sem, contudo, estar a qualidade do efluente de acordo com a legislação ambiental pertinente.

2.0 – REVISÃO BIBLIOGRAFICA

2.1 – Introdução

Teve-se como proposta desta dissertação, numa primeira fase, avaliar a influência de sistemas combinados, reator UASB seguido de um sistema de lodo ativado, operados sob condições semelhantes, exceto quanto à idade do lodo aeróbio gerado. Na segunda fase, foram aplicadas dosagens diferentes de sulfato de alumínio e cloreto férrico, diretamente ao licor misto do reator aerado, com objetivo de remover fósforo da fase líquida, tornando, dessa forma os efluentes compatíveis aos padrões de lançamento em corpos aquáticos.

Neste capítulo, será apresentado de forma sucinta, aspectos importantes da revisão bibliográfica referente ao estudo realizado e apresentado nesta dissertação.

2.2 – Fundamentos dos Processos Biológicos

No tratamento de esgotos sanitários, invariavelmente, um dos objetivos é remoção do material orgânico, que pode ser realizada através de processos físicos, químicos ou biológicos. Na prática são utilizados, quase que exclusivamente, sistemas biológicos. Nesses sistemas, microrganismos, em particular bactérias heterotróficas, usam o material orgânico para duas finalidades: como fonte material para aumento da massa bacteriana (dissimilação ou catabolismo) e como fonte de energia (assimilação ou anabolismo).

Os processos biológicos de tratamento de efluentes líquidos podem ser aeróbios ou anaeróbios. No processo aeróbio predomina o catabolismo oxidativo, enquanto que o catabolismo fermentativo caracteriza o processo anaeróbio. Um sistema de tratamento pode englobar tanto o catabolismo oxidativo quanto o fermentativo, num mesmo reator, tendo-se como exemplo lagoas de estabilização ou reatores que são totalmente fermentativo, tendo-se como exemplo reator UASB ou reatores predominam o catabolismo oxidativo, tendo-se como exemplo o reator de lodo ativado.

Sistema de lagoas de estabilização e lodos ativados vem sendo combinado com um pré-tratamento anaeróbio em reatores de alta taxa, como por exemplo, reatores do tipo UASB (up flow anaerobic sludge blanked). O desempenho de sistemas combinados do tipo

reator UASB + SL Bardenpho, reator UASB + lodo ativado RBS e reator UASB + lagoas de polimento foi objetivo de estudos de diversos pesquisadores (Coura, 2002; Guimarães, 2003; Cavalcanti, 2003) (ver Tabela 2.1). A Tabela 2.2 resume as principais características dos sistemas UASB, lagoas de estabilização e lodo ativado. Observa-se que, em todos os sistemas, a remoção biológica de fósforo não se dá de forma significativa, levando a necessidade de uma remoção por processos químico e físico, no caso de lançamento em corpos da água receptores.

Tabela 2.1 – Características da eficiência dos principais sistemas combinados.

PARAMÊTROS		UASB+LA Bardenpho	UASB+LA RBS	UASB+LAGOAS
	unidade			
DBO ₅	mg/L	15	-	35
DQO	mg/L	54	41	102
SST	mg/L	28	7,6	61
TKN	mg/L	4,9	8,9	43
NH ₃	mg/L	2,6	6,2	36
P _{total}	mg/L	-	-	5,7
Coliformes Termotolerantes	CFU/100ml	-	-	7,5E4

Fonte: Coura (2002); Guimarães (2003); Cavalcanti, (2003).

Tabela 2.2 – Caracterização dos principais aspectos dos sistemas de tratamento biológico de esgoto sanitário.

PARAMÊTROS	UNIDADES	SLA	UASB	LAGOAS
Tempo de permanência	dia	1	0,25	25
Profundidade	m	4	5	1
Área per capita	m ²	0,03	0,01	3
Custo				
Construção	US\$/hab	200	50	100
Operação	US\$/hab/ano	5	1	1
Simplicidade				
Construção		Negativo	Neutro	Positivo
Operação		Negativo	Positivo	Positivo
Estabilidade operacional		Negativo	Positivo	Positivo
Problemas Usuais		Aerossóis Ruído (aerador)	Odor	Odor Insetos Desapropriação

Fonte: adaptado de von Sperling (1996a)

2.3 – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB)

A digestão anaeróbica tem se mostrado bastante efetiva na remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão, os custos de construção e de operação muito mais baixos do que por via aeróbia. No Brasil, destaca-se o reator do tipo UASB, como unidade de tratamento anaeróbio, por estar sendo largamente aplicado tanto para o tratamento de esgoto doméstico quanto para industriais (van Haandel e Lettinga, 1994).

Os reatores anaeróbios do tipo UASB, são reatores que permitem a aplicação de altas taxas orgânica ($\leq 15 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$) e hidráulica ($\leq 1 \text{ m/dia}$), devido ao dispositivo de separação das fases gasosa, sólida e líquida.. No digestor UASB o separador de fases permite reter uma grande quantidade de massa de lodo no sistema. A água residuária a ser tratada entra pela parte inferior e segue uma trajetória ascendente, deixando o reator pela

parte superior. Neste percurso, o afluente entra em contato com a massa de lodo ativo, levando a uma eficiente remoção e utilização dos sólidos suspensos e da matéria orgânica. Figura 2.1 mostra um esquema do reator, com seus principais dispositivos.

Reatores UASB são bastante eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, com uma eficiência de remoção na faixa de 70 a 80% em termos de DBO₅ e sólidos suspensos. No entanto, seus efluentes necessitam de um pós-tratamento para remover o residual não desejado de matéria orgânica e sólidos suspensos e também reduzir coliformes termotolerantes e nutrientes, se assim for necessário (Schellinkhout et. al., 1985; van Haandel e Lettinga, 1994). Várias são as possibilidades de pós-tratamento, tendo sido extensivamente estudados: sistemas de lagoas de polimento (Cavalcanti, 2003), lagoa aerada (Além Sobrinho et. al., 1993), Wetlands (Sousa et. al., 2000) e lodo ativado (Coura, 2002) entre outros.

A Tabela 2.2 - apresenta as principais vantagens e desvantagens do uso do UASB em regiões de clima tropical e semi-tropical.

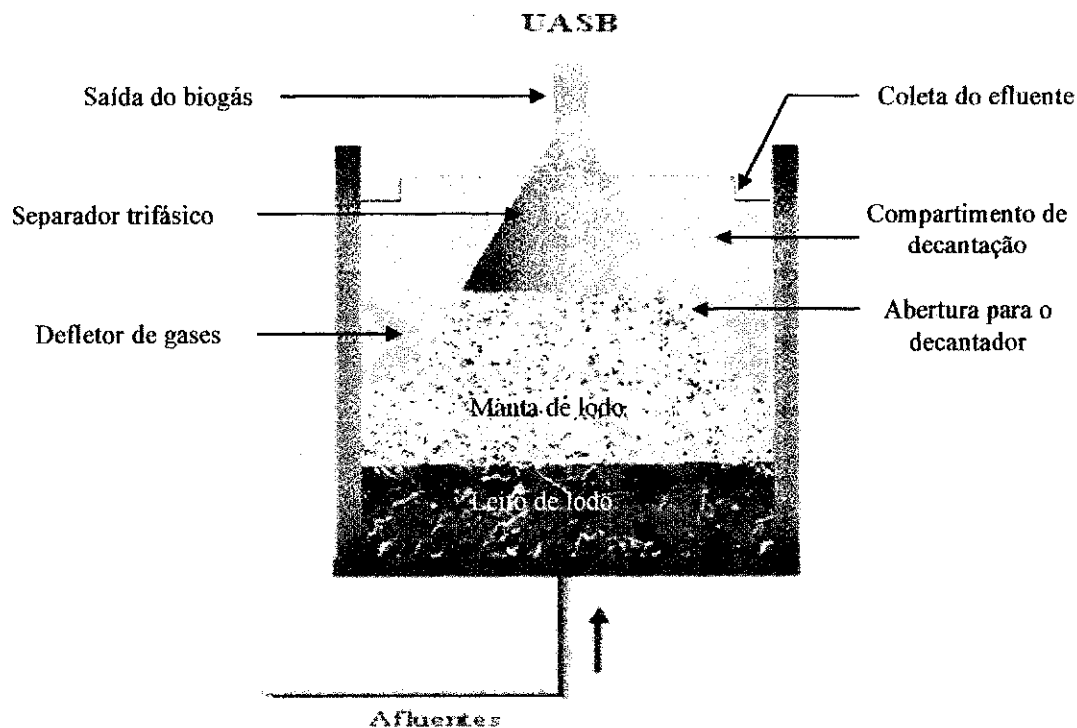


Figura 2.1 – Representação esquemática de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB)

Tabela 2.3 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbicos.

Vantagens	Desvantagens
Sistema compacto com baixa demanda de área; Baixo custo de implantação e operação; Baixa produção de lodo; Baixo consumo de energia; Eficiência satisfatória de remoção de matéria orgânica em termos de DBO ₅ e DQO; Possibilidade de rápido reinício; Elevada concentração do lodo excedente; Boa desidratabilidade do lodo.	Possibilidade de despreendimento de maus odores; Baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas; Elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema; Necessidade de uma etapa de pós-tratamento.

Fonte: Adaptado de Chernicharo et. al. (1999).

2.4 – Sistema de Lodo Ativado

Os processos aeróbios foram inicialmente estudados em 1914, quando Lockett e Arden notaram que a aeração dos esgotos municipais resultava na remoção do material presente no esgoto e, simultaneamente, na formação de flocos que se separavam da fase líquida através de decantação simples. Segundo van Haandel e Marais (1999), a grande contribuição de Lockett e Arden foi à constatação de que a adição deste lodo a uma outra batelada de esgoto resultava em aceleração do processo de remoção de material orgânico e crescimento adicional de lodo.

Hoje existem, milhares de sistemas de lodo ativado funcionando em diversos países, sendo que a maioria está localizada em países de clima frio ou moderado na Europa e na América do Norte. No Brasil, existem alguns sistemas de grande porte para tratamento de esgotos municipais e vários sistemas para tratamento de esgotos industriais (van Haandel e Marais, 1999). Sistemas de lodo ativado removem matéria orgânica, sólidos em suspensão e eventualmente nutrientes, proporcionando um efluente de boa qualidade. Entretanto, os sistemas de lodos ativados apresentam inconvenientes como: custo elevado para construção, manutenção sofisticada, elevado grau de mecanização e consumo de energia elétrica.

Um aspecto importante do sistema convencional de lodo ativado é seu regime hidráulico. A entrada contínua de água residuária, a exemplo de esgotos domésticos, 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 clarificado 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 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 de lodo a partir de um valor máximo comprometeria o bom funcionamento do decantador. O lodo descarregado do sistema chama-se *lodo de excesso*.

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

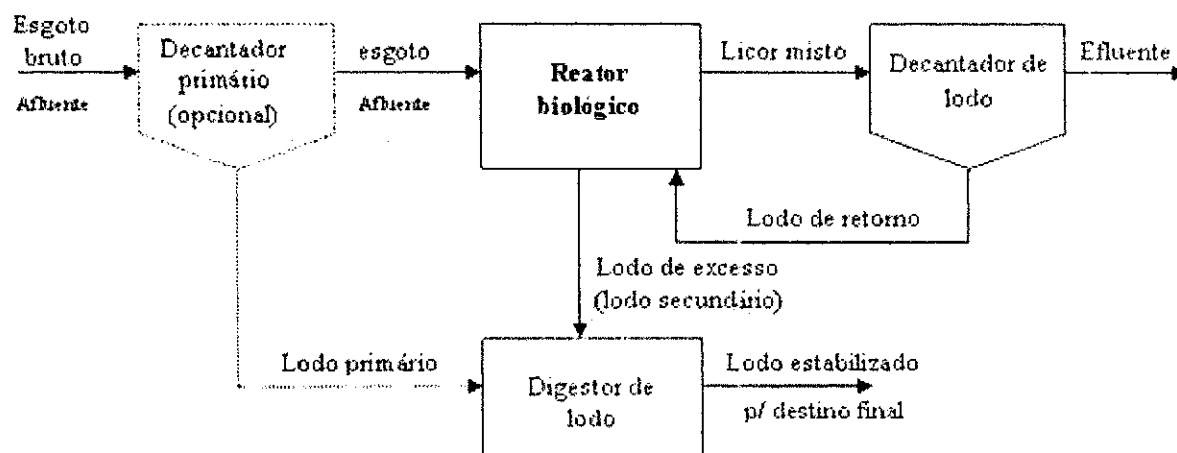


Figura 2.2 – Representação esquemática do princípio de funcionamento do sistema de lodo ativado.

No reator de lodo ativado, a mistura de esgoto sanitário e lodo ativo (lodo biológico ou microrganismos) são denominados 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.

O desempenho do processo de lodos ativados pode ser influenciado pela temperatura, pH, nível de oxigênio dissolvido, intensidade de agitação e pelas características do afluente. O pH, no tanque de aeração, tem grande influência no tipo de microrganismo que irá crescer no lodo ativado. Os flocos considerados desejáveis ao processo são observados na faixa de variação do pH de 6 a 9. De acordo com Branco (1986), para valores de pH abaixo de 6,5 os fungos competem mais eficientemente com as bactérias, predominando sobre estas a um pH entre 4,5 e 5,0. Valores de pH acima de 9,0 retardam o metabolismo dos microrganismos.

O afluente de sistemas de lodo ativado deve conter, em sua composição, os nutrientes necessários para a síntese celular. Entre esses nutrientes, destacam-se o nitrogênio e o fósforo por serem requeridos em maior quantidade. Em geral uma relação DQO:N:P de 100:5:1, garante um bom desempenho do sistema. Além de nitrogênio e fósforo, outros nutrientes, em concentrações menores, são requeridos, a exemplo de: manganês, cobre, zinco, molibdênio, selênio, magnésio, cobalto, cálcio, sódio, potássio e ferro.

2.5 – Remoção Biológica de Nitrogênio

Dentre os principais nutrientes que precisam ser controlados no tratamento de esgotos sanitários, destaca-se o nitrogênio. Várias formas de nitrogênio presentes no esgoto sanitário são originadas principalmente de proteínas metabolizadas. As principais formas encontradas no esgoto são o nitrogênio orgânico (uréia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas como o grupo amino) e nitrogênio amoniacal (gasoso, NH_3 e salino, NH_4^+), prevalecendo a forma amoniacal. Ocasionalmente ocorrem traços de formas oxidadas, nitrito (NO_2^-) e nitrato (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 oxidação do material orgânico. No entanto, quanto associada a

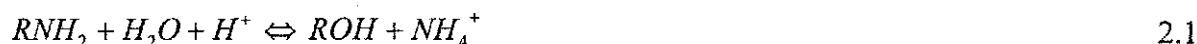
desnitrificação, pode-se recuperar 5/8 do oxigênio consumido na nitrificação (van Haandel e Marais, 1999).

A remoção biológica de nitrogênio em sistema de lodos ativados ocorre em decorrência dos processos de amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação. Esses processos são mediados por microrganismos específicos e dependem dos parâmetros operacionais e de fatores ambientais. 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, enquanto que na assimilação o processo é inverso. Considerando o pH em torno da neutralidade o nitrogênio amoniacal está predominantemente na forma salina (NH_4^+) (van Haandel e Marais, 1999). A Equação 2.1 representa as reações de amonificação e assimilação.

assimilação



amonificação

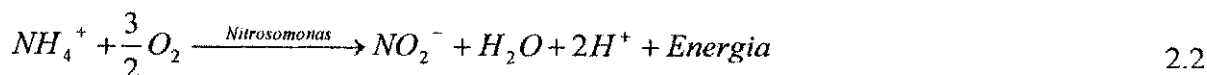
Quando o nitrogênio amoniacal é limitante para a reação de assimilação, as frações de nitrito e nitrato, quando presentes, podem ser assimiladas após a redução para nitrogênio amoniacal num processo denominado desnitrificação assimilativa (Metcalf e Eddy, 1991).

A remoção total de 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 esgotos sanitários concentrados, em termos de material orgânico e nitrogênio (Kujawa-Roeleveld, 2000). Em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, a remoção de nitrogênio via assimilação pode variar de 8 a 30% (van Haandel et al., 1981).

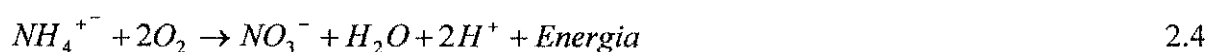
2.5.2 – Nitrificação

A nitrificação é a oxidação biológica da amônia a nitrito (NO_2^-) e a nitrato (NO_3^-), em condições aeróbias. A nitrificação quando ocorre no sistema de lodo ativado reduz a demanda de oxigênio nos corpos d'água receptores e minimiza o efeito tóxico da amônia livre sobre peixes e outros organismos aquáticos. A nitrificação é realizada por bactérias

autotróficas quimiossintetizantes e ocorre em duas etapas seqüenciais. Inicialmente, as bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam a amônia a nitrito e na segunda etapa, as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam o nitrito a nitrato. Conforme as reações a seguir:



Portanto, a reação total do processo de nitrificação é soma das duas equações:



A taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes é bastante inferior à dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica carbonácea. Assim, em um sistema de tratamento biológico em que se objetiva a nitrificação, o tempo de retenção celular, ou idade do lodo, deve ser tal, que propicie o desenvolvimento das bactérias nitrificantes.

2.5.3 – Desnitrificação

O processo de desnitrificação ocorre na ausência de oxigênio molecular, onde alguns microrganismos heterotróficos (bactérias facultativas) passam a utilizar o nitrato como aceptor final de elétrons no processo respiratório (Barnes, et. al., 1983). Nesse processo, ocorre a redução de nitrato a nitrogênio molecular utilizando como redutor uma fonte de carbono.

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



Em esgotos sanitários a concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) geralmente é de aproximadamente 40 a 60 mgN/L, correspondendo a uma fração de, em média, 0,06 a 0,12 da DQO (van Haandel e Marais, 1999).

Em sistemas de lodo ativado projetado com objetivo de remover nutriente (nitrogênio) o reator deve ser configurado de modo que ocorra nitrificação seguida de

desnitrificação. Para tal é necessário um reator com ambiente aeróbio seguido de outro não aeróbio (anóxico). Caso o sistema seja projetado para nitrificação apenas, a desnitrificação poderá ocorrer dentro do decantador, acarretando menor qualidade do efluente tratado, devido à perda de lodo. Durante o processo de desnitrificação, são formadas bolhas de nitrogênio molecular que se aderem ao lodo sedimentado, arrastando-o para a superfície sendo então descartado junto com o efluente. A perda de lodo resulta em menor idade de lodo e menor eficiência no tratamento. Esse processo é mais comum em regiões de clima quente onde as elevadas temperaturas propiciam maior taxa de desnitrificação.

De acordo com van Haandel e Marais (1999), a concentração de nitrato tem pouca influência sobre a taxa de desnitrificação. Quando a concentração de nitrato é maior que 0,5 mg/L, a taxa de desnitrificação independe da concentração de nitrato.

2.6 – Tratamento Anaeróbio-Aeróbio

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto têm sido referenciados como uma alternativa viável para remoção de material orgânico em regiões tropicais e sub-tropicais, porque uma grande parte da matéria orgânica pode ser removida nos reatores anaeróbios com tempos de detenção hidráulica de poucas horas. No entanto, esses sistemas não produzem um efluente final compatível com os padrões ambientais. O tratamento aeróbio embora produza um efluente de boa qualidade (em relação à matéria orgânica e aos sólidos suspensos) e remova nitrogênio, é bastante oneroso tendo, portanto, sua utilização limitada, principalmente nos países subdesenvolvidos. A combinação dos sistemas anaeróbio e aeróbio pode ser uma solução técnica e econômica para o tratamento de esgotos, porque reúne as vantagens dos dois sistemas.

A combinação UASB – lodo ativado tem se mostrado uma alternativa viável para o tratamento de esgoto por reunir as vantagens do UASB em termos de economia, pequeno tempo de detenção hidráulica (TDH), pequena produção de lodo e a alta eficiência em termos de remoção de material orgânico, sólidos suspensos e nutrientes, em particular nitrogênio.

Segundo van Haandel e Lettinga (1994) as principais vantagens do sistema anaeróbio-aeróbio do tipo UASB-lodo ativado sobre o sistema convencional de lodo ativado são:

com a redução significativa da concentração de matéria orgânica e dos sólidos em suspensão do esgoto no reator UASB, a massa de lodo e, conseqüentemente, o volume do sistema de lodo ativado será muito menor. Na prática, o volume total do sistema anaeróbio-aeróbio poderá ser reduzido pela metade ou menos que o volume do sistema totalmente aeróbio;

a presença do reator UASB pode dispensar a necessidade de uma unidade de estabilização de lodo, logo, o lodo de excesso do sistema de lodo ativado pode ser recirculado para o UASB, onde ocorrerá a digestão;

a quantidade de lodo a ser estabilizado será muito menor em um sistema anaeróbio-aeróbio, devido a baixa produção de lodo no reator anaeróbio;

como conseqüência da remoção de parte da carga orgânica no reator anaeróbio do sistema, a demanda de oxigênio na fase aeróbia se reduz, de modo que se precisa de menos energia para aeração. A demanda de energia poderá ser suprida a partir da combustão do biogás. No caso do tratamento de esgoto, o potencial de biogás é mais que suficiente para tornar o sistema anaeróbio-aeróbio independente da energia externa.

Nos trabalhos realizados no PROSAB por Coura (2002); Guimarães (2003) o desempenho do tratamento anaeróbio-aeróbio tem se mostrado muito eficiente na remoção material orgânico e sólidos suspensos. Porém quanto à remoção de nutrientes, sobretudo fósforo, o desempenho desses sistemas não é suficiente para produzir um efluente com a qualidade exigida pela Resolução N° 357 do CONAMA (2005). Para descarga em corpos aquáticos. Uma alternativa seria associar aos processos biológicos os processos físico-químicos de coagulação e floculação com, por exemplo, cloreto férrico ou sulfato de alumínio.

2.7 – Sedimentabilidade do Lodo Ativado

No tratamento de esgoto em sistemas de lodo ativado a eficiência 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. 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 interligados e esses sedimentam todos 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 g/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 5 g/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):

$$\text{Vesilind} : v = v_o \exp(-KX_t) \quad 2.6$$

$$\text{Dick} : v = V_o (X_t)^k \quad 2.7$$

onde:

v é a velocidade de sedimentação em zona (m/h);

X_t é a concentração de sólidos em suspensão (g/L);

v_o , k , V_o e K são constantes de sedimentação em zona.

Na prática, a determinação da velocidade de sedimentação em zona (VSZ) é um pouco complicada e por essa razão freqüentemente se usa o Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀) ou parâmetros dele derivado: Índice Volumétrico de Lodo Diluído (IVLD) ou Índice Volumétrico de Lodo Agitado (IVLA).

O teste do Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀) 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 1 g de sólidos em suspensão (Catunda et al., 1989). Embora seja um teste simples, 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) se baseia 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 de concentração inicial.

O Índice Volumétrico de Lodo Agitado (IVLA) é definido como 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 1m/h.

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

Na Tabela 2.4 estão relacionadas às características de sedimentabilidade do lodo e os valores aproximados do índice volumétrico de lodo.

Tabela 2.4 – Interpretação aproximada dos resultados dos testes do Índice Volumétrico de lodo.

Sedimentabilidade	Faixa de valores do Índice Volumétrico de Lodo (ml/g)			
	IVL ₃₀	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)

2.8 – Processos de Coagulação e Floculação

Tendo em vista o tamanho das partículas, podem-se distinguir três espécies de impurezas encontradas nas águas: impurezas em suspensão, impurezas coloidais e dissolvidas (von Sperling, 1996a). As partículas em suspensão podem ser removidas através de sedimentação simples, enquanto que as suspensões coloidais, de remoção mais difícil, existem tratamento químico.

Os colóides dispersos em águas cujo pH se encontra entre 5 e 10 apresentam cargas elétricas negativas, de modo que os estudos de coagulação e floculação desenvolveram-se baseados em modelos de partículas coloidais negativas.

Para que um produto seja empregado como coagulante, espera-se que apresente as seguintes propriedades: produza, em solução, íons positivos de grande poder de redução da carga do colóide (ou potencial zeta) e precipitado que possa adsorver os colóides em suspensão.

A coagulação pode ser definida como o processo através do qual ocorre a redução do potencial repulsivo (Potencial Zeta), ou seja, a desestabilização eletrostática das impurezas presentes no meio, proporcionando condições para que as mesmas sejam agrupadas em pequenas formações materiais, denominados flocos. A floculação é o processo pelo qual as partículas são transportadas a fim de que se choquem umas com as outras para formar flocos (Vigouret, 1980; Arboleda Valencia, 2000).

2.9 – Remoção de Fósforo

O fósforo é responsável pela eutrofização dos ecossistemas aquáticos, resultando no crescimento exagerado de algas e plantas aquáticas, visto que participa dos processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estrutura da membrana celular (através de fosfolípidos).

Todas as formas de fósforo presentes em águas naturais, sejam na forma iônica ou na forma complexa, encontram-se sob a forma de fosfato. A classificação dos fosfatos agrega as várias formas de fósforo em apenas cinco: fosfato particulado (P-particulado), fosfato orgânico dissolvido (P-orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou ainda fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P-total dissolvido) e fosfato total (P-total) (Von Sperling, 1996a; Esteves, 1998). De todas as formas de fosfato,

o P-orto tem maior importância para engenharia sanitária, por ser a principal forma assimilada pelas algas e vegetais aquáticas.

As principais fontes de fosfato presentes em ecossistema aquáticos continentais têm origens em fontes naturais (rochas de bacias de drenagem, material particulado presente na atmosfera e fosfato, resultante da decomposição de organismos de origem alóctone) e artificiais (esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial, presente na atmosfera).

Nos esgotos sanitários o fósforo presente é oriundo das seguintes fontes: de águas pluviais carreadoras de resíduos urbanos; de resíduos humanos; de usos comerciais e industriais; de detergentes sintéticos e produtos de limpeza doméstica (Von Sperling, 1996a; Esteves, 1998).

Na maior parte dos esgotos aproximadamente 10% do fósforo corresponde à porção insolúvel sendo normalmente removida pela decantação primária. Com exceção da porção incorporada dentro dos tecidos celulares, a remoção adicional alcançada no tratamento biológico convencional por precipitação da fração insolúvel é mínima porque quase todo fósforo presente na decantação primária é solúvel (Santos Neto et. al., 2003).

A remoção do fosfato de esgotos sanitários envolve a incorporação do fosfato em uma forma particulada (sólidos suspensos) e, na sequência, a retirada dos sólidos suspensos. Os tipos de sólidos suspensos nos quais os fosfatos podem ser incorporados são biológicos (microrganismos) ou químicos (fosfatos de metal precipitados pouco solúveis). A precipitação química do fosfato é conseguida pela adição de um metal, o que acarreta a formação dos fosfatos precipitados pouco solúveis (Aisse et. al., 2001). Os sais empregados normalmente são o Sulfato de Alumínio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot xH_2O$) e o Cloreto Férrico ($FeCl_3 \cdot xH_2O$).

Os fatores que afetam a escolha do produto químico, visando à remoção de fósforo são (Metcalf e Eddy, 1991):

- concentração de fósforo afluente;
- concentração de sólidos suspensos nos esgotos;
- alcalinidade;
- custos do produto químico (inclusive transporte);
- fornecimento garantido do produto;

unidades para manipulação do lodo;
meios adequados para disposição final;
compatibilidade com outros processos.

Quando sais de ferro ou de alumínio são acrescentados nos esgotos sanitários, eles reagem com o ortofosfato solúvel e produzem um precipitado, segundo as reações (Aisse et. al., 2001; Stumm e Morgan, 1981):

• **Alumínio – Al (III)**



• **Ferro – Fe (III)**



O tratamento físico-químico é principalmente baseado nos processos de coagulação, floculação e precipitação, após mistura de reagentes químicos acrescentados ao esgoto sanitário. Com adição dos agentes químicos, partículas coloidais de matéria orgânica, inorgânica e microrganismos, presentes no efluente são desestabilizados, possibilitando a formação de flocos. A agitação da massa líquida auxilia à formação de flocos sedimentáveis que ao se depositarem no fundo do reator forma um lodo misto de matéria e produtos químicos.

O tratamento físico-químico pode remover de 77,5 e 90% da DQO e fósforo, respectivamente (Ødegaard, 1995). Os produtos químicos mais comumente utilizados incluem uma variedade de polímeros orgânicos, sulfato de alumínio, cloreto férrico e óxido de cálcio.

Ødegaard (1995) testou uma dosagem de 300 mg/L de sulfato de alumínio em esgoto bruto, obtendo um efluente tratado com uma concentração de fósforo total de 0,1 mg/L. Penetra et. al. (1998) testou Cloreto Férrico ($FeCl_3$) em um experimento com um sistema composto por UASB, seguido por flotação, obtendo os melhores resultados com a dosagem de 65 mg/L deste sal. O sistema removeu 97,7% de DQO, 98% de fósforo total, 98,4% de sólidos suspensos totais e 99,3% de turbidez.

Sousa et. al. (1997) investigaram o comportamento de um reator alimentado com água residuária sintética, quando à remoção química de fósforo quando adicionado Cloreto Férrico. O sistema apresentou bom desempenho com relação à remoção de DQO (87%) e fósforo (84%) quando foi adicionado cloreto férrico ao afluente na concentração de 200 mg/L.

Sendo a distribuição das espécies de ortofosfatos e de fósforo condensado em solução governado pelo pH. A predominância das espécies de ortofosfato dissolvido ocorre entre o pH 5 até 9 são as seguintes H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} . A Figura 2.3 mostra o diagrama de algumas formas de fosfatos sólidos. Este diagrama mostra que $\text{FePO}_4(\text{s})$ e $\text{AlPO}_4(\text{s})$ são estáveis na forma de precipitados na fase líquida, se o fosfato for precipitado em baixo nível de pH. (Stumm e Morgan,1981).

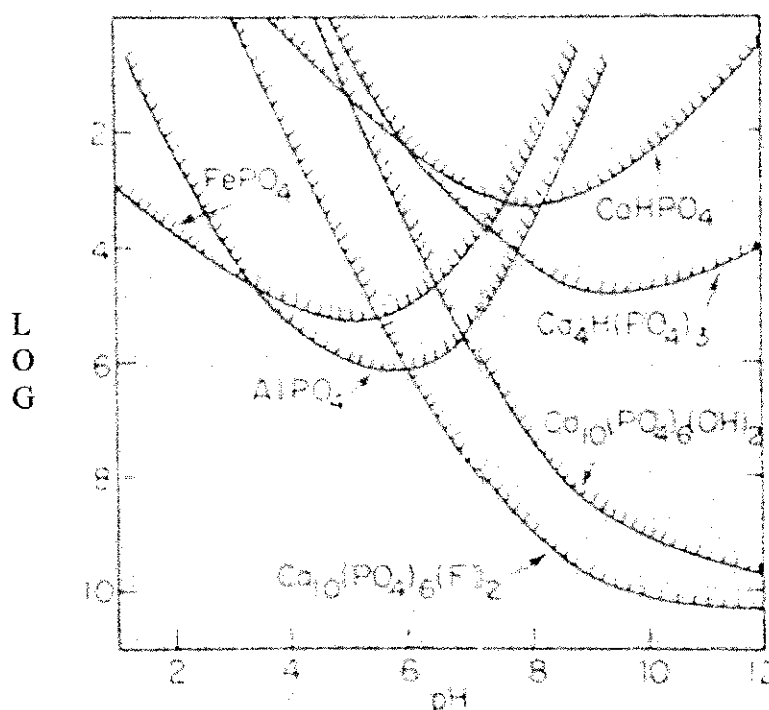


Figura 2.3 – Diagrama da precipitação de algumas formas de fosfatos (Stumm e Morgan,1981).

A precipitação química do fósforo é um dos principais mecanismos de remoção do fósforo presentes em esgotos sanitários. Esta precipitação química acontece principalmente nas reações do ortofosfatos com íons metálicos de alumínio, ferro ou cálcio presentes na

massa líquida, formando precipitados, sendo a quantidade de precipitado influenciada pelo pH. No diagrama da Figura 2.3 pode ser observado que as faixas adequadas de pH para que ocorra um melhor desempenho na precipitação de fósforo com íons de alumínio (III) (5 a 6,5) e ferro (III) (4,5 a 6,5).

O produto químico a ser utilizado depende da qualidade requerida para o efluente, da disponibilidade no mercado, do custo de aquisição, dos riscos que o mesmo pode oferecer a quem manuseia, das características finais do efluente tratado, do impacto que esse pode causar ao ser lançado em um corpo receptor, da capacidade de armazenamento, etc..

3.0 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Introdução

Foram operados três sistemas de lodo ativado tratando esgoto digerido num reator UASB. Dois dos três reatores dos sistemas de lodo ativado receberam dosagens diferentes de sais de ferro e alumínio. Durante a investigação experimental o desempenho dos sistemas foi observado quanto à remoção de matéria orgânica (MO), sólidos suspensos (SS), nitrogênio, fósforo, sedimentabilidade do lodo e produção de lodo.

Os sistemas foram construídos e monitorados na antiga depuradora da cidade de Campina Grande, no bairro do Tambor numa área pertencente à Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA). O monitoramento desses sistemas experimentais foram realizados entre os meses de Abril a Novembro de 2004, perfazendo um total de 8 meses.

3.2 – Descrição do sistema experimental

3.2.1 – Descrição do sistema de alimentação

Nas instalações onde se localizava as unidades experimentais, passa o interceptor principal de esgoto, pertencente ao sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande, onde se localizam 2 poços de visitas (PV). De um dos PV o esgoto passa inicialmente por uma tela para reter o material grosseiro caindo no pequeno reservatório de onde é bombeado para uma caixa de distribuição de 1m³. Da caixa de distribuição o esgoto bruto é distribuído para as diversas unidades experimentais em operação dentro do programa PROSAB, inclusive o reator UASB. O efluente pré-tratado anaerobiamente era conduzido para um tanque armazenamento, fabricado em de policloreto de vinil (PVC), com capacidade para 100 L, que funcionava também como tanque de sedimentação. Desse tanque o esgoto digerido era bombeado para alimentar os três sistemas de lodos ativados.

Cada sistema de lodo ativado era alimentado através de uma bomba dosadora, com capacidade de bombear até 15 L/h. Essas eram reguladas para vazão em torno de 1 L/h.

Parte do efluente tratado no reator UASB era temporariamente armazenado em um tanque de onde era distribuído para alimentação dos sistemas de lodos ativados. A Figura 3.1 mostra vazões afluentes e efluentes das unidades operadas. Além de armazenar o efluente digerido, o tanque também desempenhava a função de sedimentador, impedindo que partículas de lodo anaeróbico fossem introduzidas no sistema de lodo ativado. O lodo sedimentado no tanque de armazenamento era diariamente descarregado.

3.2.2 – O reator UASB

O reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo – reator UASB, foi construído em fibra de vidro, utilizando configuração convencional com separador de fases instalado na parte superior do reator. A Figura 2.1 do Capítulo 2 mostra uma representação esquemática do reator UASB.

O reator com volume útil de 5 m³ era alimentado com esgoto bruto da cidade de Campina Grande com vazão constante e igual a 1 m³/h o que dava um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 5 horas. No período da investigação experimental (de Abril a Novembro de 2004) a carga volumétrica de DQO afluente era em média igual a 2,1 kg.m⁻³.dia⁻¹. A Tabela 3.1 resume algumas das características operacionais do reator UASB.

Tabela 3.1 – Características físicas e operacionais do reator UASB.

Característica	Unidade	Magnitude
Diâmetro	m	1,99
Volume	m ³	5,00
Tempo de detenção hidráulica	horas	5:00
Vazão	m ³ /h	1,00
Carga orgânica específica média	KgDQO.m ⁻³ dia ⁻¹	2,1

3.2.3 – O sistema de lodo ativado

Os 3 sistemas de lodos ativados eram do tipo convencional, formados de um tanque de aeração ou reator aerado, seguido de um decantador. Os sistemas foram

operados em paralelo e com alimentação contínua. A Figura 3.1 é uma representação esquemática dos 3 sistemas, cujas principais características estão descritas na Tabela 3.2.

Para a montagem do sistema de lodo ativado foram utilizados como tanques de aeração 3 baldes plásticos, com capacidade de 30 litros cada, sendo o volume útil de 24 litros. Os baldes foram apoiados em uma estrutura de metal e colocados em paralelo (ver Figura 3.4). Um desnível na estrutura de metal permitia que os efluentes de cada balde fossem descarregados nos decantadores por gravidade. Os volumes úteis dos reatores eram controlados por sifões e mantiveram-se constantes durante todo o experimento.

Para promover a mistura, foi centralizado e fixado na borda superior de cada tanque de aeração um suporte de madeira no qual estava montado um motor da marca *EBERLE*, do modelo *B64 b4*, com rotação de 60 rpm, ao qual estava acoplada uma haste com palhetas, que promover uma agitação do licor misto. Já a aeração dos reatores era feita através de aeradores do tipo para aquário. O ar era transportado por uma mangueira e distribuído no fundo dos tanques através de pedras porosas.

Foram utilizados recipientes cilíndricos, em policloreto de vinil (PVC), para simular os decantadores secundário conforme a Figura 3.3. O diâmetro dos decantadores era de 0,11 m e o volume útil de 3,75 L. O ponto de alimentação do decantador era situado na parte central. A alimentação de cada decantador se dava por mangueira de plástico flexível conectada a um sifão invertido e este ao reator aerado. A recirculação de lodo de cada decantador para o reator era contínua. O lodo bombeado do fundo do decantador era recalçado por uma bomba “peristáltica” para o reator aerado. A bomba peristáltica tinha um motor de 1700 rpm. Nele foi colocado um redutor de velocidade (1:30) de forma que a recirculação do lodo decantado de volta ao reator biológico ocorria a uma fração de 1:5 da vazão afluente. O descarte dos efluentes era feito na parte superior dos decantadores.

Tabela 3.2 – Características físicas e operacionais do sistema de lodo ativado.

Característica	Unidade	Magnitude
Altura (m)	m	0,35
Diâmetro médio	m	0,32
Volume	m ³	0,024
Tempo de detenção hidráulica	h	24
Vazão	m ³ /h	0,001
Número de reatores	-	3

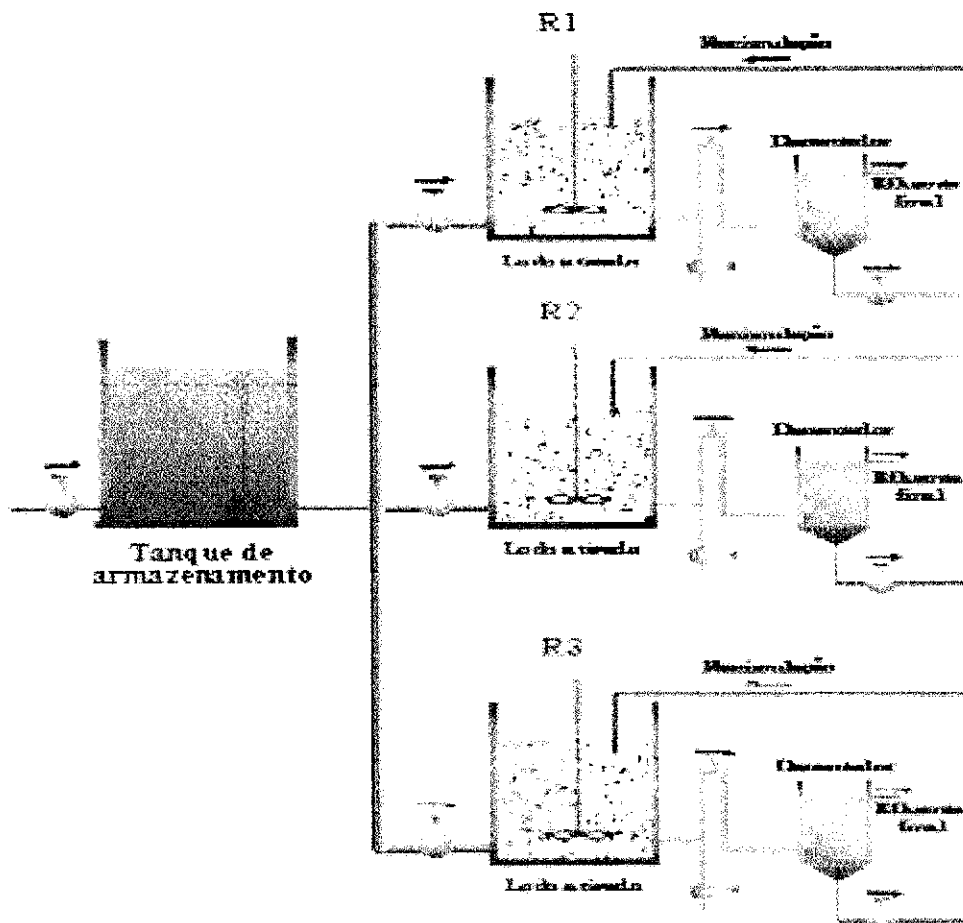


Figura 3.1 – Representação do tanque de armazenamento e do sistema de lodo ativado.

3.4 – Operação e acompanhamento do desempenho dos sistemas

Durante a operação dos sistemas, distinguiram 2 fases: a primeira fase foi caracterizada pela operação dos tanques de aeração com idades de lodo diferentes e sem os efluentes receberem tratamento físico-químico. Nesta fase os reatores R_1 , R_2 e R_3 operaram com idades de lodo de 3, 5 e 10 dias, respectivamente. Depois de caracterizada a idade de lodo adequada para haver nitrificação, estabelecendo-se a idade de lodo de 10 dias, foi mantidas esta idade de lodo para os três reatores, sendo então aplicadas dosagens diferentes dos sais coagulantes de ferro e alumínio aos reatores R_1 e R_2 , respectivamente.

Através de um dosador por gravidade, eram continuamente adicionadas ao conteúdo (licor misto) dos reatores R_1 e R_2 uma solução de Cloreto Férrico ($FeCl_3$) e Sulfato de Alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) nas dosagens estabelecidas conforme a Figura 3.2. As dosagens aplicadas aos reatores R_1 e R_2 foram de 60, 80, 100 e 120 mg/L. O reator R_3 não foi submetido ao tratamento físico-químico.



Figura 3.2 – Dosadores: (1) cloreto férrico e (2) sulfato de alumínio.



Figura 3.3 – Decantadores utilizados nos reatores R_1 , R_2 e R_3 , respectivamente.



Figura 3.4 – Sistemas experimentais de lodos ativados (R₁, R₂ e R₃).

3.6 – Amostragem e análises

No decorrer do monitoramento dos sistemas experimentais nos 5 experimentos realizados, foram coletadas amostras do esgoto bruto, do efluente do reator UASB e efluentes finais dos sistemas de lodos ativados. As amostras eram encaminhadas para o laboratório para análises físico-químicas. O horário das coletas nos pontos monitorados era sempre no período das 7:30 às 8:30 horas da manhã. A Tabela 3.3 está descritos os parâmetros analisados e a frequência e métodos utilizados.

Tabela 3.3 – Freqüência e métodos empregados para a determinação dos parâmetros analisados nas amostras de esgoto bruto, efluente do reator UASB e SLA, durante o período experimental.

Parâmetros	Unidade	Freqüência	Métodos	Referência
Temperatura	°C	2/semana	Potenciômetro	
pH		2/semana	Potenciométrico	
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	2/semana	Titulométrico	Kabuchaver e Kapp - 1998
AB	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	2/semana	Titulométrico	Kabuchaver e Kapp - 1998
AGV	mgHAc ⁻ .L ⁻¹	2/semana	Titulométrico	Kabuchaver e Kapp - 1998
DBO ₅	mgO ₂ .L ⁻¹	Quinzenal	Frascos padrões	Standard Methods, 1995
DQO	mgO ₂ .L ⁻¹	2/semana	Refluxo Fechado	Standard Methods, 1995
NTK	mgNTK.L ⁻¹	2/semana	Micro Kjeldahl	Standard Methods, 1995
NH ₄ ⁺	mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹	2/semana	Micro Kjeldahl	Standard Methods, 1995
Nitrito	mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹	Semanal	Colorimétrico da Diazotização	Standard Methods, 1995
Nitrato	mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹	Semanal	Ácido Cromotrópico	Standard Methods, 1995
P-Total	mgP.L ⁻¹	2/semana	Ácido Ascórbico	Standard Methods, 1995
P-Orto	mgP-PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹	2/semana	Ácido Ascórbico	Standard Methods, 1995
SST, SSF e SSV	mg.L ⁻¹	2/semana	Gravimétrico	Standard Methods, 1995
IVL ₃₀	ml.g ⁻¹	2/semana	Gravimétrico	Standard Methods, 1995
Turbidez	UNT	2/semana	Neflométrico	Standard Methods, 1995

3.7 – Parâmetros monitorados

pH (potencial hidrogeniônico)

O termo é usado universalmente para dar uma indicação sobre a condição de acidez, basicidade ou neutralidade de uma água. Sendo uma maneira de expressar a concentração do íon hidrogênio H^+ , ou, mais precisamente, a atividade do íon hidrogênio. É importante em diversas etapas do tratamento de água (coagulação, desinfecção, controle de corrosividade, remoção da dureza) (Sawyer et. al., 1994; von Sperling, 1996a).

No tratamento biológico de águas residuárias domésticas por processos biológicos, o pH deve ser mantido próximo da neutralidade favorecendo assim as reações bioquímicas.

A temperatura quanto o pH foram medidas simultaneamente, utilizando-se um medidor de pH da marca ORION, modelo 240^A, previamente calibrado com solução tampão de pH 7,0 e 4,0. O volume das amostras era homogeneizado através de agitadores magnéticos, durante a leitura desses parâmetros.

Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis

A alcalinidade de uma água é a medida de sua capacidade de neutralizar ácidos, os quais reagirão para neutralizar os íons de hidrogênio (capacidade de resistir a diminuição de pH). Os principais constituintes da alcalinidade de águas naturais são, principalmente, os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-). A distribuição entre as três formas na água é função do pH. Diferentemente das águas naturais, nos esgotos a alcalinidade devida a outros sistemas ácidos ácido/base não é insignificante e deve ser considerada.

No caso específico de esgoto digerido a alcalinidade é também devido à presença de ácidos graxos voláteis (AGV) também denominada de alcalinidade negativa (van Haandel e Lettinga, 1994).

Para as determinações da alcalinidade e dos AGV foi seguido o método titrimétrico segundo KAPP (1998), descrito por Cavalcanti e van Haandel (2000a). Este método utiliza uma solução ácida tituladora, que pode ser de ácido clorídrico (HCl) ou ácido sulfúrico (H_2SO_4) de normalidade padronizada. O volume de ácido gasto para titular até 3 valores de pH (5,0, 4,3 e 4) é anotado e através de método iterativo determina-se a alcalinidade total (AT) e de alcalinidade a bicarbonato (AB), como também de ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade a ácidos voláteis (AAV).

$$AT \text{ (mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}\text{)} = \frac{Vac(4,3) * 50.000}{Vam} \quad 3.1$$

$$AGV \text{ (mgH.Ac}^-\text{.L}^{-1}\text{)} = \frac{131340 * Nac * Vac(5 - 4) - 0,0616 * AT}{Vam} \quad 3.2$$

$$AAV \text{ (mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}\text{)} = \frac{0,60 * AGV * 50}{50} = 0,60 * AGV \quad 3.3$$

Onde:

AT: Alcalinidade total;

AGV: Ácidos graxos voláteis;

AAV: Alcalinidade a ácidos voláteis;

AB: Alcalinidade a bicarbonato;

Nac: Normalidade do ácido;

Vac: Volume do ácido;

Vam: Volume da amostra.

Admite-se que a alcalinidade de ácidos voláteis (AAV) seja 60% da concentração de ácidos graxos voláteis.

Demanda Química Oxigênio (DQO)

O teste de DQO é amplamente utilizado como um recurso para medir a concentração de matéria orgânica. Este teste mede a quantidade equivalente de oxigênio requerida para a oxidação química da matéria orgânica existente em uma amostra. Está baseado no fato de que todos os componentes orgânicos, com poucas exceções (hidrocarbonetos aromáticos e piridina), podem ser oxidados pela ação de um agente oxidante forte, o Dicromato de Potássio, sob condições ácidas e de calor, auxiliado por um catalizador (Sawyer et. al., 1994).

A DQO foi determinada pelo método do Refluxo Fechado do Dicromato de Potássio, seguindo recomendações do APHA et. al., (1995).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

É usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida por uma colônia mista de microrganismos durante a estabilização da matéria orgânica biodegradável contida na massa da água a 20°C, em ambiente escuro, por um período de 5 dias. Elevados

valores da concentração de matéria carbonácea provocam uma demanda de oxigênio dissolvido e conseqüentemente danos à biota aquática (Metcalf e Eddy, 1991; Sawyer et. al., 1994; von Sperling, 1996a).

Os valores de DBO₅ foram obtidos através do método diluição em frascos padrões, recomendado pela APHA et. al., (1995).

Formas de Sólidos Suspensos

O material sólido nas águas residuárias é extremamente importante para o controle da poluição dos corpos da água receptores uma vez que alta concentração desses constituintes afeta de maneira significativa a qualidade do corpo da água receptor, além de reduzir a penetração da luz necessária para realização das atividades fotossintéticas (von Sperling, 1996a).

As determinações referem-se ao material retido por um papel de filtro padrão. As substâncias retidas pelo filtro, remanescentes como resíduo após secagem a 103 – 105°C representam os sólidos em suspensão. A parte inorgânica representa os sólidos suspensos fixos, os quais compreendem a fração inerte (inorgânica) que permanece após combustão a uma temperatura elevada (550°C). A fração volatilizada (sólidos suspensos voláteis) representa uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos. É um dos principais parâmetros utilizados para estimar a concentração dos esgotos sanitários e determinar a eficiência das unidades de tratamento.

Para a determinação dos sólidos suspensos, foi utilizado o Método Gravimétrico descrito pelo APHA et. al., (1995).

Fósforo total e Solúvel

O fósforo em esgotos sanitários apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato (H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}), polifosfato (moléculas desidratadas de ortofosfatos) e fósforo orgânico. O fósforo orgânico provém dos excrementos humanos e de animais, como também de restos alimentares. Quando sofre decomposição biológica, dá origem aos ortofosfatos. Os mesmos sendo disponíveis para o metabolismo biológico sem a necessidade de conversão a forma mais simples. Os polifosfatos são moléculas complexas, constituídas por mais de dois átomos de fósforo em sua estrutura molecular. Estes têm origem, geralmente, a partir dos detergentes (Sousa, 1996; Esteves, 1998; von Sperling, 1996a).

A principal preocupação do controle do lançamento de fósforo nos ecossistemas aquáticos é a superfertilização, com a conseqüente transformação de um ambiente oligotrófico em eutrófico. Uma grande descarga deste elemento pode resultar num crescimento de algas e cianobactérias (Sawyer et. al., 1994; Esteves, 1998).

O ortofosfato é incorporado pela maioria dos microrganismos na fase em que células estão em crescimento, através das enzimas fosfatases (Chernicharo, 1997).

Para as quantificações de fósforo total e solúvel, foi utilizado o Método Espectrofotométrico do Ácido Ascórbico, com Digestão pelo Persulfato de Amônia (APHA et. al., 1995). As análises de fósforo total e solúvel foram realizadas com amostras filtradas em membranas de filtração 0,45 µm.

Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento de importância vital aos organismos, por ser o elemento requerido em maiores concentrações para o crescimento destes, uma vez que é um dos constituintes básicos das moléculas protéicas. Por outro lado, constitui um dos mais importantes fatores limitantes à biota aquática (Chernicharo, 1997).

Os corpos receptores normalmente contêm compostos nitrogenados em solução, principalmente tratando-se de corpos da águas que recebem esgotos sanitários tratados ou não. A concentração desse elemento deve ser controlada de forma que não haja danos à biota aquática e, conseqüentemente, ao próprio homem.

Os compostos nitrogenados provêm do lançamento de despejos industriais, excretas humanas e fertilizantes inorgânicos. Geralmente, o nitrogênio apresenta-se nas águas residuárias sob a forma de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato.

O nitrogênio total e nitrogênio amoniacal foram determinados mediante o Método Nitrogênio Total Kjeldahl e nitrito e nitrato foram utilizados os Métodos Colorimétrico da Diazotização e do Ácido Cromotrópico respectivamente, seguido recomendações do APHA et. al., (1995).

Índice volumétrico de lodo (IVL₃₀)

O IVL₃₀ representa o volume ocupado, após 30 minutos de sedimentação, por 1 grama de sólidos suspensos totais (ml de lodo sedimentado/g de SST). O índice volumétrico de lodo foi determinado segundo o Standart Methods (APHA et. al., 1995): uma amostra de 1 litro do lodo em suspensão (licor misto) de concentração de sólidos

suspensos determinada era deixada decantar por 30 minutos, numa proveta transparente e graduada, anotando-se o volume dos sólidos sedimentáveis.

Turbidez

Turbidez é um parâmetro relacionado com a propriedade que os colóides têm de dispersar a luz visível, propriedade esta denominada de Efeito Tyndall. Quanto maior a concentração de partículas em suspensão coloidal maior será esse efeito e conseqüentemente a turbidez. Dessa forma, a turbidez dá uma indicação da concentração de partículas, sendo, portanto utilizada para conferir o desempenho dos processos de clarificação. Um dos métodos para a medição da turbidez é o nefelométrico.

A turbidez foi medida num turbidímetro da marca *Cole-Parmer Instrument Company*, modelo 8391-40/45, com base nos princípios da nefelometria (APHA et. al., 1995). Os resultados são expressos em termos de Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT).

Balanco de massa do material nitrogenado

Num reator a massa de material nitrogenado que entra no sistema deve se igualar, com as massas de material nitrogenado que deixam o sistema como material sólido no lodo de excesso e como material dissolvido no efluente. Essa contabilidade é denominada balanço de massa do material nitrogenado (van Haandel e Marais, 1999). Descreve-se a seguir os passos para calcular o balanço de massa do material nitrogenado:

Massa de material nitrogenado dissolvido total ao afluente – MNa (mgN/dia):

$$MNa = Q * (Noa + Naa + Nna) \quad 3.4$$

Massa de material nitrogenado no efluente – MNe (mgN/dia):

$$MNe = Q * (Noe + Nae + Nne + Nie) \quad 3.5$$

Massa de material nitrogenado no lodo de excesso – MNI (mgN/dia):

$$MNI = \frac{(fn * Vr * SSV)}{Rs} \quad 3.6$$

Sendo:

No : nitrogênio orgânico (mgN/L);

Na : nitrogênio amoniacal (mgN/L);

Nn : nitrogênio nitrato (mgN/L);

Ni : nitrogênio nitrito (mgN/L);

SSV : concentração de sólidos voláteis de lodo (mgSSV/L);

fn : fração nitrogenado do lodo = 0,1;

Q : vazão afluyente (L/dia);

Vr : volume do reator (L);

Rs : idade de lodo (dia).

Os índices extras “a” e “e” se referem ao afluyente e ao efluyente respectivamente.

Desta forma massa do material nitrogenado que entra no sistema é igual a:

$$MNa = TKNa * Nna * Q(\text{mgN} / \text{dia}) \quad 3.7$$

A massa de material nitrogenado que deixa o sistema como material sólido no lodo de excesso igual a:

$$MNI = \frac{(fn * Vr * SSV)}{Rs} \quad 3.8$$

Para, a massa de material nitrogenado dissolvido no efluyente igual a:

$$MNe = Q * (TKNe + NO3e + NO2e) \quad 3.9$$

Portanto, a fração de recuperação de material nitrogenado pode ser calculada como a razão entre a soma do material nitrogenado que deixa o sistema e a massa de material nitrogenado que entra no sistema, ou seja:

$$Bn = \frac{(MNI + MNe)}{MNa} \quad 3.10$$

Bn : fator de recuperação de material nitrogenado.

4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 – Introdução

Neste Capítulo serão apresentados os resultados da operação dos 3 sistemas de lodo ativado tratando o efluente de um reator anaeróbio do tipo UASB. Numa primeira fase, os três reatores operam com idades de lodo diferentes e sem remoção físico-química de fósforo. Após a determinação da idade de lodo mais adequada para operar os três sistemas de lodo ativado foi iniciada a 2ª fase, operando-se os três reatores com a mesma idade de lodo e dois deles com remoção físico-química de fósforo.

4.2 – Resultados da 1ª Fase

A 1ª Fase se estendeu por quatro meses de investigação experimental, nesse período os 3 sistemas de lodo ativado foram operados sob condições idênticas exceto quanto à idade de lodo. Os dados obtidos durante a 1ª fase serão apresentados e analisados tendo-se em consideração os parâmetros de desempenho quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, ao processo de nitrificação, à produção e qualidade mecânica do lodo.

4.2.1 – Desempenho dos Sistemas

Na Tabela 4.1 encontram-se os valores médios (\bar{X}) do pH, temperatura, Alcalinidade Total (AT) e a Bicarbonato (AB), ácidos graxos voláteis (AGV), DQO, DBO₅, das formas de Sólidos Suspensos (SST, SSV e SSF), nitrogênio (TKN, Nitrogênio Orgânico, Amoniacal, Nitrato) e fósforo (P-Total, P-Orto), dos Sólidos Sedimentáveis (Sd), sólidos suspensos no licor misto (SSTLM, SSVLM) e da Turbidez, obtidos da análise de amostras do esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB e efluente dos sistemas de lodos ativados (R₁, R₂ e R₃).

Tabela 4.1 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

Parâmetros	Unidade	EB \bar{X}	UASB \bar{X}	Efic. (%)	Lodo Ativado					
					R ₁ \bar{X}	Efic. (%)	R ₂ \bar{X}	Efic. (%)	R ₃ \bar{X}	Efic. (%)
pH	-	7,5	7,4		7,8		7,7		7,8	
Temperatura	°C	24,4	24,3		24,2		24,2		24,7	
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	360	352		207		200		166	
AB	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	307	326		192		187		154	
AGV	mg.L ⁻¹	92	37		14		12		8	
DQO	mg.L ⁻¹	435	189	75	72	84	73	83	64	85
DBO ₅	mg.L ⁻¹	365	143	61	24	93	22	94	22	94
SST	mg.L ⁻¹	269	74	73	15	94	22	92	18	93
SSV	mg.L ⁻¹	191	55	71	11	94	16	92	14	93
SSF	mg.L ⁻¹	78	24	70	4	94	6	92	5	94
NTK	mg.L ⁻¹	53,3	36,4	32	14,7	72	14,6	73	8,5	84
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	35,3	29,4	17	12,6	64	11,8	67	7,9	78
N-Orgânico	mg.L ⁻¹	12,3	6,0	51	1,9	84	1,5	88	1,4	89
Nitrato	mg.L ⁻¹	-	0,4		14,3		16,6		20,1	
P-Total	mg.L ⁻¹	6,1	4,8	21	4,1	33	3,5	43	4,0	34
P-Orto	mg.L ⁻¹	4,1	3,9	5	3,5	14	3,5	14	3,3	18
Sd	mg.L ⁻¹	-	-		3,3		7,1		10,8	
SSTLM	mg.L ⁻¹	-	-		165,3		227,3		327,3	
SSVLM	mg.L ⁻¹	-	-		120		162,3		238	
Turbidez	UNT	173	82	53	15	92	13	92	15	92

Observando-se a Tabela 4.1, vê-se que os valores médios (\bar{X}) do pH no efluente do reator UASB e nos efluentes dos sistemas de lodos ativados mantiveram-se entre $7,4 \leq \text{pH} \leq 7,8$. Da Tabela também se pode evidenciar os valores da alcalinidade que diminui nos três sistemas, diminuindo de 360 mgCaCO₃/L no esgoto bruto para 352 mgCaCO₃/L no efluente do reator UASB. Nos efluentes dos três sistemas de lodo ativado a Alcalinidade Total foi 207, 200 e 166 mgCaCO₃/L, respectivamente aos reatores R₁, R₂ e R₃ e evidenciando que o processo de nitrificação estava ocorrendo. Os valores de AGV mostram que não houve acumulação desses ácidos no reator anaeróbio.

Observa-se na Tabela 4.1 que a eficiência média de remoção de matéria orgânica (MO) em todos os três sistemas foi alta, tendo variado entre 83 e 85% em termos DQO de 93 a 94% em termos de DBO₅ mesmo no reator R₁ operando com três dias de idade de lodo. A concentração de sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV) no efluente dos três reatores tinham valores muito próximos, com valores médios de 15, 22 e 18 mg/L nos reatores R₁, R₂ e R₃ e eficiência de remoção acima de 92%.

Os valores médios de NTK foram de 36,4 mg/L no efluente do reator UASB e de 14,7, 14,6 e 8,5 mg/L nos reatores R₁, R₂ e R₃. A concentração média de nitrato nos três reatores foi de 14,3, 16,6 e 20,1 mg/L. Esses dois parâmetros mostram que o processo de nitrificação no reator R₃ foi maior mais eficiente que nos demais.

Quanto ao teor de fósforo a remoção máxima obtida em todo o sistema (UASB + Lodo Ativado) foi de aproximadamente 43%. Enquanto no EB a concentração média de fósforo foi de 6,1 nos reatores R₁, R₂ e R₃ foi de 4,1, 3,5 e 4,0 mg/L.

Para uma melhor visualização dos resultados, são apresentados as Figuras 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5 geradas a partir dos dados contidos na Tabela acima mencionada, as quais representam o comportamento dos valores da concentração de Alcalinidade Total e a Bicarbonto, DQO e DBO₅, Sólidos Suspensos Totais e Voláteis, TKN, N-Orgânico e N-Amoniacal e P-Total e P-Orto. A Figura 4.6 apresenta os percentuais de remoção dos principais parâmetros analisados quando empregadas três idades de lodo diferentes.

As Figuras 4.1 a 4.5 evidenciam o desempenho dos três sistemas quanto à remoção de DBO₅ e DQO (Figura 4.1), SST e SSV (Figura 4.2), as formas de nitrogênio (Figura 4.3) e fósforo (Figura 4.4) e a eficiência dos sistemas quanto à remoção destes parâmetros (Figura 4.5).

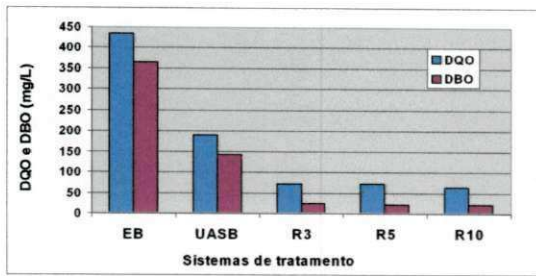


Figura 4.1 – Comportamento da DQO e DBO₅ no EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA R₁, R₂ e R₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

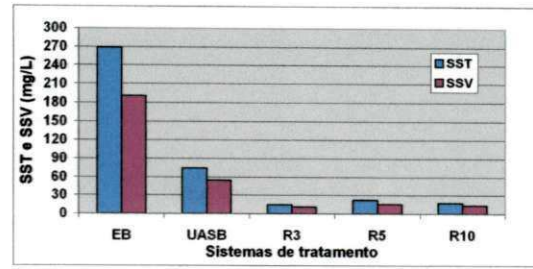


Figura 4.2 – Comportamento das formas de sólidos suspensos no EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA R₁, R₂ e R₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

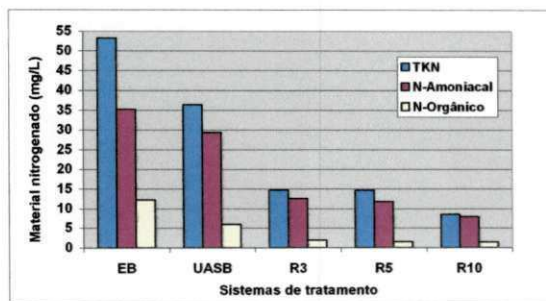


Figura 4.3 – Comportamento do material nitrogenado no EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA R₁, R₂ e R₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

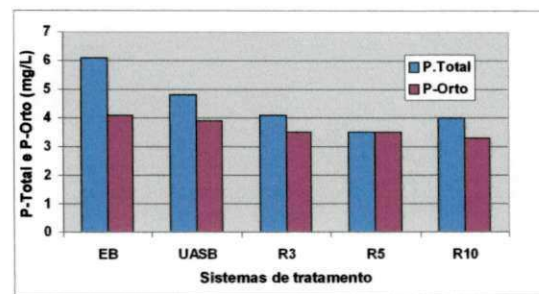


Figura 4.4 – Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel no EB, efluente do reator UASB e efluentes SLA R₁, R₂ e R₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

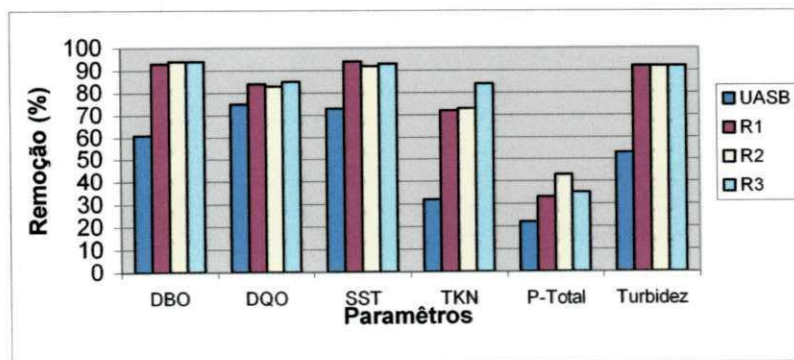


Figura 4.5 – Eficiência de remoção (%) de DBO₅, DQO, SST, TKN, P-total, e Turbidez no reator UASB, e nos SLA R₁, R₂ e R₃ operados com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

4.2.2 – Balanço de Massa de Material Nitrogenado

O balanço de massa de material nitrogenado foi calculado utilizando-se a Equação (3.10) na seção (3.7.10). Os valores médios das variáveis usadas para o cálculo do balanço do material nitrogenado encontram-se na Tabela 4.1 e os resultados desse balanço, para cada um dos reatores (R_1 , R_2 e R_3) estão apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Balanço de massa de material nitrogenado nos três SLA. Os reatores R_1 , R_2 e R_3 operavam com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R_1	R_2	R_3
Massa de N no afluente (MNa)	mgN.dia ⁻¹	859,2	859,2	859,2
Massa de N no efluente (MNe)	mgN.dia ⁻¹	691,2	717,6	705,6
Massa de N no lodo de excesso (MNI)	mgN.dia ⁻¹	28,8	38,95	57,12
Bn	(%)	0,84	0,88	0,89

Observa-se ao analisar os valores apresentados na Tabela 4.2, que para os três SLA, o balanço de massa de material nitrogenado apresenta um desvio máximo entre os dados experimentais e o valor teórico de B_n superior a 10 %, desvios que não são valores aceitáveis na avaliação de van Haandel e Marais (1999).

4.2.3 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀)

A Tabela 4.3 contém os valores médios (\bar{X}) da concentração dos sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd em ml/L) em proveta de 1000 ml e do índice volumétrico do lodo (IVL₃₀ em g/L). Os resultados experimentais mostraram que durante a operação dos três reatores com idade de lodo diferentes o lodo apresentou excelentes características de sedimentação embora se perceba que houve uma ligeira tendência de crescimento do IVL₃₀ com o aumento da idade de lodo (R_s): o valor do Índice volumétrico do lodo era baixo, com valores médios de 19,9, 31,3 e 33 ml/g nos reatores R_1 , R_2 e R_3 , respectivamente

Tabela 4.3 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL₃₀) nos três SLA. Os reatores R₁, R₂ e R₃ operavam com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
SSTLM	g.L ⁻¹	0,166	0,227	0,327
Sd	ml.L ⁻¹	3,3	7,1	10,8
IVL ₃₀	ml.g ⁻¹	19,9	31,3	33,0

4.2.4 – Produção de Lodo

A Tabela 4.4 apresenta os resultados dos valores médios da concentração do lodo no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (R_s), o tempo de permanência do líquido no reator (R_h) e a massa de lodo volátil produzida por unidade de massa de DQO aplicada (MXt). A produção de lodo é determinada através da multiplicação dos dados obtidos SSTLM pelo R_h e dividido pelo R_s. Ao analisar os dados contidos na Tabela 4.1 é possível observar que a produção de lodo nos três reatores é diferente, havendo decréscimo na produção de lodo com o aumento da idade de lodo, portanto, mostra a influência da idade de lodo sobre a produção de lodo, no reator R₁ operando com três dias de idade de lodo produz 41% a mais que o R₃ com dez de idade de lodo.

Tabela 4.4 – Valores médios (\bar{X}) dos sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e da massa de lodo total (MXt), a idade lodo (R_s) e tempo de permanência do líquido no reator (R_h) nos SLA. Os reatores R₁, R₂ e R₃ operavam com 3, 5 e 10 dias de idade de lodo, respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
R _s	dia	3	5	10
R _h	L.h ⁻¹	24	24	24
SSTLM	g.L ⁻¹	0,165	0,227	0,327
MXt	gXt.dia ⁻¹	1,32	1,09	0,78

4.3 – Resultados da 2ª Fase

4.3.1 – Introdução

O período de operação que correspondeu a 2ª Fase foi de quatro meses. Neste período os SLA operaram todos com idade de lodo de 10 dias. Os reatores R_1 e R_2 receberam diferentes dosagens de sais coagulantes: no reator R_1 era adicionado cloreto férrico ($FeCl_3$) e no reator R_2 sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$). O reator aerado R_3 não recebeu coagulante. As dosagens dos sais foram de 60, 80 100 e 120 mg/L e eram feitas diretamente no licor misto contido no tanque de aeração. Os sais foram adicionados ao licor misto com o objetivo de auxiliar a remoção de fósforo.

Os resultados serão apresentados e analisados tendo-se em consideração os parâmetros de desempenho quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, fósforo e nitrogênio. Também serão apresentados os dados relativos a sedimentabilidade e produção de lodo. As Tabelas 4.5 a 4.8 contém todos esses dados.

4.3.2 – Desempenho dos Sistemas

As Tabelas 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8 apresentam os valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisados em amostras coletados do esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB e efluentes dos sistemas de lodos ativados (R_1 , R_2 e R_3), como também os valores médios da eficiência de remoção de MO, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo.

Observando-se as Tabelas 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8 vê-se que adição dos sais coagulantes associada ao processo de nitrificação não reduziu o valor do pH: os valores médios do pH no EB, efluente do reator UASB e efluente dos sistemas de lodos ativados mantiveram-se entre $7,3 \leq pH \leq 7,7$.

Quanto à remoção dos sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV) os três sistemas apresentaram eficiência de remoção acima de 85%, denotando boa qualidade de sedimentação do lodo. A eficiência média de remoção de matéria orgânica (MO) foi alta, mantendo-se acima de 84% em termos DQO e de 93% de DBO_5 .

A remoção de nitrogênio não parece ter sido afetada pela adição dos sais coagulantes de ferro e alumínio. Para os três reatores a eficiência de remoção de nitrogênio em termos de NTK foi em média superior a 50%, independente do tipo e da dosagem ou não dos sais. Já com relação ao fósforo (fósforo total), as eficiências máximas foram obtidos com dosagens superiores a 100 mg/L de ambos os sais.

Ainda, pode-se ver nas Tabelas 4.5 a 4.8 que relativo às dosagens de 60, 80, 100 e 120 mg/L de cloreto férrico a eficiência de remoção de fósforo aumentou com o aumento das dosagens de 41% para 49% e deste para 72% e finalmente 76%. No reator R₂ que recebeu as mesmas dosagens só que de sulfato de alumínio a eficiência de remoção, que também aumentou com as dosagens, foi de 42, 53, 63 e 61%. No reator que não recebeu dosagem química a eficiência máxima no período de operação da 2ª fase foi de apenas 13%.

As Figuras 5.3, 5.6 e 5.9 e 5.12 é uma representação do desempenho dos três reatores onde se pode observar melhor a variação da eficiência destes reatores. Como também variação da eficiência entre as dosagens diferentes.

As Figuras 4.6, 4.7 e 4.8 e 4.9 ilustram o desempenho dos três sistemas quanto à remoção de DBO₅, DQO SST, NTK, fósforo total e turbidez, permitindo comparar as eficiências dos reatores R₁ e R₂ que receberam dosagens de FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃, respectivamente e destes com o R₃ que não recebeu tratamento químico.

Tabela 4.5 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	unidade	EB \bar{X}	UASB \bar{X}	Efic. (%)	Lodo Ativado					
					R ₁ \bar{X}	Efic. (%)	R ₂ \bar{X}	Efic. (%)	R ₃ \bar{X}	Efic. (%)
pH	-	7,4	7,4		7,7		7,7		7,7	
Temperatura	°C	24,5	24,3		24,4		24,3		24,4	
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	354,2	421,2		184,6		153,9		209,1	
AB	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	302,5	398,1		174		143,7		199,9	
AGV	mg.L ⁻¹	88,9	31,6		7,0		6,1		4,1	
DQO	mg.L ⁻¹	403	147,3	63	46,7	88	65	84	61,3	85
DBO ₅	mg.L ⁻¹	318	123,3	61	22,3	93	19,3	94	20,5	94
SST	mg.L ⁻¹	180,5	54,8	70	14,5	92	22,3	88	20	89
SSV	mg.L ⁻¹	155	44	72	11,5	93	13,5	91	14	91
SSF	mg.L ⁻¹	33,3	6,3	81	3,5	90	9,3	72	5,5	84
NTK	mg.L ⁻¹	59,5	58,4	2	25,5	57	22,8	62	26,2	56
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	47,2	54,2		23,7	56	21,6	60	25,4	53
N-Orgânico	mg.L ⁻¹	12,3	4,2	66	1,8	85	1,3	89	0,8	93
Nitrito	mg.L ⁻¹	-	0,03		2,0		2,4		4,5	
Nitrato	mg.L ⁻¹	-	0,45		23,9		30,6		25,5	
P-Total	mg.L ⁻¹	6,9	7,5		4,4	41	4,0	47	6,6	12
P-Orto	mg.L ⁻¹	4,3	6,7		4,1	39	3,0	54	6,2	7
Sd	mg.L ⁻¹	-	-		22		14,5		8,9	
SSTLM	mg.L ⁻¹	-	-		473,5		456,5		268,5	
SSVLM	mg.L ⁻¹	-	-		299		269		195,5	
Turbidez	UNT	149	40,8	73	7,3	95	7,3	95	10	93

Tabela 4.6 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	unidade	EB \bar{X}	UASB \bar{X}	Efic. (%)	Lodo Ativado					
					R ₁ \bar{X}	Efic. (%)	R ₂ \bar{X}	Efic. (%)	R ₃ \bar{X}	Efic. (%)
pH	-	7,4	7,7		7,4		7,6		7,6	
Temperatura	°C	24,9	24,8		24,7		24,6		24,8	
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	344,6	438,3		97,7		143,8		177,4	
AB	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	286,7	407,9		89,4		135,5		166,2	
AGV	mg.L ⁻¹	103,3	46,3		2,5		2,5		8,3	
DQO	mg.L ⁻¹	378,5	171,5	55	58,5	85	50,3	87	56,5	85
DBO ₅	mg.L ⁻¹	325,3	107,8	67	14,8	95	11,5	96	17,5	95
SST	mg.L ⁻¹	220,8	54,3	75	23,3	89	17	92	16,3	93
SSV	mg.L ⁻¹	173	38,5	78	15,3	91	11,5	93	14	92
SSF	mg.L ⁻¹	47,8	27,5	42	9,7	80	5,8	88	6,0	87
NTK	mg.L ⁻¹	51,8	66,9	0	21,3	59	25,3	51	25,7	50
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	41,6	61,3		21,3	65	25,3	59	25,3	59
N-Orgânico	mg.L ⁻¹	10,2	5,6	45	0,0	100	0,0	100	0,4	96
Nitrito	mg.L ⁻¹	-	0,02		3,0		1,8		4,9	
Nitrato	mg.L ⁻¹	-	0,5		37,9		33,8		31,6	
P-Total	mg.L ⁻¹	6,8	8,3		4,2	49	4,0	53	8,0	4
P-Orto	mg.L ⁻¹	3,9	7,7		3,0	61	3,4	55	7,1	8
Sd	mg.L ⁻¹	-	-		22		14,5		8,9	
SSTLM	mg.L ⁻¹	-	-		766		535,5		230	
SSVLM	mg.L ⁻¹	-	-		384		278		167,5	
Turbidez	UNT	140,5	35	75	9,8	93	3,8	97	7,5	95

Tabela 4.7 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	unidade	EB \bar{X}	UASB \bar{X}	Efic. (%)	Lodo Ativado					
					R ₁ \bar{X}	Efic. (%)	R ₂ \bar{X}	Efic. (%)	R ₃ \bar{X}	Efic. (%)
pH	-	7,4	7,4		7,3		7,4		7,5	
Temperatura	°C	25,1	24,9		24,9		24,9		24,9	
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	335,8	387,3		79,8		84,1		134,0	
AB	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	270,3	358,9		71,3		75,0		123,6	
AGV	mg.L ⁻¹	116,8	42,3		4,0		5,3		6,7	
DQO	mg.L ⁻¹	349	167,8	52	50,8	85	51,5	85	70	80
DBO ₅	mg.L ⁻¹	307,3	120,5	61	14,0	95	14,5	95	15,8	95
SST	mg.L ⁻¹	160,5	43,0	73	23,5	85	21,4	87	17,4	89
SSV	mg.L ⁻¹	127	32,8	74	12,4	90	12,8	90	12,4	90
SSF	mg.L ⁻¹	40,7	10,3	75	7,0	83	7,7	81	5,0	88
NTK	mg.L ⁻¹	55,9	60,3	0	18,2	67	17,8	68	19,7	65
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	44,3	56,4		20,3	64	18,9	67	22,1	61
N-Orgânico	mg.L ⁻¹	11,6	3,9	66	0,0	100	0,0	100	0,6	95
Nitrito	mg.L ⁻¹	-	0,03		1,8		2,0		3,3	
Nitrato	mg.L ⁻¹	-	0,6		36,0		35,7		36,0	
P-Total	mg.L ⁻¹	6,6	8,6		2,4	72	3,1	63	8,5	1
P-Orto	mg.L ⁻¹	4,1	7,5		1,2	85	1,8	86	7,4	1
Sd	mg.L ⁻¹	-	-		47		40		12	
SSTLM	mg.L ⁻¹	-	-		881		767		314	
SSVLM	mg.L ⁻¹	-	-		428		364		215	
Turbidez	UNT	134,3	45,3	66	10,5	92	7,8	94	12,5	91

Tabela 4.8 – Valores médios (\bar{X}) dos parâmetros analisadas em amostras do EB, efluente do reator UASB e efluentes dos SLA e eficiência (%) do reator UASB e dos reatores R₁, R₂ e R₃ operados com dez dias de idade de lodo, respectivamente. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	unidade	EB \bar{X}	UASB \bar{X}	Efic. (%)	Lodo Ativado					
					R ₁ \bar{X}	Efic. (%)	R ₂ \bar{X}	Efic. (%)	R ₃ \bar{X}	Efic. (%)
pH	-	7,4	7,3		7,5		7,5		7,7	
Temperatura	°C	26,2	25,8		25,5		25,7		25,6	
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	366,8	410,1		119,4		173,7		238,2	
AB	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	296,4	371,7		111,3		165,8		228	
AGV	mg.L ⁻¹	126,3	62,3		1,9		4,7		5,9	
DQO	mg.L ⁻¹	533,3	231	57	51,3	90	64,3	88	66,0	88
DBO ₅	mg.L ⁻¹	437,5	126,3	71	8,3	98	8,0	98	15,5	96
SST	mg.L ⁻¹	320	116,8	64	22,3	93	34,0	89	10	97
SSV	mg.L ⁻¹	255	96,5	62	14,0	95	22,8	91	7,8	97
SSF	mg.L ⁻¹	65	14	78	8,5	87	10,7	84	4,0	94
NTK	mg.L ⁻¹	65,9	57,9	12	23,9	64	29,9	55	32,1	51
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	55,0	49,9		26,3	47	28,4	43	29,4	41
N-Orgânico	mg.L ⁻¹	10,9	8,0	27	0,0	100	1,6	85	3,0	72
Nitrito	mg.L ⁻¹	-	0,02		1,7		0,4		3,6	
Nitrato	mg.L ⁻¹	-	0,5		21,8		16,9		15,1	
P-Total	mg.L ⁻¹	8,3	7,7		1,8	76	3,0	61	6,7	13
P-Orto	mg.L ⁻¹	4,7	6,2		0,8	88	1,4	77	6,0	4
Sd	mg.L ⁻¹	-	-		24,8		40		11	
SSTLM	mg.L ⁻¹	-	-		880		861		306	
SSVLM	mg.L ⁻¹	-	-		448,5		514		209	
Turbidez	UNT	229,5	88,3	62	9,5	96	8,0	97	10	96

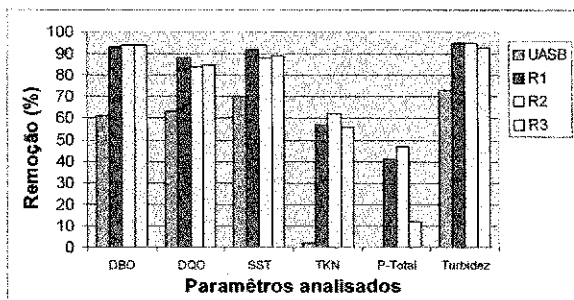


Figura 4.6 – Os SLA R₁ e R₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de (FeCl₃) e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

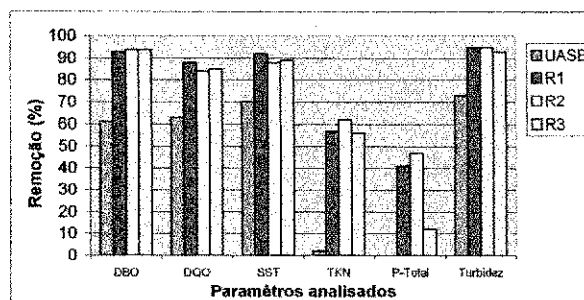


Figura 4.7 – Os SLA R₁ e R₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de (FeCl₃) e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

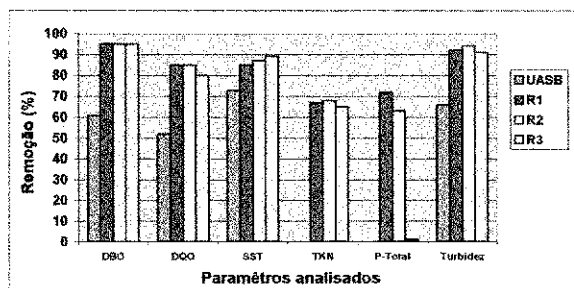


Figura 4.8 – Os SLA R₁ e R₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de (FeCl₃) e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

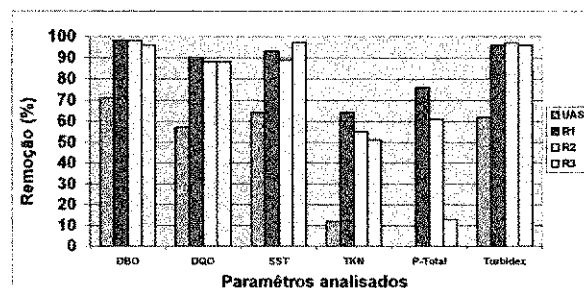


Figura 4.9 – Os SLA R₁ e R₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de (FeCl₃) e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

As Figuras 4.6 a 4.9 - Percentuais de remoção (%) dos principais parâmetros analisados em amostras do Esgoto Bruto (EB), efluentes do reator UASB e efluentes dos sistemas de lodos ativados.

4.3.3 – Balanço de Massa de Material Nitrogenado

O balanço de massa de material nitrogenado foi calculado utilizando-se a Equação (3.10) na seção (3.7.10). Os valores médios das variáveis usadas para o cálculo do balanço do material nitrogenado encontram-se nas Tabelas 4.5 a 4.8 e os resultados desses balanços, para cada um dos três SLA R₁, R₂ e R₃, estão apresentados nas Tabelas 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12.

Observa-se ao analisar os valores apresentados nas Tabelas 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12, que o balanço de massa de material nitrogenado praticamente fecham para os três sistemas, denotando uma ótima quantificação de todo o material nitrogenado presente nos sistemas. De acordo com van Haandel e Marais (1999) desvios máximos entre os dados experimentais e o valor teórico de Bn iguais ou inferior 10% são aceitáveis.

Tabela 4.9 – Resultado do balanço de massa do material nitrogenado dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de FeCl₃ e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Massa de N no afluente (MNa)	mgN.dia ⁻¹	1412,40	1412,40	1412,40
Massa de N no efluente (MNe)	mgN.dia ⁻¹	1231,86	1399,32	1349,88
Massa de N no lodo de excesso (MNI)	mgN.dia ⁻¹	71,76	64,56	46,92
Bn	(%)	0,92	1,04	0,99

Tabela 4.10 – Resultado do balanço de massa do material nitrogenado dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de FeCl₃ e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Massa de N no afluente (MNa)	mgN.dia ⁻¹	1617,72	1617,72	1617,72
Massa de N no efluente (MNe)	mgN.dia ⁻¹	1492,44	1462,14	1492,26
Massa de N no lodo de excesso (MNI)	mgN.dia ⁻¹	94,32	66,72	40,20
Bn	(%)	0,93	0,90	0,91

Tabela 5.11 – Resultado do balanço de massa de material nitrogenado, dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de (FeCl₃) e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Massa de N no afluente (MNa)	mgN.dia ⁻¹	1462,32	1462,32	1462,32
Massa de N no efluente (MNe)	mgN.dia ⁻¹	1395,84	1356	1485,72
Massa de N no lodo de excesso (MNI)	mgN.dia ⁻¹	102,72	87,36	51,60
Bn	(%)	1,02	0,98	1,05

Tabela 5.12 – Resultado do balanço de massa de material nitrogenado, dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de (FeCl₃) e (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Massa de N no afluente (MNa)	mgN.dia ⁻¹	1402,32	1402,32	1402,32
Massa de N no efluente (MNe)	mgN.dia ⁻¹	1195,92	1136,40	1227,18
Massa de N no lodo de excesso (MNI)	mgN.dia ⁻¹	107,64	123,36	0,16
Bn	(%)	0,93	0,90	0,91

4.3.4 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀)

As Tabelas 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13 contém os valores médios da concentração de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM). No reator R₁ que recebeu diferentes dosagens de cloreto férrico o IVL₃₀ variou apresentou valores mínimo e máximo de 28 e 53,4 ml.g⁻¹. No reator R₂ que recebeu diferentes dosagens de sulfato de alumínio, esses valores foram de 31,5 e 52 ml.g⁻¹ e no reator R₃ que não recebeu sais coagulantes, esses valores foram de 33 e 38,7 ml.g⁻¹. Esses valores denotam um lodo de boas características de sedimentação independente da adição ou não dos sais coagulantes.

Tabela 4.13 – Valores médios (\bar{Y}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL₃₀) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃, respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
SSTLM	g.L ⁻¹	0,474	0,457	0,269
Sd	ml.L ⁻¹	22	14,5	8,9
IVL ₃₀	ml.g ⁻¹	46,8	31,5	33,0

Tabela 4.14 – Valores médios (\bar{Y}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL₃₀) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃, respectivamente.

Parâmetros	unidade	R ₁	R ₂	R ₃
SSTLM	g.L ⁻¹	0,766	0,536	0,230
Sd	ml.L ⁻¹	21,5	19,5	8,9
IVL ₃₀	ml.g ⁻¹	28,0	36,3	38,7

Tabela 4.15 – Valores médios (\bar{Y}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL₃₀) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃, respectivamente.

Parâmetros	unidade	R ₁	R ₂	R ₃
SSTLM	g.L ⁻¹	0,881	0,767	0,314
Sd	ml.L ⁻¹	47,0	40,0	12,0
IVL ₃₀	ml.g ⁻¹	53,4	52,0	38,7

Tabela 4.16 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais do licor misto (SSTLM), dos sólidos sedimentáveis (Sd) e do índice volumétrico de lodo (IVL) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de FeCl₃ e Al₂(SO₄)₃, respectivamente.

Parâmetros	unidade	R ₁	R ₂	R ₃
SSTLM	g.L ⁻¹	0,880	0,861	0,306
Sd	ml.L ⁻¹	24,8	40,0	11,0
IVL ₃₀	ml.g ⁻¹	28,4	46,5	35,5

4.3.5 – Produção de Lodo

As Tabelas 4.16 a 4.19 apresentam os valores médios (\bar{X}) da concentração do lodo sólidos suspensos no licor misto (SSTLM) e da massa de lodo totais produzida por unidade de massa de DQO aplicada (MXt). A produção de lodo é determinada através da multiplicação dos dados obtidos SSTLM pelo Rh e dividido pelo Rs. Nas tabelas também se encontram a idade lodo (Rs) e o tempo de permanência do líquido no reator (Rh). Ao se analisar os dados contidos nas Tabelas 4.16 a 4.19 observa-se que a produção de lodo nos três reatores foi diferente. A massa de lodo produzida por dia aumentou com a dosagem do coagulante como era esperado. No reator R₁ que recebeu diferentes dosagens de cloreto férrico a produção diária de lodo em termos de massa de sólidos totais, respectivamente às dosagens de 60, 80, 100 e 120 mg/L foi 44 %, 64 %, 70 % e 65 % maior que aquela no reator R₃. Quanto ao reator R₂ que recebeu dosagens de 60, 80, 100 e 120 mg/L o aumento respectivo da produção de lodo, tendo como referência o reator R₃, foi de 42 %, 59 %, 57 % e 64 %.

Tabela 4.17 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e da massa de lodo totais (MXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 60 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Rs	dia	10	10	10
Rh	L.h ⁻¹	24	24	24
SSTLM	g.L ⁻¹	0,474	0,456	0,268
MXt	gXt.dia⁻¹	1,14	1,10	0,64

Tabela 4.18 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e a massa de lodo total (MXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 80 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Rs	dia	10	10	10
Rh	L.h ⁻¹	24	24	24
SSTLM	g.L ⁻¹	0,766	0,536	0,230
MXt	gXt.dia⁻¹	1,84	1,29	0,55

Tabela 4.19 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e a massa de lodo total (MXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 100 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Rs	dia	10	10	10
Rh	L.h ⁻¹	24	24	24
SSTLM	g.L ⁻¹	0,881	0,767	0,314
MXt	gXt.dia⁻¹	2,11	1,84	0,75

Tabela 4.20 – Valores médios (\bar{X}) de sólidos suspensos totais no licor misto (SSTLM) e os parâmetros operacionais como idade lodo (Rs), o tempo de permanência do líquido no reator (Rh) e a massa de lodo total (mXt) dos SLA R₁, R₂ e R₃. Os reatores R₁ e R₂ recebiam dosagens de 120 mg/L de cloreto férrico (FeCl₃) e sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), respectivamente.

Parâmetros	Unidade	R ₁	R ₂	R ₃
Rs	dia	10	10	10
Rh	L.dia ⁻¹	24	24	24
SSTLM	g.L ⁻¹	0,880	0,861	0,306
MXt	gXt.dia⁻¹	2,11	2,07	0,73

5.0 – DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 – Introdução

Neste Capítulo discute-se a operação de um sistema formado por uma unidade de tratamento anaeróbio – o reator UASB, seguido de um sistema convencional de lodos ativados com e sem tratamento químico adicional para remoção de fósforo. Como consta no Capítulo Material e Métodos a investigação experimental foi dividida em duas etapas ou fases. A 1ª Fase teve como objetivo determinar a idade de lodo ótima para que se desenvolvesse o processo de nitrificação, tendo sido investigadas simultaneamente 3 sistemas de lodo ativado, todos tratando o efluente de um reator anaeróbio, com idades de lodo de 3, 5 e 10 dias. Desta fase ficou estabelecida a idade de lodo de 10 dias para operação do sistema de lodo ativado. Na 2ª Fase os três sistemas de lodo ativado foram operados com idade de lodo de 10 dias. A operação dos reatores denominados de R₁, R₂ e R₃ diferenciava apenas quanto à adição de sais de ferro e alumínio. No reator R₁ foram adicionados dosagens diferentes de cloreto férrico, no reator R₂ de sulfato de alumínio, enquanto que o reator R₃ foi mantido como referência sem adição de nenhum dos sais coagulantes.

Durante a investigação experimental os sistemas foram monitorados observando o desempenho quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes (N&P) e também quanto a produção e características de sedimentação do lodo aeróbio. Os resultados do monitoramento desses parâmetros serão neste Capítulo discutidos, sendo a discussão apresentada por fases da investigação.

5.2 1ª Fase da Investigação Experimental

5.2.1 Desempenho dos Sistemas

Os parâmetros monitorados foram: quanto à eficiência de remoção de MO: DBO₅ e DQO; quanto eficiência de remoção de sólidos suspensos sólidos suspensos totais (SST) e

voláteis (SSV) e turbidez; quanto à eficiência de remoção de N&P: nitrogênio na forma amoniacal (N-NH₃), nitrogênio orgânico e amoniacal ou nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio na forma nitrato (N-NO₃⁻), fósforo total (P-total) e fósforo solúvel ou ortofosfatos (P-orto). Os parâmetros de controle dos processos foram temperatura, pH, alcalinidade total e finalmente os parâmetros de produção e qualidade do lodo, quais sejam a massa de lodo total e volátil presente no licor misto, os sólidos sedimentáveis (Sd) e Índice Volumétrico de Lodo, IVL₃₀. A Tabela 4.1 do Capítulo 4 contém os valores médios desses parâmetros.

Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos Suspensos

Embora operando com diferentes idades de lodo, os SLA denominados de R₁, R₂ e R₃ apresentaram bom desempenho quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, mesmo aqueles que foram operados com três dias de idade de lodo (R₁). Os três sistemas formados pelo reator UASB + SLA apresentaram uma eficiência média de remoção de DQO igual ou superior a 83% e de DBO igual ou superior a 93%. Os efluentes dos SLA apresentaram valores de DBO₅ iguais ou menores que 24 mg/L. Observa-se a boa remoção do reator UASB que operando com um tempo de detenção hidráulica (Rh) de 5 horas sem remoção do lodo produzido (todo lodo produzido no reator UASB era descartado junto com o efluente) removia em média 61% da DBO₅ e 75% da DQO. A redução da carga orgânica afluyente aos SLA, conseqüentemente, reduz a demanda de oxigênio necessária para oxidação deste material.

A eficiência média de remoção de SST nos três reatores foi superior a 92%, mostrando que ambos foram bastante eficientes, uma vez que valores de eficiência desta magnitude são obtidos em sistema de lodo ativado bem operados. A concentração média de SST nos efluentes era igual ou menor que 22 mg/L com turbidez media residual de 15 UNT. Essa boa eficiência de remoção fica justificada pela excelente qualidade de sedimentação do lodo aerado.

Embora os sistemas operados (UASB + SLA) tivessem configuração diferente de sistemas convencionais de lodo ativado tratando esgoto não digerido, comparando-os com os SLA convencionais, pode-se constatar que as eficiências obtidas denotam sistemas com bom desempenho. Segundo van Haandel e Marais (1999) eficiências de remoção de DQO e

DBO₅ e SST maiores que 90 e 95 e 90%, respectivamente, devem ser esperadas de sistemas de lodo ativado com bom desempenho.

Remoção de Nitrogênio e Fósforo

As variáveis que podem influenciar o processo de nitrificação de acordo com vários pesquisadores são: pH, temperatura, baixas concentrações de oxigênio dissolvido, idade de lodo e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras. Os sistemas de lodo ativado operaram sob condições ideais de pH (próximo à neutralidade), temperatura ($\pm 24,7$ °C), oxigênio dissolvido (OD > 2,0) e idade de lodo mínima de três dias, condições estas adequadas para o desenvolvimento da nitrificação segundo van Haandel e Marais (1999). As boas condições operacionais ficam confirmadas pela boa eficiência dos três sistemas: os reatores R₁, R₂ e R₃ apresentaram eficiência média de remoção de NTK de 72, 73 e 84% e para N-NH₃ de 64, 67 e 78%, respectivamente. Para tais níveis de redução, esperava-se obter uma concentração maior que a encontrada de nitrato no efluente de ambos os reatores. Os valores médios encontrados foram de R₁ de 14,3 mg/L, R₂ de 16,6 mg/L e R₃ de 20,1 mg/L, denotando um aumento da nitrificação com a idade de lodo. O não fechamento do balanço de massa de nitrogênio pode indicar que alguma forma de nitrogênio não foi totalmente mensurada. Coura, (2002), Rodrigues (2005) também observaram a não concordância entre a remoção de NTK, a concentração de amônia e de nitrato no efluente. Presume-se que essa não concordância pode ser atribuída a dessorção de amônia gasosa devido à agitação e aeração do licor misto. Mas, mesmo o sistema que operou com dez dias de Rs não apresentou uma nitrificação satisfatória. Embora esse mecanismo não seja significativo para valores de pH na faixa da neutralidade (7 e 8), outros fatores, tais como o grau de turbulência e configuração física (grande área superficial superior e baixa profundidade), contribuíram para seu maior efeito. Uma segunda possibilidade pode ser a presença de sulfeto no efluente digerido. Durante o período desta investigação experimental, outra pesquisa estava em andamento, onde um sistema RBS (reator de bateladas seqüenciais) o efluente do mesmo reator UASB. Embora operando com uma idade de lodo de 20 dias a baixa concentração de nitrato (< 2 mg/L) no efluente denotava que o processo de nitrificação estava sendo limitado (Rodrigues, 2005). Ainda Rodrigues (2005) atribuiu a baixa taxa de nitrificação à presença de substâncias inibidoras a exemplo de sulfetos que inibido o processo. Estudos realizados por Guimarães (2003) utilizando a

respirometria, mostraram que para dosagens de sulfeto superiores ou iguais a 6 mg/L havia uma redução da atividade das bactérias nitrificantes de quase 60 %, enquanto que para dosagens de 10 mg/L a inibição era total.

5.2.2 Balanço de Massa de Material Nitrogenado

Para avaliar com maior confiabilidade as informações contidas nos resultados das análises laboratoriais relativas à remoção de material nitrogenado foram feitos balanços de massa do material nitrogenado. Os resultados médios dos balanços de massa do material nitrogenado nos sistemas de lodos ativados R₁, R₂ e R₃ (Tabela 4.3, do Capítulo 4) demonstram que não houve conformidade entre os fluxos de nitrogênio nos sistemas. Os desvios calculados no balanço de nitrogênio foram superiores a 10% observados, que segundo van Haandel e Marais (1999) não são aceitáveis. Provavelmente o não fechamento ($B_n \neq 1$) do balanço de massa foi causado por dessorção da amônia provocada pela aeração e pela temperatura ou por presença de substâncias no esgoto que inibiam a atividade metabólica das bactérias autotróficas.

5.2.3 Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀)

Os resultados experimentais mostraram que os três SLA apresentaram excelente desempenho quanto a sedimentabilidade. Os valores médios de IVL₃₀ obtidos nos três reatores com diferentes idades lodo foram baixos (menores que 33 ml/g) ótimas condições de sedimentabilidade. As diferentes idades de lodo impostas aos SLA não parecem ter influenciado nas características de sedimentação do lodo, embora uma ligeira tendência de crescimento do IVL₃₀ com o aumento da R_s.

5.2.4 Produção de Lodo

Segundo van Haandel e Marais (1999) idade de lodo é o parâmetro operacional mais importante quando se trabalha com SLA. A produção de lodo foi significativamente diferente nos reatores operados com diferentes idades de lodo. Os reatores R₁ e R₂ produziram 41% e 28% mais lodo que R₁. A produção de lodo mostrou-se mais elevada no sistema de lodo ativado operado com baixa idade de lodo. Essa elevada produção de lodo levará a um, aumento dos custos da secagem, transporte e disposição do lodo.

5.3 2ª Fase da Investigação Experimental

Pretendeu-se com essa segunda fase determinar a viabilidade técnica de remoção de fósforo do esgoto de Campina Grande através da adição de sais coagulantes diretamente no licor misto de um sistema de lodo ativado convencional, operado em escala piloto, tratando esgoto digerido num reator UASB. Com os resultados desta investigação estabelece-se qual o coagulante e a dosagem aplicada que melhor promoveria a remoção de fósforo da fase líquida, sem que as atividades dos microrganismos envolvidos nos processos oxidação matéria orgânica e nitrificação fossem afetadas, nem tão pouco as características de sedimentabilidade do lodo (IVL_{30}). Também foi considerado como parâmetro importante nessa 2ª Fase a produção de lodo já que um aumento demasiado desta iria onerar os custos com o tratamento e disposição.

Como descrito no capítulo Material e Métodos, os reatores R_1 e R_2 receberam diferentes dosagens de cloreto férrico e sulfato de alumínio. Um 3º reator, o reator R_3 , foi operado sem adição de sais coagulantes. Enfatiza-se que nesta 2ª Fase da investigação esses três reatores operaram com idade de lodo de 10 dias. Assim como a discussão apresentada para a 1ª Fase serão avaliados e discutidos o desempenho desses três reatores quanto à remoção de matéria orgânica, oxidação da amônia (processo de nitrificação), remoção de fósforo. Discute-se ainda desta 2ª fase os resultados do balanço de material nitrogenado, como também os resultados dos testes de produção de lodo e as características de sedimentabilidade do lodo (IVL_{30}).

5.3.1 – Desempenho dos Sistemas

Semelhantemente ao item 5.2.1 os parâmetros monitorados relativos à eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos foram: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV) e Turbidez. Quanto à remoção de nitrogênio e fósforo: o nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), nitrato ($N-NO_3^-$), nitrito ($N-NO_2^-$), total Kjeldahl (NTK) e os parâmetros correlatos alcalinidade e pH e finalmente o fósforo total (P-total) e solúvel (P-orto)

Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos Suspensos

A remoção de sólidos e DQO não parece ter sido afetada pela adição de dosagens diferentes de cloreto férrico (R_1) e sulfato de alumínio (R_2) a eficiência média de remoção de SST nos três reatores variou de 84 a 90 %, enquanto que a remoção de DQO de 80 a 88 %, independente da adição ou não de coagulante.

Embora se saiba que a remoção de material coloidal é auxiliada pela adição de coagulantes os valores da turbidez residual em todos os três reatores foram sempre baixos (menores que 13 UNT) mesmo para o reator que não recebeu coagulante. Essa alta eficiência se deve a eficiente floculação do lodo biológico e as características de sedimentação do lodo floculado.

Uma das variáveis que mais tem merecido a atenção dos órgãos de controle ambiental é a DBO_5 . Também este parâmetro não parece ter sido afetado pela adição dos sais de ferro ou alumínio, embora a maior remoção tenha sido observada no reator que não recebeu coagulante. A redução média no teor de DBO_5 variou de 93 até 98 % e o efluente produzido nos três reatores tinha concentração menor que 25 mg/L. Para dosagens de 120 mg/L de ambos os coagulantes a concentração residual de DBO_5 foi inferior a 10 mg/L. Efluentes com estas características, com concentração bem inferior ao padrão de lançamento de 60 mg/L imposto por vários Estados brasileiros, podem ser descarregados com segurança em corpos da água, desde que sua capacidade de diluição seja adequada para manter o valor limite de 5 mg/L (considerando que a maioria dos corpos da água receptores no Brasil se enquadra na Classe 2, de acordo com o Art. 5º da Resolução CONAMA nº 20, 18/06/86).

As reações de hidrólise dos eletrólitos Fe^{2+} e Al^{3+} provocam uma demanda de alcalinidade e um aumento na acidez da água. Como consequência o valor do pH diminui. Para as dosagens aplicadas o consumo de alcalinidade seria de 27 a 57 mg $CaCO_3$ /L para a alcalinidade do esgoto de Campina Grande (média de 370 mg $CaCO_3$ /L) a alcalinidade final (após a adição do coagulante) seria de 343 a 313 mg $CaCO_3$ /L. Esses valores são bem maiores que aquele citado por van Haandel e Marais (1999) como limite para não comprometendo a estabilidade do sistema de lodo ativado.

Remoção de Nitrogênio

Quando se analisa os dados das Tabelas 4.1 (1ª Fase do Experimento) e 4.5 a 4.8 (2ª Fase), pode-se observar que as menores concentrações de nitrato no efluente foram obtidas durante a 1ª Fase, quando os reatores não recebiam os sais coagulantes e quando foram operados com idades de lodo de 3, 5 e 10 dias. Durante a 2ª Fase foram os maiores valores da concentração de nitrato sem, contudo, estar o aumento da concentração de nitrato relacionada com as dosagens de cloreto férrico e sulfato de alumínio e sim provavelmente à qualidade do efluente digerido que alimentava os reatores. Os baixos valores da concentração de nitrato encontrados nos efluentes dos reatores na 2ª Fase, assim como na 1ª Fase, podem estar relacionados a algum fator inibitório do processo de nitrificação não identificado na pesquisa.

Os valores de NTK e N-NH₃ são praticamente iguais nos efluentes dos reatores aerados levando a conclusão que praticamente não havia nitrogênio na forma orgânica. Essa observação pode ser verificada pelos baixos valores da concentração de nitrogênio orgânico nos efluentes. Também no efluente do reator UASB pode ser observado que a concentração desses dois parâmetros está bastante próxima o que denota que o processo de amonificação no reator UASB foi bastante eficiente.

Remoção de Fósforo

De acordo com dados experimentais obtidos nas Tabelas 4.5 a 4.8, Capítulo 4, foi observada uma considerável remoção de fósforo total (76%) e ortofosfato solúvel (88%) para a dosagem aplicada de 120 mg/L de cloreto férrico. O efluente final produzido apresentava uma concentração residual de fósforo total e solúvel de 1,8 e 0,8 mg/L, respectivamente. Isto pode ser explicado pelo fato de que os produtos de hidrólise predominante durante a coagulação serem flocos varredores. Os cátions hidratados formados pelos íons de ferro em solução aquosa reagem com o fósforo solúvel dando como produto da reação o fosfato de ferro (FePO₄), produto insolúvel sob a forma de um pequeno floco gelatinoso, sedimentável (Aisse et al., 2001; Stumm e Morgan, 1981).

Com relação ao emprego de sulfato de alumínio, foi também observada uma considerável remoção de fósforo total (61%) e ortofosfato solúvel (77%) para uma dosagem de 120 mg/L, produzido um efluente tratado com concentração residual de fósforo total e

solúvel de 3,0 e 1,4 mg/L, respectivamente. Ødegaard (1995) usando uma dosagem de 300 mg/L de sulfato de alumínio diretamente em esgotos sanitários brutos obteve um residual de fósforo de 0,1 mg/L. Já Cosentino (2002), aplicando uma dosagem de 150 mg/L de sulfato de alumínio em efluentes anaeróbios de reatores do tipo UASB, obteve residual de fósforo de apenas 0,45 mg/L. O percentual de remoção de fósforo pode ser explicado pelo fato de que os fosfatos são incorporados aos sólidos suspensos de natureza química ($\text{Al}(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (fosfatos de alumínio pouco solúveis) e, na seqüência, removidos por sedimentação (WPCF, 1995).

Observa-se que embora se tenha obtido um excelente desempenho dos sistemas que receberam tratamento químico com sais de ferro e alumínio, o residual ainda é alto considerando-se que a concentração limite de fósforo em corpos d'água de Classes 1, 2 e 3, é de 0,025 mg/L (Resolução nº 357 do CONAMA). Desta forma, o lançamento de efluentes eficientemente tratados quanto à remoção de fósforo só pode ser feito se a capacidade de diluição do corpo d'água receptor for suficiente para que a Resolução do CONAMA seja atendida.

5.3.2 Sedimentabilidade do Lodo

Os resultados experimentais mostraram que no período de operação dos três reatores, parece não influenciar tanto na eficiência do tratamento como nas características de sedimentação do lodo. O lodo mantém sua excelente sedimentabilidade nos três reatores, embora se perceba que há uma tendência de aumento do IVL₃₀, quando da utilização de tratamento físico-químico. Índice volumétrico do lodo não apresenta uma constância dos dados durante o período de monitoramento, isto pode ser atribuído a problema de operação dos SLA durante o período monitoramento.

5.3.3 Balanço de Massa de Material Nitrogenado

Foi efetuado o balanço de massa do material nitrogenado cujos resultados estão apresentados nas Tabelas 4.9 a 4.12. Diferentemente da 1ª Fase o balanço de nitrogênio praticamente fecha, com desvio máximo entre os dados experimentais e o valor teórico de Bn inferior ou igual 10 %. Este desvio é perfeitamente aceitável, segundo van Haandel e Marais (1999), denotando que os procedimentos operacionais e analíticos foram adequados.

5.3.4 – Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀)

Os resultados dos testes de sedimentabilidade usando-se o Índice Volumétrico de Lodo como parâmetro mostram que a adição de cloreto férrico e sulfato de alumínio não teve nenhum efeito sobre a sedimentabilidade do lodo. Assim como na 1ª Fase os valores médios de IVL₃₀ obtidos para as diferentes dosagens foram baixos com um máximo de 53 mL/g. Mas houve um aumento do IVL₃₀ com o acréscimo dos sais coagulantes, quando aplicado 100 mg/L elevou 27% em relação ao reator que não utilizou.

5.3.5 – Produção de Lodo

Como era esperado com o aumento da dosagem dos sais coagulantes a produção de lodo aumentou em termos de sólidos suspensos totais (Tabelas 4.17 a 4.20). Para as dosagens de 120 mg/L de sais ferro e alumínio o aumento na produção de lodo nos reatores R₁ e R₂ com relação ao R₃ que não recebeu coagulante foi, respectivamente de 65 e 64 %. Esse aumento substancial da massa de lodo constitui uma das desvantagens do tratamento físico-químico já que aumentam os custos com a desidratação-secagem, transporte e disposição final do lodo.

O lodo gerado com cloreto férrico produz menos impacto ambiental que o gerado com sulfato de alumínio, podendo ser usado para fertilizar solos pobres de ferro, como também, matéria orgânica, macro e micronutrientes que exercem um papel fundamental na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo. Diferentemente o lodo gerado pelo emprego de sulfato de alumínio não se aplica a práticas agrícolas devendo ter outro destino. Uma vez que, os aspectos negativos são muitos, provocar malefícios aos seres humanos, caso ocorra à ingestão do alumínio, é danoso ao solo. O alumínio (elemento químico caracterizado como metal pesado) não apenas exerce efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afeta os processos bioquímicos que ocorrem nos solos. A decomposição do material orgânico adicionado ao solo, a mineralização do nitrogênio e a nitrificação podem ser inibidos em locais contaminados por metais pesados (Tsutiya, 2001).

6.0 – CONCLUSÕES

Considerando-se as condições desta investigação experimental e para o esgoto da cidade de Campina Grande, pode-se concluir que:

1. A eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos foi muito boa, independentemente da idade de lodo no reator aerado e da adição ou não dos sais coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio.
2. Para as três idades de lodo pesquisadas (3, 5 e 10 dias) o processo de nitrificação não foi suficientemente eficiente, havendo ainda expressiva concentração de amônia nos efluentes dos reatores operados.
3. A adição de sais de cloreto férrico e sulfato de alumínio não modificou de forma significativa a eficiência do processo de nitrificação nos sistemas de lodo ativado.
4. Independente da adição ou não dos sais coagulantes e da idade de lodo, o lodo gerado nos reatores aerados apresentaram excelentes características de sedimentação com IVL_{30} menores que 53 ml/g.
5. A produção de lodo no SLA com 3 dias de idade de lodo foi no mínimo 2 vezes maior que àquela determinada no reator com 10 dias de idade de lodo.
6. A produção de lodo nos reatores aerados que receiam a dosagem dos sais coagulante foi no mínimo 3 vezes àquela determinada no reator que não recebeu coagulante.
7. Foram removidos 88% e 77% de ortofosfato, quando se aplicou 120 mg/l de Cloreto de Férrico e Sulfato de Alumínio, respectivamente.
8. Para as dosagens aplicadas (60, 80, 100 e 120 mg/L) o cloreto férrico foi mais eficiente que o sulfato de alumínio quanto à redução do teor de fósforo.
9. Não havendo capacidade de diluição do corpo da água receptor, a qualidade dos 3 efluentes produzidos não atenderão à Resolução CONAMA nº357 para recebimento por corpos da água.

7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA, R. G.; FLORENCIO, L.; ALEM SOBRINO, P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação. In: Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador), **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, p.333-376. Projeto PROSAB/FINEP. Belo Horizonte, 2001.

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, 1993, p49-85.

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, 19 a 23 de setembro. Natal – RN, 1993, Rio de Janeiro, ABES, 1993, **Anais**. p. 222-243.

APHA. AWWA. WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 15 ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995, 1134p.

ARAÚJO, A. L. C. **Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgotos sanitários**. Campina Grande: UFPB – Campus II, 1993, Dissertação de Mestrado, 102p.

ARBOLEDA VALENCIA, J. **Teoría y práctica de la purificación del agua**, v. 1. 3. ed. Santa Fé de Bogotá: Mc Graw-Hill Interamericana S. A., 2000. 362p.

BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control de nitrogen in wastewater treatment.** London, E & F. N. Spon. 1983, 146p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária.** 3ª ed. CETESB, São Paulo, 1986, 616p.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial da União.** Distrito Federal, jul. de 1986, 20p.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União.** Distrito Federal, mar. de 2005, 23p.

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.

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.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C. Comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e Dilallo para a determinação da alcalinidade e AGV. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 2, p. 47-52, abr./jun. 2000a.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de Águas Residuárias.** Reatores Anaeróbios, v. 5. 1 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 246p.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN ANDEL, A. C.; AISSE, M. M.; CAVALCANTI, P. F. F. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: **Tratamento de esgotos sanitarios por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro, PROSAB, 1999. p.155-198.

COSENTINO, P. R. S. **Pós-tratamento físico-químico de efluentes pré-tratados anaerobiamente.** Campina Grande, 2002. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campus II, Paraíba, 2002, 94p.

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

DICK, R. I. **Role of activated sludge final settling tanks.** Journal San. Eng. Div. ASCE, nº 96, p. 423, 1970.

ESTEVEES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Editora Interciência/Finep, 1998. 602p.

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

GUIMARÃES, Patrícia. **Sistema de lodo ativado em bateladas seqüenciais para pós-tratamento de esgoto digerido em um reator UASB.** Natal, 2005. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, RN, 2003.

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 Modeling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment 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, 2000, 197 p.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse.** 3. ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1991. 1334p.

ØDEGAARD, H. **Optimization of flocculation/flotation in chemical wastewater treatment.** Wat. Sci. Tech., London, v. 31, n. 3-4, 1995, p.73-82.

OLIVEIRA, J. S. **Operações e processos fundamentais em engenharia sanitária. Fundamentos da depuração biológica.** Ed. Universidade de Lisboa, Vol. III, Portugal, 1982, 256p.

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P.; FORESTI, E.; CAMPOS, J. R. **Post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating domestic sewage by dissolved-air flotation.** In: V Taller y Seminario Latinoamericano TRATAMIENTO ANAERBIO DE ÁGUAS RESIDUALES, 27-30 october 1998. Viña del Mar, Chile.

RODRIGUES, A. Q. **Caracterização do lodo heterotrófico de sistemas de lodo ativado aerado a partir de esgoto bruto e digerido.** Campina Grande, 2005. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2005.

SANTOS NETO, J. V. dos; OLIVEIRA, F. F. de; CHIABAI, R.; MORGAN, L. S.; ZANDONADE, E.; BAZZANELLA, B. B.; GONÇALVES, B. F. **Filtração terciária com pré-tratamento físico-químico em uma ETE do tipo UASB + biofiltros aerados submersos.** In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 14 a 19 de setembro. Joinville – SC, 2003, Trabalhos técnicos em CD-ROM. Rio de Janeiro, ABES, 2003.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering.** 4th ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1994. 658p.

SCHELLINKHOUT, A.; LETTINGA, G.; VAN VELSEN, L.; KOOIJMANS, J. L.; RODRIQUEZ, G. The application of the UASB-Reactor for the direct treatment of domestic waste under tropical conditions. **Proceedings of the seminar/workshop: anaerobic treatment of sewage.** Michael S. Switzenbaum (editor and organizer), Massachusetts, 1985, p.259-276.

SETTI, A. A. **A Necessidade do Uso Sustentável dos Recursos Hídricos.** Brasília: IBAMA, 1996, 344p.

SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R. **Manual de Análises Físico-químicos de Abastecimento e Residuárias.** O autor, Campina Grande, 2001.

- SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1.ed. Rio de Janeiro: ABS, 1979, 140p.
- SOUSA, J. T. de. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em bateladas e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. São Carlos: USP, 1996, Tese de Doutorado, 256 p.
- SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas de "wetlands" construídos. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 1, 2000, p.87-91.
- SOUSA, J. T.; VAZOLLER, R. F.; FORESTI, E. Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic sewage. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, Campinas, v. 14, nº 04, 1997, p.309-314.
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry**. Wiley Interscience, New York, EEUU. 1981, 780p.
- TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: **Biossólidos na agricultura**, SABESP. São Paulo, 2001, p.89-131.
- 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.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Epgraf. Campina Grande, 1999, 472p.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente**. Epgraf. Campina Grande, 1994, 208p.
- VESILIND, P. A. **Theoretical considerations: design of prototype thickeners from batch settling tests**. *Water and Sewage Works*, nº 115, 1968, 302p.

VIGOURET, J. Le pontentiel Zêta et son application dans le traitement de l'eau potable. T. S. M. L'eau, Paris, Mars, 1980, p.91-95.

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

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de Águas Residuárias.** Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos, v. 1. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a. 243p.

Tabela A.1 – Resultados das análises de Temperatura (°C) e Potencial Hidrogeniônico, obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Temperatura (°C)						Potencial Hidrogeniônico				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
23/Ago	24,0	23,8	23,9	24,0	23,9	7,39	7,18	7,55	7,67	7,72
25/Ago	24,2	24,0	24,1	23,9	24,0	7,56	7,58	7,92	7,76	8,05
27/Ago	24,5	24,3	24,4	24,3	24,5	7,2	7,39	7,56	7,61	7,56
01/Set	25,1	24,9	25,0	24,9	25,1	7,28	7,55	7,6	7,57	7,52
Média	24,5	24,3	24,4	24,3	24,4	7,4	7,4	7,7	7,7	7,7
Desvio padrão	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
Mediana	24,4	24,2	24,3	24,2	24,3	7,3	7,5	7,6	7,6	7,6
CV	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%	3%

Tabela A.2 – Resultados das análises de Temperatura (°C) e Potencial Hidrogeniônico, obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Temperatura (°C)						Potencial Hidrogeniônico				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
13/Set	24,9	24,6	24,5	24,4	24,8	7,32	7,70	7,27	7,63	7,65
15/ Set	24,8	24,7	24,6	24,5	24,7	7,41	7,63	7,40	7,42	7,48
17/ Set	25,0	24,8	24,7	24,6	24,9	7,34	7,80	7,48	7,50	7,60
21/ Set	24,9	25,1	25,0	24,7	24,9	7,56	7,85	7,39	7,66	7,80
Média	24,9	24,8	24,7	24,6	24,8	7,4	7,7	7,4	7,6	7,6
Desvio padrão	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Mediana	24,9	24,8	24,7	24,6	24,9	7,4	7,8	7,4	7,6	7,6
CV	0%	1%	1%	1%	0%	1%	1%	1%	1%	2%

Tabela A.3 – Resultados das análises de Temperatura (°C) e Potencial Hidrogeniônico, obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 100 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Temperatura (°C)					Potencial Hidrogeniônico				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
05/Out	25,0	24,9	24,8	24,9	24,8	7,61	7,12	7,72	7,66	7,75
14/ Out	25,2	25,0	25,0	24,9	24,9	7,36	7,77	7,34	7,38	7,56
19/ Out	25,0	24,8	24,9	24,8	24,9	7,31	7,64	7,00	7,20	7,55
21/ Out	25,1	24,9	24,8	24,9	25,0	7,43	7,26	7,05	7,25	7,12
Média	25,1	24,9	24,9	24,9	24,9	7,4	7,4	7,3	7,4	7,5
Desvio padrão	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,3	0,3	0,2	0,3
Mediana	25,1	24,9	24,9	24,9	24,9	7,4	7,5	7,2	7,3	7,6
CV	0%	0%	0%	0%	0%	2%	4%	5%	3%	4%

Tabela A.4 – Resultados das análises de Temperatura (°C) e Potencial Hidrogeniônico, obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 120 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Temperatura (°C)					Potencial Hidrogeniônico				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
16/Nov	26,3	25,0	24,7	24,7	24,8	7,36	7,08	7,36	7,38	7,62
19/ Nov	26,1	26,6	26,4	26,7	26,5	7,50	7,41	7,66	7,58	7,75
23/ Nov	26,3	25,6	25,3	25,6	25,3	7,28	7,26	7,49	7,54	7,69
25/ Nov	26,2	26,0	25,5	25,8	25,8	7,27	7,30	7,39	7,51	7,68
Média	26,2	25,8	25,5	25,7	25,6	7,4	7,3	7,5	7,5	7,7
Desvio padrão	0,1	0,7	0,7	0,8	0,7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Mediana	26,3	25,8	25,4	25,7	25,6	7,3	7,3	7,4	7,5	7,7
CV	0%	3%	3%	3%	3%	1%	2%	2%	1%	1%

Tabela A.5 – Resultados das análises de Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L)										
DATA	EB		UASB		R ₁		R ₂		R ₃	
	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-
23/Ago	368,1	320,0	395,9	365,5	222,6	212,3	143,4	133,5	211,9	204,1
25/Ago	365,9	317,8	440,8	420,2	214,0	206,3	132,7	125,3	265,4	253,5
27/Ago	351,0	288,4	423,7	405,4	186,2	174,8	188,3	174,2	229,0	221,7
01/Set	331,8	283,9	424,2	401,1	115,5	102,4	151,2	141,9	130,2	120,3
Média	354,2	302,5	421,2	398,1	184,6	174,0	153,9	143,7	209,1	199,9
Desvio padrão	16,8	19,0	18,6	23,2	48,6	50,5	24,2	21,4	57,2	56,9
Mediana	358,5	303,1	424,0	403,3	200,1	190,6	147,3	137,7	220,5	212,9
CV	5%	6%	4%	6%	26%	29%	16%	15%	27%	28%

Tabela A.6 – Resultados das análises de Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R_1 e R_2 , respectivamente.

Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L)										
DATA	EB		UASB		R_1		R_2		R_3	
	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-
13/Set	314,7	275,5	418,8	399,9	67,3	59,1	158,4	150,2	171,4	159,3
15/ Set	421,3	321,1	431,8	410,4	99,8	91,2	132,4	124,8	149,7	139,8
17/ Set	334,2	284,2	438,3	408,6	97,7	89,0	138,9	131,5	173,6	164,4
21/ Set	308,1	265,9	464,4	412,6	125,9	118,1	145,4	135,3	214,8	201,1
Média	344,6	286,7	438,3	407,9	97,7	89,4	143,8	135,5	177,4	166,2
Desvio padrão	52,3	24,1	19,2	5,6	24,0	24,1	11,1	10,7	27,2	25,6
Mediana	324,5	279,9	435,1	409,5	98,8	90,1	142,2	133,4	172,5	161,9
CV	15%	8%	4%	1%	25%	27%	8%	8%	15%	15%

Tabela A.7 – Resultados das análises de Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 100 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R_1 e R_2 , respectivamente.

Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L)										
DATA	EB		UASB		R_1		R_2		R_3	
	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-
05/Out	434,0	324,4	384,1	347,0	177,9	168,8	186,6	174,9	262,6	247,5
14/ Out	279,9	225,5	420,9	402,1	71,6	62,2	71,6	62,2	110,7	99,6
19/ Out	310,3	262,5	377,6	360,2	36,9	32,1	43,4	38,8	130,2	122,5
21/ Out	319,0	268,6	366,7	326,3	32,6	21,9	34,7	24,2	32,6	24,8
Média	335,8	270,3	387,3	358,9	79,8	71,3	84,1	75,0	134,0	123,6
Desvio padrão	67,6	40,8	23,5	32,0	67,7	67,2	70,1	68,4	95,5	92,5
Mediana	314,7	265,6	380,9	353,6	54,3	47,2	57,5	50,5	120,5	111,1
CV	20%	15%	6%	9%	85%	94%	83%	91%	71%	75%

Tabela A.8 – Resultados das análises de Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 120 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R_1 e R_2 , respectivamente.

Alcalinidade Total e a Bicarbonato (mgCaCO_3/L)										
DATA	EB		UASB		R_1		R_2		R_3	
	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-	Alc. Total	Alc. HCO_3^-
16/Nov	371,1	305,1	392,8	367,3	104,2	95,7	141,1	133,7	230,0	219,6
19/ Nov	355,9	280,9	416,6	363,4	117,2	109,1	184,5	172,7	212,7	201,8
23/ Nov	375,4	306,7	418,8	385,6	136,7	129,2	184,5	172,7	247,4	237,5
25/ Nov	364,6	292,7	412,3	370,4	119,4	111,3	184,5	184,1	262,6	253,2
Média	366,8	296,4	410,1	371,7	119,4	111,3	173,7	165,8	238,2	228,0
Desvio padrão	8,5	12,1	11,9	9,7	13,4	13,8	21,7	22,1	21,6	22,2
Mediana	367,9	298,9	414,5	368,9	118,3	110,2	184,5	172,7	238,7	228,6
CV	2%	4%	3%	3%	11%	12%	12%	13%	9%	10%

Tabela A.9 – Resultados das análises de Ácidos Graxos Voláteis (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Ácidos Graxos Voláteis (mg/L)					
DATA	EB	UASB	R₁	R₂	R₃
23/Ago	81,62	46,18	6,26	5,52	1,30
25/Ago	81,75	26,54	1,17	0,56	9,25
27/Ago	110,78	21,98	8,50	13,99	0,24
01/Set	81,44	31,61	12,02	4,30	5,59
Média	88,9	31,6	7,0	6,1	4,1
Desvio padrão	14,6	10,5	4,5	5,7	4,1
Mediana	81,7	29,1	7,4	4,9	3,4
CV	16%	33%	65%	93%	101%

Tabela A.10 – Resultados das análises de Ácidos Graxos Voláteis (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Ácidos Graxos Voláteis (mg/L)					
DATA	EB	UASB	R₁	R₂	R₃
13/Set	63,92	23,30	2,21	2,29	10,04
15/ Set	193,91	28,20	3,05	1,05	5,68
17/ Set	85,52	44,90	3,19	0,65	4,21
21/ Set	70,02	88,90	1,45	5,95	13,07
Média	103,3	46,3	2,5	2,5	8,3
Desvio padrão	61,1	29,9	0,8	2,4	4,1
Mediana	77,8	36,6	2,6	1,7	7,9
CV	59%	64%	33%	97%	49%

Tabela A.11 – Resultados das análises de Ácidos Graxos Voláteis (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 100 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Ácidos Graxos Voláteis (mg/L)					
DATA	EB	UASB	R₁	R₂	R₃
05/Out	204,8	59,6	3,9	9,1	15,8
14/ Out	94,6	23,2	4,8	4,8	8,1
19/ Out	81,3	20,1	0,0	0,0	1,2
21/ Out	86,5	66,4	7,2	7,1	1,5
Média	116,8	42,3	4,0	5,3	6,7
Desvio padrão	58,9	24,1	3,0	3,9	6,9
Mediana	90,6	41,4	4,4	6,0	4,8
CV	50%	57%	75%	75%	104%

Tabela A.12 – Resultados das análises de Ácidos Graxos Voláteis (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 120 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Ácidos Graxos Voláteis (mg/L)					
DATA	EB	UASB	R₁	R₂	R₃
16/Nov	117,4	36,3	2,8	0,5	6,4
19/ Nov	135,5	91,8	2,0	9,2	7,5
23/ Nov	122,9	51,8	0,8	9,2	5,4
25/ Nov	129,2	69,3	1,8	0,0	4,4
Média	126,3	62,3	1,9	4,7	5,9
Desvio padrão	7,8	23,8	0,8	5,2	1,3
Mediana	126,1	60,6	1,9	4,9	5,9
CV	6%	38%	44%	109%	22%

Tabela A.13 – Resultados das análises de Demanda Química de Oxigênio (mg/L) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Demanda Química de Oxigênio (mg/L)						Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
23/Ago	407	126	34	51	51	312	113	21	19	17
25/Ago	418	202	52	90	60	329	163	29	22	30
27/Ago	382	146	54	81	68	333	99	16	16	15
01/Set	405	115	-	38	66	298	118	23	20	20
Média	403,0	147,3	46,7	65,0	61,3	318,0	123,3	22,3	19,3	20,5
Desvio padrão	15,1	38,7	11,0	24,5	7,6	16,1	27,7	5,4	2,5	6,7
Mediana	406,0	136,0	52,0	66,0	63,0	329,0	113,0	21,0	19,0	17,0
CV	4%	26%	24%	38%	12%	5%	22%	24%	13%	32%

Tabela A.14 – Resultados das análises de Demanda Química de Oxigênio (mg/L) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Demanda Química de Oxigênio (mg/L)						Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
13/Set	299	118	40	40	47	260	103	15	13	18
15/ Set	318	138	62	44	51	306	118	14	12	20
17/ Set	506	207	75	64	71	431	107	17	9	15
21/ Set	391	223	57	53	57	304	103	13	12	17
Média	378,5	171,5	58,5	50,3	56,5	325,3	107,8	14,8	11,5	17,5
Desvio padrão	93,8	51,3	14,5	10,7	10,5	73,6	7,1	1,7	1,7	2,1
Mediana	354,5	172,5	59,5	48,5	54,0	305,0	105,0	14,5	12,0	17,5
CV	25%	30%	25%	21%	19%	23%	7%	12%	15%	12%

Tabela A.15 – Resultados das análises de Demanda Química de Oxigênio (mg/L) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 100 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Demanda Química de Oxigênio (mg/L)					Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
05/Out	324	205	47	50	86	293	146	14	12	16
14/ Out	284	128	49	56	73	266	108	11	14	15
19/ Out	416	160	68	68	68	325	115	15	16	17
21/ Out	372	178	39	32	53	345	113	16	16	15
Média	349,0	167,8	50,8	51,5	70,0	307,3	120,5	14,0	14,5	15,8
Desvio padrão	57,4	32,3	12,3	15,0	13,6	34,9	17,3	2,2	1,9	1,0
Mediana	348,0	169,0	48,0	53,0	70,5	309,0	114,0	14,5	15,0	15,5
CV	16%	19%	24%	29%	19%	11%	14%	15%	13%	6%

Tabela A.16 – Resultados das análises de Demanda Química de Oxigênio (mg/L) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 120 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Demanda Química de Oxigênio (mg/L)					Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
16/Nov	597	233	26	51	51	444	168	7	9	17
19/ Nov	555	230	36	69	76	437	102	9	8	14
23/ Nov	429	201	70	77	74	429	115	8	7	15
25/ Nov	552	260	73	60	63	440	120	9	8	16
Média	533,3	231,0	51,3	64,3	66,0	437,5	126,3	8,3	8,0	15,5
Desvio padrão	72,5	24,1	23,8	11,2	11,5	6,4	28,8	1,0	0,8	1,3
Mediana	553,5	231,5	53,0	64,5	68,5	438,5	117,5	8,5	8,0	15,5
CV	14%	10%	46%	17%	17%	1%	23%	12%	10%	8%

Tabela A.17 – Resultados das análises de Sólidos Suspensos (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Sólidos Suspensos (mg/L)										
DATA	EB		UASB		R ₁		R ₂		R ₃	
	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV
23/Ago	184	164	49	44	11	10	17	12	17	10
25/Ago	186	184	92	68	15	12	21	11	-	-
27/Ago	140	104	61	52	17	14	26	19	23	18
01/Set	212	168	17	12	15	10	25	12	-	-
Média	180,5	155,0	54,8	44,0	14,5	11,5	22,3	13,5	20,0	14,0
Desvio padrão	29,9	35,1	31,0	23,6	2,5	1,9	4,1	3,7	4,2	5,7
Mediana	185,0	166,0	55,0	48,0	15,0	11,0	23,0	12,0	20,0	14,0
CV	17%	23%	57%	54%	17%	17%	18%	27%	21%	40%

Tabela A.18 – Resultados das análises de Sólidos Suspensos (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Sólidos Suspensos (mg/L)										
DATA	EB		UASB		R ₁		R ₂		R ₃	
	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV
13/Set	164	124	41	19	12	6	28	23	8	7
15/ Set	148	84	48	44	30	27	11	6	10	11
17/ Set	374	340	90	57	24	12	16	10	-	-
21/ Set	197	144	38	34	27	16	13	7	31	24
Média	220,8	173,0	54,3	38,5	23,3	15,3	17,0	11,5	16,3	14,0
Desvio padrão	104,2	114,1	24,2	16,1	7,9	8,8	7,6	7,9	12,7	8,9
Mediana	180,5	134,0	44,5	39,0	25,5	14,0	14,5	8,5	10,0	11,0
CV	47%	66%	45%	42%	34%	58%	45%	68%	78%	63%

Tabela A.19 – Resultados das análises de Sólidos Suspensos (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 100 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Sólidos Suspensos (mg/L)										
DATA	EB		UASB		R ₁		R ₂		R ₃	
	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV
05/Out	138	66	41	28	15	11	25	19	25	19
14/ Out	174	140	42	28	38	24	29	17	17	12
19/ Out	138	122	52	45	18	7	19	13	13	6
21/ Out	192	180	37	30	24	8	13	3	15	12
Média	160,5	127,0	43,0	32,8	23,5	12,4	21,4	12,8	17,4	12,4
Desvio padrão	27,0	47,3	6,4	8,2	10,3	7,6	7,1	7,0	5,3	5,3
Mediana	156,0	131,0	41,5	29,0	20,5	9,5	21,8	14,5	15,8	12,3
CV	17%	37%	15%	25%	44%	61%	33%	55%	30%	43%

Tabela A.20 – Resultados das análises de Sólidos Suspensos (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 120 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Sólidos Suspensos (mg/L)										
DATA	EB		UASB		R ₁		R ₂		R ₃	
	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV
16/Nov	276	208	124	104	19	13	34	21	11	9
19/ Nov	380	296	120	98	21	11	23	14	8	7
23/ Nov	288	228	108	89	22	14	39	28	12	7
25/ Nov	336	288	115	95	27	18	40	28	9	8
Média	320,0	255,0	116,8	96,5	22,3	14,0	34,0	22,8	10,0	7,8
Desvio padrão	47,7	43,6	6,9	6,2	3,4	2,9	7,8	6,7	1,8	1,0
Mediana	312,0	258,0	117,5	96,5	21,5	13,5	36,5	24,5	10,0	7,5
CV	15%	17%	6%	6%	15%	21%	23%	29%	18%	12%

Tabela A.21 – Resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) e Nitrogênio Orgânico (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)					Nitrogênio Orgânico (mg/L)				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
23/Ago	67,80	53,80	29,10	20,70	24,10	15,12	3,36	0,00	0,00	0,00
25/Ago	62,20	59,90	30,80	21,80	33,60	15,12	5,60	5,60	5,04	3,36
27/Ago	50,40	57,70	24,10	23,50	28,60	7,28	4,48	1,68	0,00	0,00
01/Set	57,70	62,20	17,90	25,20	18,50	11,76	3,36	0,00	0,00	0,00
Média	59,5	58,4	25,5	22,8	26,2	12,3	4,2	1,8	1,3	0,8
Desvio padrão	7,4	3,6	5,8	2,0	6,4	3,7	1,1	2,6	2,5	1,7
Mediana	60,0	58,8	26,6	22,7	26,4	13,4	3,9	0,8	0,0	0,0
CV	12%	6%	23%	9%	25%	30%	26%	145%	200%	200%

Tabela A.22 – Resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) e Nitrogênio Orgânico (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)					Nitrogênio Orgânico (mg/L)				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
13/Set	48,20	66,10	17,90	27,40	26,30	8,96	8,40	0,00	0,00	0,00
15/ Set	46,50	61,00	18,50	22,40	19,00	8,40	2,80	0,00	0,00	0,00
17/ Set	63,80	67,80	22,40	24,60	24,60	14,56	5,04	0,00	0,00	0,00
21/ Set	48,70	72,80	26,30	26,90	33,00	8,96	6,16	0,00	0,00	1,68
Média	51,8	66,9	21,3	25,3	25,7	10,2	5,6	0,0	0,0	0,4
Desvio padrão	8,1	4,9	3,9	2,3	5,8	2,9	2,3	0,0	0,0	0,8
Mediana	48,5	67,0	20,5	25,8	25,5	9,0	5,6	0,0	0,0	0,0
CV	16%	7%	18%	9%	22%	28%	42%	0%	0%	200%

Tabela A.23 – Resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) e Nitrogênio Orgânico (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 100 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)					Nitrogênio Orgânico (mg/L)				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
05/Out	49,80	61,50	34,20	33,60	40,30	9,52	3,36	0,00	0,00	2,24
14/ Out	52,60	67,20	19,00	16,80	16,80	12,90	3,90	0,00	0,00	0,00
19/ Out	56,60	58,20	10,60	11,20	20,16	10,60	4,50	0,00	0,00	0,00
21/ Out	64,40	54,30	9,00	9,50	1,70	13,44	3,92	0,00	0,00	0,00
Média	55,9	60,3	18,2	17,8	19,7	11,6	3,9	0,0	0,0	0,6
Desvio padrão	6,3	5,5	11,5	11,0	15,9	1,9	0,5	0,0	0,0	1,1
Mediana	54,6	59,9	14,8	14,0	18,5	11,8	3,9	0,0	0,0	0,0
CV	11%	9%	63%	62%	80%	16%	12%	0,0%	0,0%	200%

Tabela A.24 – Resultados das análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) e Nitrogênio Orgânico (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 120 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)					Nitrogênio Orgânico (mg/L)				
	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
16/Nov	65,90	57,90	23,90	29,90	32,10	10,50	12,00	0,00	5,26	4,66
19/ Nov	62,16	57,68	21,28	31,36	26,32	11,80	5,60	0,00	0,00	0,00
23/ Nov	68,32	58,80	26,32	30,80	38,08	3,90	7,80	0,00	1,10	6,70
25/ Nov	67,20	57,12	24,08	27,44	31,92	17,40	6,70	0,00	0,00	0,60
Média	65,9	57,9	23,9	29,9	32,1	10,9	8,0	0,0%	1,6	3,0
Desvio padrão	2,7	0,7	2,1	1,7	4,8	5,5	2,8	0,0	2,5	3,2
Mediana	66,6	57,8	24,0	30,4	32,0	11,2	7,3	0,0	0,6	2,6
CV	4%	1%	9%	6%	15%	51%	35%	0,0%	157%	108%

Tabela A.25 – Resultados das análises de Nitrogênio Amoniacal (mg/L) e Turbidez (UNT), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Nitrogênio Amoniacal (mg/L)						Turbidez (UNT)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
23/Ago	52,60	50,40	29,10	20,70	24,10	166	33	6	6	8
25/Ago	47,00	54,30	25,20	16,80	30,20	147	54	7	7	9
27/Ago	43,10	53,20	22,40	23,50	28,60	122	43	7	10	12
01/Set	45,90	58,80	17,90	25,20	18,50	161	33	9	6	11
Média	47,2	54,2	23,7	21,6	25,4	149,0	40,8	7,3	7,3	10,0
Desvio padrão	4,0	3,5	4,7	3,7	5,2	19,7	10,0	1,3	1,9	1,8
Mediana	46,5	53,8	23,8	22,1	26,4	154,0	38,0	7,0	6,5	10,0
CV	8%	6%	20%	17%	21%	13%	25%	17%	26%	18%

Tabela A.26 – Resultados das análises de Nitrogênio Amoniacal (mg/L) e Turbidez (UNT), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Nitrogênio Amoniacal (mg/L)						Turbidez (UNT)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
13/Set	39,20	57,70	17,90	27,40	26,30	114	19	6	5	8
15/ Set	38,10	58,20	18,50	22,40	19,00	116	29	9	3	6
17/ Set	49,30	62,70	22,40	24,60	24,60	196	57	11	4	7
21/ Set	39,80	66,60	26,30	26,90	31,40	136	35	13	3	9
Média	41,6	61,3	21,3	25,3	25,3	140,5	35,0	9,8	3,8	7,5
Desvio padrão	5,2	4,2	3,9	2,3	5,1	38,3	16,1	3,0	1,0	1,3
Mediana	39,5	60,5	20,5	25,8	25,5	126,0	32,0	10,0	3,5	7,5
CV	12%	7%	18%	9%	20%	27%	46%	31%	26%	17%

Tabela A.27 – Resultados das análises de Nitrogênio Amoniacal (mg/L) e Turbidez (UNT), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 100 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Nitrogênio Amoniacal (mg/L)						Turbidez (UNT)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
05/Out	40,32	58,16	35,28	34,16	38,08	116	87	8	8	13
14/ Out	39,80	63,30	20,20	17,40	19,00	134	26	14	13	13
19/ Out	45,90	53,80	14,60	13,40	21,30	123	26	8	6	9
21/ Out	51,00	50,40	11,20	10,60	10,10	164	42	12	4	15
Média	44,3	56,4	20,3	18,9	22,1	134,3	45,3	10,5	7,8	12,5
Desvio padrão	5,3	5,6	10,6	10,6	11,7	21,2	28,8	3,0	3,9	2,5
Mediana	43,1	56,0	17,4	15,4	20,2	128,5	34,0	10,0	7,0	13,0
CV	12%	10%	52%	56%	53%	16%	64%	29%	50%	20%

Tabela A.28 – Resultados das análises de Nitrogênio Amoniacal (mg/L) e Turbidez (UNT), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 120 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Nitrogênio Amoniacal (mg/L)						Turbidez (UNT)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
16/Nov	55,40	45,90	26,90	24,60	27,40	227	93	10	10	13
19/ Nov	50,40	52,10	26,90	31,40	27,40	250	80	7	7	9
23/ Nov	64,40	51,00	26,30	29,70	31,40	229	88	9	8	10
25/ Nov	49,80	50,40	25,20	28,00	31,40	212	92	12	7	8
Média	55,0	49,9	26,3	28,4	29,4	229,5	88,3	9,5	8,0	10,0
Desvio padrão	6,8	2,7	0,8	2,9	2,3	15,6	5,9	2,1	1,4	2,2
Mediana	52,9	50,7	26,6	28,9	29,4	228,0	90,0	9,5	7,5	9,5
CV	12%	5%	3%	10%	8%	7%	7%	22%	18%	22%

Tabela A.29 – Resultados das análises de Nitrito (mg/L) e Nitrato (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Nitrito (mg/L)				Nitrato (mg/L)			
	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
23/Ago	0,02	2,13	3,75	4,17	0,31	17,37	34,03	27,5
25/Ago	0,01	1,64	2,14	5,27	0,53	15,13	27,89	11,17
27/Ago	0,03	1,98	2,08	4,85	0,43	24,75	27,35	21,18
01/Set	0,04	2,24	1,57	3,83	0,53	38,29	33,17	42,25
Média	0,03	2,00	2,39	4,53	0,45	23,89	30,61	25,53
Desvio padrão	0,01	0,26	0,95	0,65	0,10	10,45	3,48	13,02
Mediana	0,03	2,06	2,11	4,51	0,48	21,06	30,53	24,34
CV	52%	13%	40%	14%	23%	44%	11%	51%

Tabela A.30 – Resultados das análises de Nitrito (mg/L) e Nitrato (mg/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

DATA	Nitrito (mg/L)				Nitrato (mg/L)			
	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
13/Set	0,02	5,77	2,72	5,56	0,48	39,83	32,47	30,79
15/ Set	0,01	1,64	1,20	5,05	0,51	37,98	33,68	34,72
17/ Set	0,01	2,24	1,20	3,96	0,49	38,04	33,62	30,97
21/ Set	0,04	2,26	2,08	4,93	0,46	35,88	35,42	29,75
Média	0,02	2,98	1,80	4,88	0,49	37,93	33,80	31,56
Desvio padrão	0,01	1,88	0,74	0,67	0,02	1,62	1,22	2,18
Mediana	0,02	2,25	1,64	4,99	0,49	38,01	33,65	30,88
CV	71%	63%	41%	14%	4%	4%	4%	7%

Tabela A.33 – Resultados das análises de Fósforo Total (mgP/L) e Ortofosfato (mgP/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 60 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Fósforo Total (mgP/L)						Ortofosfato (mgP/L)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
23/Ago	6,85	6,64	4,00	3,59	6,58	4,67	5,95	3,81	2,96	6,34
25/Ago	8,25	7,88	3,46	3,00	5,54	4,39	6,75	3,12	2,15	5,02
27/Ago	6,17	7,84	4,53	5,65	6,70	3,82	6,35	3,84	4,28	6,16
01/Set	6,37	7,82	5,76	3,81	7,60	4,17	7,56	5,46	2,75	7,11
Média	6,9	7,5	4,4	4,0	6,6	4,3	6,7	4,1	3,0	6,2
Desvio padrão	0,9	0,6	1,0	1,1	0,8	0,4	0,7	1,0	0,9	0,9
Mediana	6,6	7,8	4,3	3,7	6,6	4,3	6,6	3,8	2,9	6,3
CV	14%	8%	22%	29%	13%	8%	10%	24%	30%	14%

Tabela A.34 – Resultados das análises de Fósforo Total (mgP/L) e Ortofosfato (mgP/L), obtidos durante a operação dos sistemas aplicando 80 mg/L de Cloreto Férrico e Sulfato de Alumínio nos SLA R₁ e R₂, respectivamente.

Fósforo Total (mgP/L)						Ortofosfato (mgP/L)				
DATA	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃	EB	UASB	R ₁	R ₂	R ₃
13/Set	5,54	8,53	4,26	4,88	8,34	3,89	7,62	3,07	4,01	7,26
15/ Set	4,93	7,64	4,04	3,39	7,29	3,77	7,38	3,50	2,79	6,83
17/ Set	10,69	8,20	4,51	3,99	7,58	4,09	7,81	2,71	3,74	7,10
21/ Set	6,09	9,01	4,18	3,57	8,77	3,68	7,98	2,88	3,17	7,26
Média	6,8	8,3	4,2	4,0	8,0	3,9	7,7	3,0	3,4	7,1
Desvio padrão	2,6	0,6	0,2	0,7	0,7	0,2	0,3	0,3	0,6	0,2
Mediana	5,8	8,4	4,2	3,8	8,0	3,8	7,7	3,0	3,5	7,2
CV	39%	7%	5%	17%	9%	5%	3%	11%	16%	3%