

Programa de Pós-Graduação em **Engenharia Civil e Ambiental**

Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Departamento de Engenharia Civil

ESTEQUIOMETRIA E CINÉTICA DA REMOÇÃO DE
FÓSFORO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

ÉRICA OLIVEIRA DA NÓBREGA

Campina Grande
Data: JULHO DE 2009

**ESTEQUIOMETRIA E CINÉTICA DA REMOÇÃO DE
FÓSFORO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO**

ÉRICA OLIVEIRA DA NÓBREGA

CAMPINA GRANDE – PB

JULHO DE 2009



ÉRICA OLIVEIRA DA NÓBREGA

**ESTEQUIOMETRIA E CINÉTICA DA REMOÇÃO DE
FÓSFORO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestra.

Área de Concentração:

ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANITÁRIA

Orientadores:

Prof. ADRIANUS C. VAN HAANDEL – MSc. PhD.

Prof^a PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – MSc. Dr^a.

CAMPINA GRANDE – PB

JULHO DE 2009



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCEG

N754e

2009

Nóbrega, Érica Oliveira da.

Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado. / Érica Oliveira da Nóbrega. — Campina Grande, 2009.

82f. : il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.

Referências.

Orientadores: Prof. PhD. Adrianus C. Van Haandel e Profª. Drª. Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti.

1. Remoção Biológica de Fósforo. 2. Respirometria. 3. Sistema de Lodo Ativado. I. Título.

CDU – 661.15'2(043)

ÉRICA OLIVEIRA DA NÓBREGA

**ESTEQUIOMETRIA E CINÉTICA DA REMOÇÃO DE
FÓSFORO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 17/07/2009

COMISSÃO EXAMINADORA:


ADRIANUS VAN HAANDEL – PhD.

Orientador - UFCG


PAULA FRANSSINETTI F. CAVALCANTI – Dr.^a.

Orientadora - UFCG


RUI DE OLIVEIRA – PhD.

Examinador Interno - UFCG


JOSÉ TAVARES DE SOUSA – Dr.

Examinador Externo - UEPB

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado força e coragem para enfrentar todos os desafios para realização deste trabalho e por estar sempre presente em minha vida.

A minha mãe e aos meus irmãos pelo amor, carinho e dedicação.

Aos professores Adrianus Van Haandel, pela paciência e ensinamentos, e Paula Frassinetti, pela compreensão, carinho e orientação durante a execução deste trabalho.

Ao meu tio Inácio pela ajuda financeira durante minha vida acadêmica e minhas tias Toinha e Epifânia, pelo carinho e companheirismo.

Aos colegas de mestrado Fábio, Lilyanne, Roberta, Carlos Henrique, pelo apoio ao longo do curso e, em especial, a Elivânia e Heraldo pelos ensinamentos durante o trabalho experimental.

Aos amigos do PROSAB Israel, Eliane, Danielle, Lincoln, Clélia, Vanessa e Rita pela amizade e incentivo nos períodos de dificuldade e, em especial, Yanna, Nélia, Elizandra, Silvana, Eudes, Priscila, André e Aretho pela colaboração e auxílio prestados durante a pesquisa.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, pelo embasamento teórico.

Aos professores Rui de Oliveira e José Tavares, componentes da banca examinadora, pelas preciosas contribuições para enriquecimento do trabalho.

A Isabel Cristina pelo apoio e dedicação e a Josete pelos serviços prestados.

Ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), pela oportunidade de desenvolver a pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela concessão da bolsa de estudo.

Enfim, a todos que contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

NÓBREGA, E. O. **Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado**. 2009. 82 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

O lançamento, em corpos de água, de efluentes de estações de tratamento de esgoto contendo nutrientes ocasiona a eutrofização destes corpos, degradando-os, resultando, como conseqüência, no crescimento excessivo de algas. Para evitar a eutrofização de corpos d'água receptores, torna-se necessário projetar, executar e operar sistemas de tratamento que, além de remover material orgânico e sólidos suspensos, sejam capazes de remover nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo. Para projetar racionalmente sistemas biológicos de tratamento com remoção eficiente de nutrientes é preciso que se saiba a estequiometria e a cinética das populações bacterianas que se desenvolvem em tais sistemas. Esta dissertação trata de uma investigação experimental onde foram avaliados diferentes sistemas de lodo ativado com o objetivo de caracterizar os aspectos estequiométricos e cinéticos envolvidos no mecanismo de remoção de fósforo. Também foram feitos testes respirométricos associados a análises de laboratório para avaliar a liberação de fósforo e o conseqüente sequestro de material orgânico (acetato) em ambiente anaeróbio e a cinética de utilização do material sequestrado em ambiente aeróbio. Os resultados indicaram que a remoção de fósforo não ocorre a uma alta taxa e que não ocorre a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo em sistemas projetados para remover nitrogênio. A composição do esgoto afluente quanto à razão P/DQO e NTK/DQO e à fração do material facilmente biodegradável, como também a idade de lodo, são fatores importantes para a remoção biológica de fósforo. Foi verificado, ainda, que a respirometria é uma ferramenta fundamental para a avaliação dos aspectos cinéticos envolvidos nos processos biológico de remoção de fósforo.

Palavras – chaves: Remoção biológica de fósforo, respirometria e sistema de lodo ativado.

ABSTRACT

NÓBREGA, E. O. **Stoichiometry and kinetics of the phosphorus removal in activated sludge system**. 2009. 82 p. Dissertation (Master) – Federal University of Campina Grande, Campina Grande, 2009.

Discharge of effluents from waste water treatment plants in water bodies causes eutrophication of these, leading to degradation and resulting, as a consequence, in excessive algae growth. To avoid the eutrophication of the receiving water bodies it is necessary to design, construct and operate waste water treatment plants that, along with removal of organic material and suspended solids, are also capable of removing nutrients, particularly nitrogen and phosphorus. In order to design rationally waste water treatment plants for efficient nutrient removal it is necessary to know the stoichiometry and kinetics of the bacterial populations that develop in those systems. In this work an experimental investigation is described in which several activated sludge systems were operated with the aim to evaluate the stoichiometry and kinetics of the phosphorus removal mechanisms. Respirometry was used in combination with laboratorial testes to evaluate the phosphorus release by activated sludge batches and the consequential sequester of organic material (acetate) in an anaerobic environment as well as the kinetics of the utilization of the sequestered material in a subsequent aerobic environment. The results indicated that phosphorus removal did not occur at and that nitrogen and phosphorus removal did not occur simultaneously in systems designed for nitrogen removal. The composition of the waste water notably the P/COD and TKN/COD ratios and the readily biodegradable fraction of the organic material in the influent and the operational sludge age are important factors. It was also shown that respirometry is a fundamental tool to evaluate the stoichiometric and kinetic aspects of biological nitrogen removal.

Keywords: Biological Phosphorus removal, respirometry, activated sludge system.

SUMÁRIO

RESUMO	V
ABSTRACT	VI
LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE TABELAS	XIII
LISTA DE ABREVIATURA E SÍMBOLOS	XV
INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 1.0 – REVISÃO BIBLIOGRAFICA	3
1.1 – Esgoto Sanitário	3
1.2 – Legislação Ambiental	3
1.3 – Remoção de fósforo	5
1.4 – Remoção Biológica de Fósforo	5
1.4.1 – Aspectos fundamentais da remoção biológica de fósforo.	6
1.4.2 – Sistemas de remoção biológica de fósforo.	16
1.4.3 – Fatores que afetam o desempenho de remoção de fósforo.	20
1.5 – Respirimetria	24
CAPÍTULO 2.0 – MATERIAL E MÉTODOS	26

2.1 – Introdução	26
2.2 – Material	26
2.2.1 – Descrição dos sistemas de lodo ativado operados	26
2.3 – Métodos	32
2.3.1 – Alimentação e operação dos sistemas	32
2.3.2 – Variáveis de monitoramento avaliadas	36
2.4 – Procedimentos utilizados para obtenção dos dados estequiométricos e cinéticos envolvidos no processo de remoção de fósforo.	36
2.4.1 – Testes Respirométricos para avaliação do mecanismo de remoção de fósforo.	36
2.4.2 – Influência da concentração do material biodegradável no afluente.	40
CAPÍTULO 3.0 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
3.1 – Introdução	42
3.2 – Desempenho dos Sistemas de lodo ativado	42
3.2.1 – Desempenho dos sistemas de fluxo contínuo.	42
3.2.2 – Desempenho dos Reatores em Bateladas Seqüenciais (RBS).	46
3.3 – Testes respirométricos para caracterização do mecanismo de remoção biológica de fósforo.	51
3.3.1 – Teste em ambiente anaeróbio/aeróbio.	51
3.3.2 – Teste em ambiente anaeróbio com os sistemas RBS's com excesso de acetato.	54

3.3.3 – Concentração do material biodegradável no afluente.	63
3.3.4 – Teste adicionando fósforo e acetato em condições anaeróbias.	66
CONCLUSÕES	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
APÊNDICE	78

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 REVISÃO DE LITERATURA

Figura 1.1 – Variação das concentrações de ortofosfato e DBO solúvel nas fases anaeróbias e aeróbias.	12
Figura 1.2 – Metabolismo de remoção de fósforo sob condições anaeróbia e aeróbia/anóxica, segundo Smolders <i>et al.</i> (1994).	14
Figura 1.3 – Sistema Phoredox (A/O).	16
Figura 1.4 – Sistema Phoredox (A ² /O).	17
Figura 1.5 – Sistema Bardenpho modificado (5 estágio).	17
Figura 1.6 – Sistema UCT e UCT modificado.	18
Figura 1.7 – Reator de batelada sequencial	19

CAPÍTULO 2 MATERIAL E MÉTODOS

Figura 2.1 – Esquema de montagem dos reatores, decantador e sistema de agitação.	27
Figura 2.1 – Fotografia da estrutura de um dos sistemas construídos.	27
Figura 2.3 – Esquema da disposição das unidades do sistema de Lodo Ativado do tipo Bardenpho Convencional com os fluxos afluente e efluentes, volumes dos reatores e taxas de recirculações de lodo indicados.	28
Figura 2.4 – Esquema da disposição das unidades do sistema de Lodo Ativado do tipo UCT com os fluxos afluente e efluentes, volumes dos reatores e taxas de recirculações de lodo indicados.	29
Figura 2.5 – Esquema da disposição das unidades do sistema de Lodo Ativado do tipo Phoredox com os fluxos afluente e efluentes, volumes dos reatores e taxa de recirculação de lodo indicados.	30
Figura 2.6 – RBS1 (á esquerda) e RBS2 (á direita).	32
Figura 2.7 – Diagrama do reator de batelada sequencial – RBS.	32

Figura 2.8 – Representação esquemática e vista geral dos sistemas de tratamento.	33
Figura 2.9 – Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação de fósforo em excesso (<i>luxury uptake</i>).	38
Figura 2.10 – Esquema do sistema montado para realizar os testes respirométricos.	39
Figura 2.11 – Variações das concentrações de ortofosfato, DQO e nitrato ao longo do tempo nas zonas anaeróbia e aeróbia.	39
Figura 2.12 – Respirograma obtido no teste em batelada com esgoto bruto de Campina Grande para caracterização das frações biodegradáveis afluentes	41

CAPÍTULO 3 RESULTA DOS E DISCUSSÃO

Figura 3.1 – Variações das concentrações de fosfato, nitrato e DQO em sistemas de lodo ativado.	53
Figura 3.2 – Variações das concentrações de ortofosfato, nitrato e DQO em teste em ambiente anaeróbio com excesso de acetato, no lodo do sistema RBS1.	55
Figura 3.3 – Variações das concentrações de ortofosfato, nitrato e DQO em teste em ambiente anaeróbio com excesso de acetato, com o lodo do sistema RBS2.	56
Figura 3.4 – Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação de fósforo em excesso (<i>luxury uptake</i>).	58
Figura 3.5 – Respirograma obtido durante fase aeróbia para o sistema RBS1.	60
Figura 3.6 – Respirograma obtido durante teste em batelada com esgoto bruto de Campina Grande para caracterização das frações biodegradáveis afluentes.	64
Figura 3.7 – Influência da capacidade máxima de remoção de fósforo em função da idade de lodo e da fração do material rapidamente biodegradável no afluente.	66
Figura 3.8 – Respirograma obtido durante teste em batelada com RBS1, com adição de acetato durante cada fase anaeróbia e fósforo no início da primeira fase anaeróbia.	67
Figura 3.9 – Variações das concentrações de ortofosfato nas fases anaeróbia/aeróbia para o sistema RBS1.	68
Figura 3.10 – Respirograma obtido durante teste em batelada com RBS1, com	69

adição de acetato e fósforo, no início de cada fase anaeróbia. esquemática e vista geral dos sistemas de tratamento.

Figura 3.11 – Variações das concentrações de ortofosfato nas fases anaeróbia/aeróbia para o sistema RBS1. 69

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 REVISÃO DE LITERATURA

Tabela 1.1 – Diferenças entre os organismos poli-p e organismos convencionais no sistema de lodo ativado (a 20 °C).	15
--	----

CAPÍTULO 2 MATERIAL E MÉTODOS

Tabela 2.1 – Tempo de duração do ciclo operacional dos RBS's.	35
Tabela 2.2 – Condições operacionais dos sistemas operados.	35
Tabela 2.3 – Parâmetros analisados na monitoração e seus respectivos métodos analíticos.	36

CAPÍTULO 3 RESULTA DOS E DISCUSSÃO

Tabela 3.1 – Valores médios, máximos e mínimos das variáveis DQO, NTK, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, alcalinidade e sólidos nos afluentes e efluentes e reatores aerados dos sistemas Bardenpho Convencional e UCT para idades de lodo de 20 e 15 dias.	43
Tabela 3.2 – Valores médios, máximos e mínimos das variáveis DQO, NTK, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, alcalinidade e sólidos nos afluentes, efluentes e reatores aerados dos sistemas Phoredox para idades de lodo de 5 e 3 dias.	44
Tabela 3.3 – Valores médios, máximos e mínimos das variáveis DQO, NTK, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, alcalinidade e sólidos nos afluentes, efluentes dos sistemas RBSs para idade de lodo de 15 dias.	48
Tabela 3.4 – Valores médios de alguns parâmetros estequiométricos em diferentes sistemas de lodo ativado.	49

Tabela 3.5 – Liberação de fosfato e absorção de acetato em bateladas de diferentes lodos em ambiente anaeróbio.	54
Tabela 3.6 – Liberação de fosfato e absorção de acetato em sistemas RBS's submetidos a ambiente anaeróbio com excesso de acetato.	56
Tabela 3.7 – Liberação de fosfato e absorção de acetato no reator RBS1.	57
Tabela 3.8 – DQO obtida através dos pontos coletados durante a fase anaeróbia/aeróbia e os valores respectivos estimados a partir do teste de respirometria.	60
Tabela 3.9 – DQO afluyente (S_a), concentrações do material rapidamente biodegradável no afluyente (S_{bsa}) e do material lentamente biodegradável no afluyente (S_{bpa}), frações biodegradáveis solúveis (f_{bs}), biodegradáveis total (f_b) e frações não biodegradáveis total (f_u) do esgoto de Campina Grande obtidas através de testes respirométricos.	65

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AGV:	Concentração de ácidos graxos voláteis ($\text{mgHAc} \cdot \text{L}^{-1}$);
ASM:	Activated Sludge Model (modelo de lodo ativado);
ATP:	Adenosina Trifosfato;
ATU:	Alto Tit Uréia;
b:	Constante de decaimento de lodo ativo;
CAGEPA:	Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba;
CLP:	Controlador lógico programável;
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente;
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);
DQO:	Demanda Química de Oxigênio ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);
dS_{seq}/dt :	Varição da concentração da DQO sequestrada;
ETE:	Estação de tratamento de esgoto;
EPA:	Environmental Protection Agency;
f:	Fração de lodo orgânico decaído como resíduo endógeno;
f_b :	Fração biodegradável de esgoto;
f_{bp} :	Fração biodegradável particulada de esgoto;
f_{bs} :	Fração biodegradável solúvel de esgoto;

f_{cv} :	Produção de massa bacteriana (gSSV/gDQO);
f_{up} :	Fração de DQO não biodegradável e particulada;
f_{us} :	Fração de DQO não biodegradável e solúvel;
f_p :	Fração de fósforo em lodo volátil ($\text{mgP} \cdot \text{g}^{-1} \text{SSV}$);
f_{pr} :	Constante de proporcionalidade ($\text{mgP}_{\text{liberada}}/\text{mgDQO}_{\text{sequestrada}}$);
IWA:	International Water Association;
K_{sseq}	Constante de meia saturação de Monod para o material sequestrado;
K_{mseq}	Constante de utilização da DQO seqüestrada;
MO:	Matéria Orgânica;
mP_1 :	Massa de fósforo necessária para a produção de lodo por unidade de massa de DQO afluyente (mgP/mgDQO);
mX_a :	Massa de lodo ativo no sistema por unidade de massa de DQO aplicada diariamente ($\text{mgSSV}/\text{mgDQO}$);
mX_e :	Massa de resíduo endógeno no sistema por unidade de massa de DQO aplicada diariamente ($\text{mgSSV}/\text{mgDQO}$);
mX_i :	Massa de lodo inerte no sistema por unidade de massa de DQO aplicada diariamente ($\text{mgSSV}/\text{mgDQO}$);
mX_v :	Massa de lodo volátil no sistema por unidade de massa de DQO aplicada diariamente ($\text{mgSSV}/\text{mgDQO}$);
NADH2:	Nicotinamida adenina dinucleotídeo;
N- NO_3^- :	Nitrogênio como nitrato;
N- NO_2^- :	Nitrogênio como nitrito;

NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN.L^{-1});
OAF:	Organismos acumuladores de fosfato;
OAFD:	Organismos acumuladores de fosfato desnitrificantes;
OD:	Oxigênio Dissolvido ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$);
OD _{máx} :	Concentração de oxigênio dissolvido de referência superior ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$);
OD _{min} :	Concentração de oxigênio dissolvido de referência inferior ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$);
PHA:	Polihidroxidoalcalanato;
PHB:	Polihidroxidobutirato;
PHV:	Polihidroxidovalerato;
pH:	Potencial hidrogeniônico;
P-Orto:	Concentração de Ortofosfato (mgP.L^{-1});
P _r :	Concentração de fosfato liberado para a fase líquida (mgP/L de licor misto);
PROSAB:	Programa de Saneamento Básico;
Q:	Vazão afluyente (L/dia);
RBFE:	Remoção biológica de fósforo em excesso;
RBS:	Reator de Bateladas Sequências;
R _s :	Idade de lodo do sistema (dia);
S _{ba} :	DQO biodegradável do afluyente;
S _{bsa} :	DQO biodegradável e dissolvida do afluyente;

S_{bpa} :	DQO biodegradável e particulada do afluente;
SLA:	Sistema de lodo ativado;
S_{seq} :	DQO seqüestrada;
S_{ta} :	DQO total do afluente (mg/L);
S_{te} :	DQO total efluente (mg/L);
S_{ua} :	DQO não biodegradável afluente;
S_{upa} :	DQO não biodegradável e particulada do afluente;
S_{usa} :	DQO não biodegradável e dissolvida do afluente;
SST:	Concentração de sólidos suspensos totais (mgSST.L ⁻¹);
SSV:	Concentração de sólidos suspensos voláteis (mgSSV.L ⁻¹);
SSVLM:	Sólidos suspensos voláteis no licor misto;
TCO:	Taxa de Consumo de Oxigênio (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹);
TCO _{end} :	Taxa de Consumo de Oxigênio endógena (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹);
TCO _{max} :	Taxa de Consumo de Oxigênio máximo (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹);
TCO _{ex,p,max} :	Taxa de Consumo de oxigênio exógena máxima atribuível à utilização da DQO sequestrada pelos OAF (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹);
TCO _{ex,max} :	TCO de Consumo de oxigênio exógena máxima atribuível à utilização da DQO não sequestrada pelas bactérias heterotrófica ordinárias (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹);
TDH:	Tempo de detenção hidráulica (h);
Δt :	Variação de tempo (h);

- TRS: Tempo de retenção de sólidos;
- UCT: *University of Cape Town*
- X_a : Concentração de bactérias heterotróficas;
- Y: Coeficiente de síntese celular;

INTRODUÇÃO

Águas residuárias, tratadas ou não podem conter quantidades excessivas de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Se tiverem, essas águas ao serem lançadas em corpos d'água superficiais podem desencadear o processo de eutrofização, resultando no crescimento excessivo de algas e comprometendo os seus múltiplos usos.

Em muitos casos o fósforo é o nutriente limitante para o processo de eutrofização de corpos d'água, já que o nitrogênio pode ser capturado da atmosfera por meio de algas fixadoras de nitrogênio e assim encontrar-se disponível em águas superficiais. Devido aos poucos recursos hídricos no nordeste brasileiro e de forma a preservar estes recursos dos problemas causados por descargas excessivas de nutrientes, é necessário projetar sistemas de tratamento que, além de removerem os sólidos sedimentáveis e o material orgânico, sejam capazes de remover nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo. (Van Haandel e Marais (1999) e Além Sobrinho e Samúdio (2000)).

O sistema de lodo ativado (SLA) é uma das formas mais empregadas entre os processos de tratamento biológicos para a remoção, a custo relativamente baixo, dos nutrientes nitrogênio e fósforo. Em sistemas convencionais de lodo ativado, embora uma pequena fração de fósforo seja removida por incorporação no lodo biológico, ainda concentrações elevadas permanecem no efluente tratado, podendo levar à eutrofização do corpo d'água receptor. Através de modificações operacionais dos sistemas convencionais, é possível alcançar um aumento significativo de remoção de fósforo.

Segundo Van Haandel e Marais (1999), há um consenso de que a remoção biológica de fósforo se deve ao desenvolvimento de uma população microbiana com capacidade de armazenar um teor de fósforo superior ao armazenado por outras populações normalmente encontradas em sistemas convencionais de lodo ativado.

Para que se possa projetar racionalmente um SLA para remoção de nutrientes é preciso que se saiba a estequiometria e a cinética das populações bacterianas, removedoras de fósforo, que se desenvolvem em tais sistemas.

Esta dissertação trata da operação de unidades piloto de sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo (UCT - *University of Cape Town*, Bardenpho Convencional e Phoredox) e de reatores em bateladas sequenciais denominados RBS, sob condições operacionais idênticas, exceto quanto à idade de lodo e o tipo de afluente. Esses sistemas foram operados para possibilitar a caracterização da estequiometria e da cinética do mecanismo de remoção de fósforo, utilizando a respirometria como principal instrumento.

A partir do lodo gerado nos sistemas operados foram desenvolvidos testes respirométrico específicos, cujos resultados, analisados com auxílio da teoria de lodo ativado (Modelos I e II da IWA, *International Water Association*), mostraram o desenvolvimento de bactérias acumuladoras de fósforo. O trabalho aqui apresentado teve os seguintes objetivos:

- verificar o desenvolvimento de bactérias acumuladoras de fósforo nos diferentes sistemas de lodo ativado operados;
- verificar o desempenho dos sistemas quanto à remoção de fósforo para diferentes estratégias adotadas (idade de lodo e configuração dos reatores);
- aplicar a respirometria para avaliar a estequiometria e cinética dos processos de remoção de fósforo em excesso.

Esta dissertação é constituída de três capítulos. No Capítulo 1, são apresentados uma revisão sobre os aspectos envolvidos no mecanismo de remoção de fósforo, os diferentes sistemas empregados para este fim e os fatores que influenciam no processo de biológico de remoção de fósforo. No Capítulo 2, se apresenta uma descrição dos materiais e métodos empregados na investigação experimental, destacando-se a respirometria como principal método usado nesta dissertação.

Os resultados e discussão estão abordados no Capítulo 3, sendo os dados organizados em tabelas e figuras como objetivo de facilitar a avaliação dos sistemas operados. E por fim encontra-se as conclusões e as referências bibliográficas.

CAPÍTULO 1

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Esgoto Sanitário

Águas residuárias domésticas são relativamente ricas em compostos de fósforo. Nessas águas o fósforo aparece sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo o ortofosfato a forma mais disponível para o metabolismo biológico (Sawyer *et al.*, 1994; Metcalf e Eddy, 2003 e Von Sperling, 2005).

Em águas superficiais o fósforo aparece devido, principalmente, às descargas de efluentes tratados ou não e águas vindas de áreas agrícolas. A grande maioria do fósforo que chega às estações de tratamento municipais é proveniente de esgoto doméstico. Nesses, o fósforo tem origem principalmente nos restos de comida, dejetos humanos e no uso de detergentes, o que implica em concentração de fósforo bastante variável de uma região para outra, devido aos hábitos sócio-econômicos da população contribuinte.

Jordão e Pessoa (2005) apresentam valores típicos de fósforo total em torno de 20, 10 e 5 mg/L, para esgotos classificados como forte, médio e fraco, respectivamente.

1.2 Legislação Ambiental

Os efluentes provenientes de qualquer fonte poluidora só poderão ser lançados em corpos de água, após o devido tratamento e desde que a qualidade obtida do efluente final atenda às exigências legais impostas em cada país. No caso do Brasil, à Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água receptores, e dá outras providências. Com relação aos nutrientes, o CONAMA fixa um valor máximo para o lançamento de nitrogênio amoniacal total em torno de 20 mgN/L, mas não estabelece padrões de lançamento em relação ao fósforo e às outras formas de nitrogênio. Dessa

forma, as características dos efluentes tratados devem ser compatíveis com a qualidade do corpo receptor. Para corpos d'água pertencentes à classe II, o CONAMA/357 estabelece concentração de fósforo variando de 0,03 mgP/L a 0,05 mgP/L, conforme o tipo de ecossistema aquático (lêntico e intermediário). Esses valores são bastante restritivos e, de certa forma, muito difíceis de serem alcançados através dos métodos convencionais de tratamento biológico de esgoto, sendo então necessário o emprego de sistemas especializados para a remoção de nutrientes.

Jordão e Pessoa (2005) informam que um limite máximo de 1 mgP/L é fixado em vários estados para o lançamento em corpos d'água fechados (lagos, lagoas e baías).

Vários países vêm adotando medidas para evitar a descarga excessiva de nutrientes nos cursos d'água. A Comunidade Européia estabelece para estações de tratamento de água residuária, no caso do lançamento de seus efluentes em corpos d'água sensíveis, ou seja, áreas eutrofizadas ou que possam se tornar eutrofizadas, uma concentração de fósforo total de 2 mgP/L para populações entre 10000 e 100000 habitantes e 1 mgP/L para populações acima de 100000 habitantes (Von Sperling, 2005).

Embora diferentes tecnologias venham sendo desenvolvidas para remoção de nutrientes, visando, desta maneira, maior proteção aos corpos d'água e atendimento aos requisitos legais, poucas estações de tratamento de esgotos (ETE's) no Brasil têm sido projetadas para remoção de nutrientes. Essa afirmação pode ser verificada com o trabalho de Oliveira *et al.* (2005) que, analisando o desempenho de 116 ETE's no estado de São Paulo e Minas Gerais empregando diferentes tipos de tratamento (fossa séptica seguida de filtro anaeróbio, lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lodos ativados, reatores UASB operando isoladamente, reatores UASB seguidos por pós-tratamento), verificaram uma baixa eficiência de remoção de nutrientes, já que nenhuma das tecnologias empregadas foi projetada para este fim. Para as 13 ETE's pesquisadas que empregam sistema de lodo ativado, embora a concentração média de fósforo no efluente de 1 mgP/L, fosse inferior à faixa considerada usual para modalidade (> 4 mg) adaptado de Von Sperling, a eficiência média de remoção de fósforo obtida foi baixa (46%). A baixa concentração de fósforo no efluente está associado à baixa concentração de fósforo no afluente das ETE's, que apresentaram concentrações média de 3 mgP/L.

Capítulo 1

1.3 Remoção de fósforo

A remoção de fósforo de águas residuárias pode ser efetuada por processos físico, químicos, biológicos ou por uma combinação destes. A remoção físico-química de fósforo resulta na sua precipitação, após adição de substâncias químicas como cal, sais de alumínio e ferro. Em muitos trabalhos foi relatado que, para a obtenção de um efluente com baixa concentração de fósforo, é necessário o uso de uma grande quantidade de produtos químicos, o que torna o processo oneroso, além do que resultará numa grande produção de lodo.

Quanto ao tratamento biológico, destacam-se os sistemas de lodo ativado por oferecerem a possibilidade de se remover, das águas residuárias, a custo relativamente baixo, os nutrientes nitrogênio e fósforo. Segundo Barnard (2006), através do tratamento biológico, é possível obter baixa concentração de fósforo, entre 0,1 e 0,15 mgP/L. Concentrações assim tão baixas podem ser alcançadas se for associado à remoção biológica um pós-tratamento físico-químico. A vantagem dessa associação é que se terá uma produção de lodo bem inferior ao tratamento puramente físico-químico.

1.4 Remoção biológica de fósforo

A remoção de fósforo por processos biológicos teve maior desenvolvimento a partir de 1965 com os trabalhos de Levin e Shapiro, os quais observaram que o lodo podia absorver grandes quantidades de fósforo, além de sua capacidade metabólica. Essa absorção em excesso foi denominada de “*Luxury Uptake*” (Jordão e Pessoa, 2005).

O conteúdo de fósforo na fração ativa do lodo tem sido relatado como sendo essencial para os processos de tratamento biológico. Van Haandel e Marais (1999) informaram que uma concentração mínima de 0,025 mgP/mgSSV é requerida da água residuária para a produção de um bom lodo de excesso. Ainda segundo os autores, águas residuárias de origem doméstica, apresentam concentrações de fósforo no lodo acima dos valores mínimos necessários para a produção de lodo excesso. Entretanto, em algumas águas residuárias industriais esta concentração pode não ser suficiente para assegurar um bom funcionamento do sistema de tratamento, sendo necessária à adição de fósforo.

1.4.1 Aspectos fundamentais da remoção biológica de fósforo

Mecanismo de armazenamento de MO e liberação de fósforo

O mecanismo de remoção de fósforo em excesso em sistemas de lodo ativado se dá pelo armazenamento e liberação de fósforo, preferencialmente num ambiente anaeróbio, seguidos da oxidação da matéria orgânica (MO) e sequestro de fósforo.

A verificação da necessidade da existência de uma zona anaeróbia em sistemas de lodo ativado, livre de oxigênio e nitrato, para uma boa remoção de fósforo foi uma das grandes contribuições para uma melhor eficiência do mecanismo de remoção biológica de fósforo em excesso (RBFEE). Quando o lodo é exposto a um ambiente anaeróbio alternativamente ao aeróbio, a fração de fósforo no lodo tende a aumentar devido ao estabelecimento de uma comunidade de micro-organismos capazes de armazenar grandes quantidades de fosfato dentro de suas células, denominados organismos acumuladores de fosfato (OAF) ou organismos poli-p.

O fósforo é importante no mecanismo de transferência de energia da célula, via adenosina trifosfato (ATP) e polifosfato (Metcalf e Eddy, 2003). Na zona anaeróbia, os OAF capturam o material orgânico presente no esgoto (preferencialmente acetato) de forma a obter energia para o transporte de substrato e para a formação e armazenamento de produtos metabólicos orgânicos, como PHB (polihidroxidobutirato), que são essenciais no processo de captação de fósforo. A energia para realização do processo de captura e armazenamento do substrato é fornecida principalmente pela hidrólise do polifosfato armazenado no interior das células dos micro-organismos. Como consequência, fósforo é liberado para o meio na forma de ortofosfato na medida em que ocorre a diminuição do material orgânico na fase anaeróbia. Na ausência de material orgânico, menos PHB será formado na zona anaeróbia, resultando numa menor disponibilidade de energia para a captação de fosfato na fase aeróbia seguinte. Metcalf e Eddy (2003) citam que é possível obter concentrações de ortofosfato na zona anaeróbia acima de 40 mgP/L, contra 5 a 8 mgP/L do afluente, desde que se apresentem condições ideais para o bom desempenho do processo de captura e armazenamento.

A liberação de fósforo também foi verificado durante o período anóxico por Akin e Ugurlu (2004). Foi sugerido que a competição entre OAF e desnitrificantes pode ter

Capítulo 1

provocado essa liberação, aliada à disponibilidade de acetato presente nessa fase, que era capaz de proporcionar desnitrificação e liberação de fósforo, simultaneamente.

Estudo recente feito por Wang *et al.* (2008) mostrou que é possível a remoção de fósforo sem a presença de uma zona anaeróbia específica, ou seja, um reator anaeróbio. Usando um reator de batelada sequencial (RBS) com uma única fase aeróbia de 4 horas de aeração seguida por 4 horas de período inativo (sedimentação/decantação/repouso), obtiveram eficiências de remoção de fósforo acima de 90%.

Siebritz e Marais (1982) *apud* Van Haandel e Marais (1999), verificaram que somente a exposição do lodo a um ambiente anaeróbio não era suficiente para que o processo de liberação e absorção de fósforo aconteça, sendo este influenciado pela concentração de material rapidamente biodegradável na zona anaeróbia. Dessa forma, foi sugerida uma concentração mínima de material solúvel de 25 mg/L na zona anaeróbia, para induzir a absorção em excesso de fósforo. Segundo a Water Research Commission (WRC, 1984) *apud* Soares *et al.* (2001) e Von Sperling (1997), caso a DQO solúvel seja inferior a 60 mg/L é pouco provável se obter uma remoção significativa de fósforo independentemente do processo de tratamento empregado. Já para concentrações acima de 60 mg/L a remoção de fósforo pode acontecer, desde que se exclua o nitrato na zona anaeróbia.

Na ausência do material orgânico rapidamente biodegradável no afluente é necessário se adicionar uma fonte externa de carbono ou promover a fermentação do lodo para o bom desempenho dos processos de remoção biológica de fósforo (Environmental Protection Agency-EPA, 2008). Metcalf e Eddy (2003) citam que são necessários 10 mgAGV/L para a remoção de 1 mg de fósforo.

Como nas águas residuárias os ácidos graxos voláteis (AGV) correspondem a menos de 10% da DQO total afluente, é necessária a presença de uma cultura mista de organismos tanto poli-p como não-poli-p; estes últimos para garantir o processo de conversão do material orgânico afluente em produtos fermentados, já que os OAF não são capazes dessa conversão (Van Haandel e Marais, 1999).

Cybis e Pickbrenner (2003), ao introduzirem um pré-fermentador com o objetivo de aumentar a concentração de matéria orgânica fermentada afluente de um RBS, não

observaram aumento significativo na remoção de fósforo. Os resultados por eles encontrados se apresentaram de forma dispersa, com concentrações no efluente menores ou iguais a 1 mg/L em apenas 40% das amostras analisadas, sendo explicada a baixa eficiência devido aos baixos valores de DQO afluente.

Organismos que se destacam

Várias espécies estão envolvidas na remoção em excesso de fósforo, sendo as primeiras espécies identificadas como responsáveis pelo processo as *Acinetobacter*. Espécies como *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, entre outras, têm-se mostrado efetivas nos processos biológicos de remoção de fósforo.

Sarioglu (2005), investigando a presença de culturas puras de OAF (*Acinetobacter lwoffii* e *Pseudomonas aeruginosa*) na remoção de fósforo em sistemas RBS's contendo inicialmente uma cultura mista, verificou que: (1) a adição de *A. lwoffii* à cultura mista resultou na remoção de 100% de fosfato depois de um mês de operação; (2) a adição das duas culturas puras à cultura mista resultou numa remoção de 20% de fosfato e (3) a adição de *Pseudomonas aeruginosa* à cultura mista resultou na remoção de 25% de fosfato. As diferenças observadas foram associadas às diferentes taxas de crescimento desses micro-organismos.

Espécies de *Pseudomonas* foram estudadas na captação de fósforo em condições anóxicas por Atkinson *et al.* (2000), num sistema de lodo ativado contínuo do tipo Phoredox de três estágios. Embora esse gênero de micro-organismo seja capaz de acumular polifosfato e promover desnitrificação, os resultados por eles encontrados mostraram que, apesar das *Pseudomonas* terem dominado o ambiente anóxico (>60%), somente 3% desta comunidade microbiana estavam ativas nos processos de acumulação de fosfato e desnitrificação simultaneamente, indicando, desta maneira, que outros organismos acumuladores de fosfato desnitrificantes (OAFD) contribuíram para a remoção de fósforo.

Substratos que se destacam

Diversos substratos como propionato, glicose, butirato, etanol, entre outros, têm sido usados para se obter maior eficiência de remoção de fósforo, sendo o acetato o substrato mais utilizado nos processos, devido aos efeitos positivos observados.

Capítulo 1

Atkinson *et al.* (2000) verificaram melhor remoção de fósforo com a adição de acetato ao reator, sugerindo, desta forma, que OAF requerem uma concentração específica de material orgânico rapidamente biodegradável afluente para que eles possam se estabelecer e dominar a comunidade.

Finger e Cybis (1999), utilizando acetato como única fonte de carbono, no tratamento de esgoto sintético num reator RBS, observaram maior liberações de fósforo durante a fase anaeróbia, quando o reator foi alimentado com maior quantidade de material orgânico na forma de acetato, embora que nos ciclos que receberam sobrecarga de acetato tenha havido perda de eficiência de remoção de fósforo.

Nos trabalhos realizados por Callado e Foresti (2001, 2002), com adição de acetato de sódio no início da fase anóxica/anaeróbia, a remoção de fósforo e a desnitrificação ocorreram de forma eficiente. No entanto, o processo de remoção de fósforo foi interrompido quando a fonte de carbono foi suspensa.

A necessidade de um período de aclimação do lodo para os diferentes substratos utilizados tem sido mostrada como sendo essencial para o desempenho seguro dos processos biológicos de remoção de fósforo. Num trabalho realizado por Finger e Cybis (1999), quando acetato foi usado como fonte de carbono, ficou constatada a necessidade de adaptação da biomassa de OAF. Nos experimentos em que não foi adotado um período de aclimação do lodo, o processo de remoção de fósforo não foi estabelecido satisfatoriamente.

Os substratos usados como fonte de carbono, também influenciam na forma como os produtos são armazenados nas células dos OAF. As fontes de carbono são acumuladas como polímeros de carbono chamados polihidroxidoalkalanatos (PHAs), sendo convertido rapidamente para PHB ou polihidroxidovalerato (PHV). Pijuan (2004) verificou-se que, no emprego de acetato, os PHAs foram armazenados principalmente na forma de PHB, enquanto no uso de propionato como PHV.

Mecanismo de oxidação da MO armazenada e absorção de fósforo

O processo de remoção de fósforo, deve-se à utilização do material armazenado na zona anaeróbia, sendo necessária a presença de um oxidante para que a absorção em excesso de fósforo aconteça. Inicialmente foi mostrado que a captação de fósforo se

desenvolvia em condições estritamente aeróbias, sendo o oxigênio usado como acceptor de elétron. Estudos recentes têm mostrado que o processo de captação de fósforo pode acontecer em condições anóxicas, utilizando nitrato e, em alguns casos, nitrito como aceptores de elétrons.

No metabolismo aeróbio e/ou anóxico subsequentes à zona anaeróbia o fósforo é capturado em uma quantidade superior à quantidade liberada na fase anaeróbia, utilizando o PHB armazenado na zona anaeróbia como fonte de carbono e energia, sendo uma parte da energia usada para recuperar o polifosfato liberado na fase anaeróbia e a outra parte da energia usada para crescimento dos microrganismos. Desse modo, há a tendência de se estabelecer um lodo rico em fósforo, podendo chegar até a concentração máxima de 38%, sendo eliminado do sistema através do descarte do lodo de excesso (Van Haandel e Marais, 1999). Ainda segundo os autores, a concentração de fósforo no lodo vai depender da concentração e composição do material orgânico no afluente, das condições operacionais e da configuração do sistema de tratamento, podendo-se esperar massa de fósforo variando de 0,08 a 0,1 mgP/mgSSV, nos sistemas composto por uma população mista (organismos poli-p e não poli-p).

Pijuan (2004) analisando a atividade dos OAF no processo de remoção biológica de fósforo, quando acetato e oxigênio estavam simultaneamente presentes na fase aeróbia, observaram que os OAF, depois de um tempo de permanência em condições estritamente aeróbias, perderam a capacidade de armazenar fosfato. Na adição de acetato em condições aeróbias, duas fases foram distinguidas: a primeira fase aconteceu quando o substrato externo (acetato) estava presente no meio e a segunda fase ocorreu quando o substrato externo havia sido consumido e o substrato armazenado degradado para o processo de captação de fósforo, tendo esses períodos sido denominados de períodos de fartura e escassez de substrato. Os autores observaram que esses períodos comportavam-se de modo similar às fases anaeróbia e aeróbia dos sistemas convencionais de remoção biológica de fósforo. Uma explicação para baixa captação de fósforo é que com maior tempo de permanência em condições aeróbias mais fósforo era liberado na fase de fartura e, assim, menos fósforo era capturado na fase de escassez, o que implicava numa maior concentração de fósforo no efluente.

Capítulo 1

Wentzel *et al.* (1989 a, b) utilizando sistemas de fluxo contínuo do tipo UCT e Bardenpho, com uma cultura aumentada de OAF, verificaram que somente uma pequena fração de *Acinetobacter* poderia usar nitrato como acceptor de elétron e que, no caso de uma cultura aumentada de poli-p, as condições parecem não favorecer o crescimento dos OAFD. Akin e Ugurlu (2004), também verificaram que a captação de fósforo parece não ocorrer quando nitrato está presente como acceptor de elétron durante a fase aeróbia. Desta forma informaram que a presença de uma zona anóxica era benéfica à remoção de fósforo, uma vez que permitia um maior consumo de nitrato, evitando a entrada de altas concentrações na fase aeróbia subsequente à fase anóxica. Foi observado por esses autores que, no RBS sem a fase anóxica, a desnitrificação era incompleta, o que permitia um maior acúmulo de nitrato no sistema, afetando assim as taxas de captação de fósforo na fase aeróbia.

Diferentemente de Wentzel *et al.* (1989, a, b) e Akin e Ugurlu (2004), outros pesquisadores observaram que a captação de fósforo pode ocorrer em condições anóxicas. Isto ocorre devido à habilidade de alguns OAFD em promover desnitrificação e captação de fósforo simultaneamente na fase anóxica. Foi verificado que a presença de OAFD nos processos com remoção conjunta de nitrogênio e fósforo, os custos operacionais podem ser reduzidos, uma vez os níveis de oxigênio e as fontes de carbono necessárias para os processos de desnitrificação e remoção de fósforo, reduzir-se-ão (Oehmen *et al.*, 2007).

Segundo Van Haandel e Van Der Lubbe (2007), a principal diferença no metabolismo dos OAF em condições aeróbia e anóxica é com respeito à relação ATP formado/NADH₂ usado, sendo essa relação 40% menor em condições anóxicas, o que explica a baixa taxa de crescimento dos OAF neste ambiente.

Sin *et al.* (2008) realizando testes em bateladas para avaliar o efeito do nitrito em um RBS durante períodos anóxico e aeróbio, verificaram que a taxa de captação de fósforo na fase aeróbia ficou reduzida em 30% com a adição de 5 mgN-NO₂⁻/L, sendo a atividade inibida para concentração de 10 mgN-NO₂⁻/L. Embora essa inibição fosse reversível, ou seja, na medida que a concentração de nitrito diminuía, até um certo nível, a captação de fósforo se restabelecia, mas de forma mais lenta. Na fase anóxica foi verificado que concentrações de nitrito de até 25 mgN-NO₂⁻/L, não causavam nenhuma inibição nas taxas de captação de fósforo. Comportamento semelhante foi verificado por Lee *et al.* (2001)

que, ao aplicar uma fase anóxica em um sistema RBS, perceberam que as taxas de captação de fósforo aumentaram e que tanto nitrito como nitrato poderia ser usado como acceptor de elétron e que concentrações menores do que 10 mgN-NO₂⁻/L não prejudicavam a captação de fósforo.

De acordo com a Figura 1.1, observam-se os eventos que ocorrem durante as fases anaeróbia e aeróbia num sistema com remoção biológica de fósforo. Na fase anaeróbia e presença de material solúvel o fósforo é liberado devido à necessidade de armazenar o material orgânico presente no meio líquido, enquanto que, na fase aeróbia o fósforo é consumido em quantidade superior a concentração liberada na fase anaeróbia, promovendo a chamada absorção em excesso de fósforo pelo lodo.

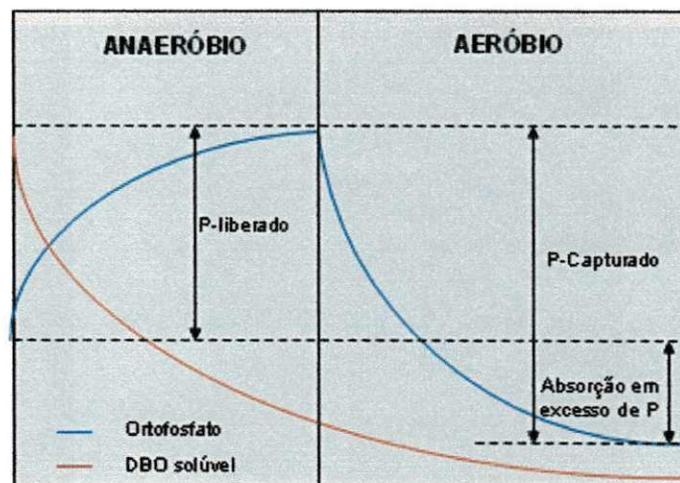


Figura 1.1 - Variação das concentrações de ortofosfato e DBO solúvel nas fases anaeróbia e aeróbia. **Fonte:** Adaptado de Von Sperling (1997).

Modelos que se destacam

Diferentes modelos foram desenvolvidos para descrever os processos de RBEF como os modelos ASM (Activated Sludge Model) e os modelos metabólicos. Esses modelos consistem de um conjunto de expressões estequiométricas e cinéticas que descrevem as transformações bioquímicas envolvidas nos processos de remoção biológica de fósforo (Oehmen *et al.*, 2007).

Entre os modelos matemáticos mais utilizados destacam-se os modelos de lodo ativado ASM, baseados nos estudos realizados pelo grupo de pesquisadores coordenado

Capítulo 1

pelo professor Marais na University of Cape Town - Africa do Sul, e apresentado pela IWA (Internacional Water Association). Esses modelos são utilizados para otimização de projetos e para prever o comportamento de sistemas de tratamento, podendo-se simular todas as possíveis reações que ocorrem nas fases aeróbias, anaeróbia e anóxica como degradação orgânica, nitrificação, captação de fósforo, fermentação, desnitrificação, liberação de fósforo e entre outros.

Os modelos ASM1 (Henzel *et al.*, 1987) e ASM3 (Gujer *et al.*, 2000) não incluem remoção biológica de fósforo, prevalecendo os processos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. O primeiro modelo matemático incluindo remoção biológica de fósforo foi proposto por Wentzel *et al.* (1988, 1989 a, b, 1992). Esse modelo foi reestruturado pelo grupo IWA (1995), dando origem o modelo de lodo ativado (ASM2) que trata dos processos de remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, abrangendo, ainda, precipitação química de fósforo. A versão modificada desse modelo, o ASM2d, foi proposto por (Henze *et al.*, 1998), incluindo desnitrificação por parte dos OAF (Meinhold, 2001). Os sistemas estudados nesta dissertação foram baseados nos modelos de lodos ativados 1 e 2.

Apesar dos estudos já desenvolvidos para a compreensão dos mecanismos envolvidos na RBFE, Jeon e Park (2000) acreditam que o mecanismo exato ainda não é, contudo, bem entendido, devido ser bastante complexo. Finger e Cybis (1999) citam que o processo de remoção biológica de fósforo é extremamente complexo, devido ao fato da maioria das reações ocorrerem no interior da célula dos OAF, sendo ainda afetadas por fatores ambientais e operacionais.

De forma a compreender o metabolismo no interior da célula das bactérias acumuladoras de fosfato, Van Haandel e Van Der Lubbe (2007), apresentam o modelo metabólico desenvolvido por Smolders *et al.* (1994). De acordo com a Figura 1.2 observa-se que os OAF possuem no interior de suas células três produtos armazenados: polifosfato, PHB e glicogênio. Sob condições anaeróbias, a conversão do glicogênio e a degradação do polifosfato geram energia ATP (adenosina trifosfato) e NADH₂ (nicotinamida adenina dinucleotídeo), necessária para o transporte de substrato e para captação e armazenamento de produtos metabólicos como PHB. Em condições anóxicas ou aeróbias, o PHB armazenado será oxidado, liberando energia na forma de NADH₂ que será usada para criar

o ATP necessário para o crescimento de OAF e para reabastecimento de polifosfato e glicogênio. Na Figura 1.2 é apresentado o modelo descrito por Smolders *et al.* (1994).

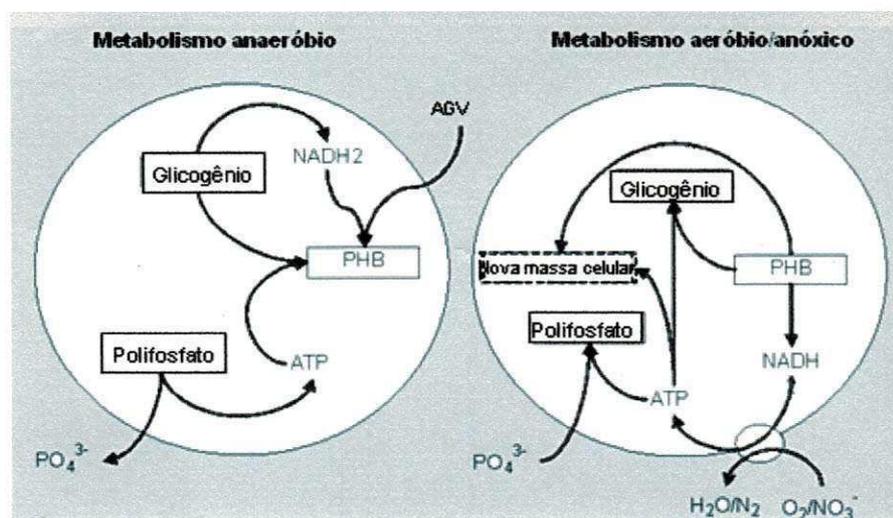


Figura 1.2 - Metabolismo de remoção de fósforo sob condições anaeróbia e aeróbia/anóxica, segundo Smolders *et al.* (1994). **Fonte:** Van Haandel e Van Der Lubbe (2007).

Wentzel *et al.* (1986) *apud* Van Haandel e Marais (1999) utilizando acetato como única fonte de material orgânico, obteve uma cultura pura de poli-p, sendo possível avaliar seu comportamento. Desta forma concluíram que, independentemente das condições operacionais, os PHB formados na fase anaeróbia foram completamente utilizados na fase aeróbia e que no processo de absorção de fósforo nas fases anóxica e aeróbia, polifosfato era produzido e armazenado pelos OAF, resultando numa fração de fósforo no lodo em torno de 38%. Também foi verificado que na fase anaeróbia existe uma proporcionalidade entre a quantidade de AGV sequestrado e a quantidade de fósforo liberado, sendo esta proporção igual a 0,5 mgP_{liberado}/mgDQO_{sequestrada}. Desta forma estabeleceram que a quantidade de fósforo liberado na fase anaeróbia é dada pela Equação 1.1.

$$P_r = f_{pr} * S_{AGV} \quad (1.1)$$

Onde:

P_r = concentração de fosfato liberado para a fase líquida (mgP/L de licor misto);

S_{AGV} = concentração de ácidos graxos voláteis (mgDQO/L);

f_{pr} = constante de proporcionalidade = 0,5 mgP/mgDQO.

Capítulo 1

Wentzel *et al.* (1989 a, b) utilizando acetato como fonte de material orgânico encontraram uma relação de 0,5 e 0,55 mgP/mgDQO. Valores maiores ou menores foram encontrados por outros autores no emprego de acetato. Outras diferenças importantes foram observadas entre os organismos poli-p e os organismos convencionais presentes nos sistemas de lodo ativado. De acordo com a Tabela 1.1, observa-se que a massa de fósforo no lodo poli-p (f_{pp}) é bem maior do que no lodo convencional. Devido ao lento decaimento dos organismos poli-p, em comparação com os sistemas convencionais, somente 25% das bactérias permanecem no sistema como resíduo endógeno, com um teor de fósforo de 2,5 % igual ao dos sistemas convencionais. A baixa razão SVS/STS é devida à grande fração de material inorgânico na forma de polifosfato nesses organismos, o que proporciona uma maior produção de lodo e que deverá ser levado em consideração quando se projeta sistema com remoção de fósforo em excesso (Van Haandel e Van Der Lubbe, 2007).

Tabela 1.1 – Diferenças entre os organismos poli-p e organismos convencionais no sistema de lodo ativado (a 20 °C).

Parâmetro	Símbolo	Organismo	Organismo
		Poli-p	Convencional
Teor de fósforo (mg P.mg ⁻¹ VSS)	f_p	0,38	0,025
Constante de decaimento (d ⁻¹)	b	0,04	0,24
Resíduo endógeno (-)	f	0,25	0,20
Fração de P no resíduo endógeno (mg P.mg ⁻¹ Xe)	f_{pe}	0,025	0,025
Razão SVS/STS (mg SVS.mg ⁻¹ STS)	f_v	0,46	0,80
Fração de desnitrificação (-)	f_{pd}	0,6 – 1,0	1,0
Taxa de desnitrificação (mg N.mg ⁻¹ Xa.d ⁻¹)	K_2 / K_3	0,10 / 0,08	0,10 / 0,08
Liberação de fosfato na zona anaeróbia (mg P.mg ⁻¹ DQO)	f_{pr}	0,5	---

Fonte: Van Haandel e Van Der Lubbe (2007).

1.4.2 Sistemas de remoção biológica de fósforo

Vários sistemas têm sido usados para promover a remoção biológica de fósforo, através de modificações, nas condições operacionais, principalmente na maneira como a zona anaeróbia é mantida e protegida contra a entrada de nitrato. Dentre eles se destacam:

Sistema Phoredox. Proposto por Barnard (1976), o nome Phoredox vem da junção (Phosphorus + redox). De acordo com a figura 1.3, verifica-se que o sistema é simples, composto por um reator anaeróbio e aeróbio, sendo o lodo de retorno recirculado do decantador final para o reator anaeróbio. No sistema Phoredox (A/O) não há remoção de nitrogênio, de modo que não é necessário manter idade de lodo alta (para nitrificação) nem de zonas anóxicas para desnitrificação.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), em sistemas com remoção biológica de fósforo sem nitrificação é desejável que a idade de lodo varie de 2 a 3 dias para temperatura de 20 °C e de 4 a 5 dias para 10 °C, com um tempo de detenção na zona anaeróbia de 30 minutos a 1 hora.

O sistema Phoredox A/O (Anaerobic/Oxic) atualmente tem aplicação em regiões de clima frio ou temperado, sendo de utilidade limitada para regiões de clima quente, uma vez que, mesmo aplicando uma idade de lodo muito curta a nitrificação não pode ser inibida totalmente, e possivelmente, o nitrato formado será introduzido na zona anaeróbia, reduzindo, desta forma, a capacidade de remoção de fósforo no sistema. Sendo assim, há a necessidade de se projetar nas regiões de clima quente, sistemas que incluam tanto remoção de fósforo como remoção de nitrogênio, mesmo que o objetivo principal seja apenas a remoção de fósforo. (Van Haandel e Marais, 1999 e Soares *et al.*, 2001). A Figura 1.3 representa o esquema do sistema A/O.

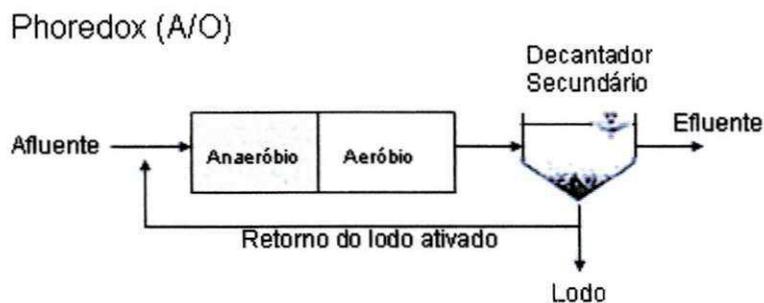


Figura 1.3 - Sistema Phoredox (A/O). **Fonte:** Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Capítulo 1

O sistema A²/O (Anaerobic/Anoxic/Oxic) consiste numa modificação do processo A/O, pela incorporação de um reator anóxico ao sistema, permitindo assim tanto a remoção de fósforo quanto a remoção de nitrogênio. A presença de um reator anóxico é necessária para promover a desnitrificação, evitando, desta maneira, a entrada de nitrato no reator anaeróbio através da recirculação do lodo de retorno. A Figura 1.4 representa o esquema do sistema A²/O.

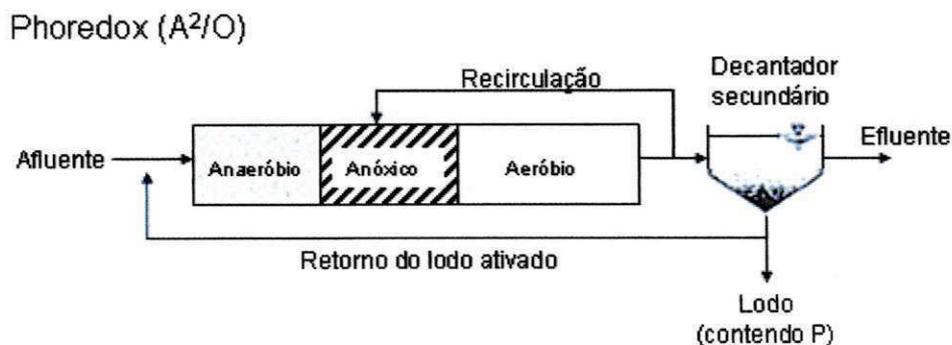


Figura 1.4 - Sistema Phoredox (A²/O). **Fonte:** Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Sistema Bardenpho e Bardenpho modificado (3 e 5 estágios). Esse sistema recebe esse nome devido aos trabalhos do professor Barnard. Através de modificações no sistema Bardenpho Convencional, como a introdução de um reator anaeróbio na linha de tratamento, é possível alcançar remoção biológica de fósforo. Esses sistemas possuem a mesma linha de fluxo que o sistema A²/O, promovendo remoção de fósforo, nitrogênio e carbono. Segundo Metcalf e Eddy (2003) esses sistemas são usados para idades de lodo longas, entre 10 e 20 dias. A Figura 1.5 representa o esquema do sistema Bardenpho modificado (5 estágios).



Figura 1.5 - Sistema Bardenpho modificado (5 estágios). **Fonte:** Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Sistemas UCT e UCT modificado. Essa denominação surgiu após modificações adicionais feitas ao sistema Phoredox por um grupo de pesquisa da Universidade de Cape Town, África do sul. Esse sistema é similar ao processo A^2/O , sendo a recirculação feita da zona anóxica para a zona anaeróbia, evitando-se assim a entrada de nitrato na zona anaeróbia. Na zona anóxica a concentração de nitrato é mantida baixa através do controle da taxa de recirculação do reator aerado. No sistema UCT modificado a zona anóxica é dividida em duas partes para uma maior proteção da zona anaeróbia contra a presença de nitrato. Na primeira zona anóxica que recebe o lodo de retorno, a remoção de nitrato será completa, proporcionando a recirculação dessa zona para a zona anaeróbia, enquanto na segunda zona anóxica que recebe o lodo nitrificado do reator aeróbio, ocorre uma maior desnitrificação. A Figura 1.6 representa os esquemas dos sistemas UCT e UCT modificado.

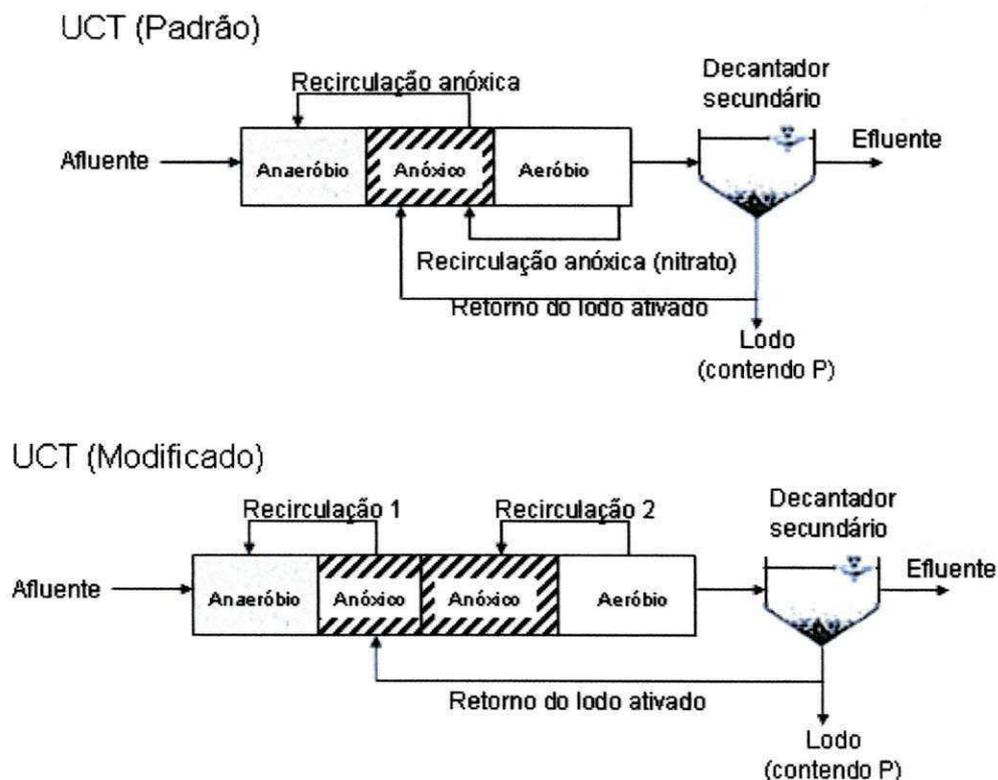


Figura 1.6 - Sistema UCT e UCT modificado. Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Reator de batelada sequencial (RBS). O sistema RBS pode prover a remoção de nutrientes através de mudanças nos ciclos operacionais, como a implantação de uma fase

Capítulo 1

anaeróbia e alternância entre as fases aeróbia e anóxica antes da sedimentação, de modo que uma concentração mínima de nitrato esteja disponível para o ciclo seguinte. Segundo Akin e Ugurlu (2004), o RBS apresenta como vantagens, em relação aos sistemas convencionais de lodos ativados, reduzidos custos operacionais, melhor remoção de nitrogênio e fósforo assim como menos problema de intumescimento do lodo, além da facilidade de ajuste nos ciclos de tratamento. A Figura 1.7 representa o esquema do sistema RBS.

RBS com remoção biológica de fósforo

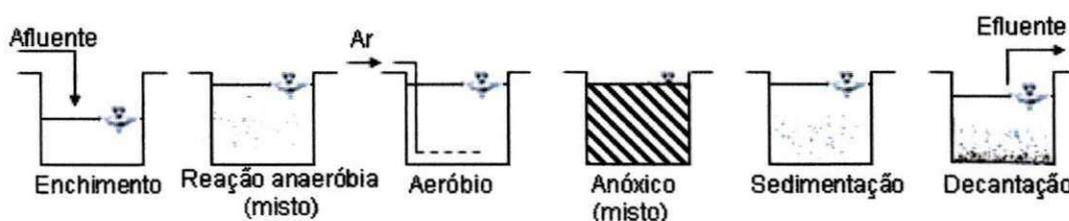


Figura 1.7 - Reator de batelada sequencial. **Fonte:** Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Outros sistemas foram desenvolvidos para promover a remoção biológica de nutrientes, entre os quais Johannesburg, VIP (*Virgínia Initiative Plant*), PhoStrip, BioDeenipho e outros, que não serão discutidos já que não foram objeto de estudos da presente pesquisa.

Baetens (2000) trabalhando com sistemas contínuos do tipo UCT e Phoredox e sistemas RBS, todos operando com idade de lodo de 10 dias, embora tenham observado o desenvolvimento do mecanismo de RBFEE nos sistemas contínuos não obtiveram condições operacionais estáveis. As possíveis causas foram atribuídas às variações da fonte de carbono usada, escassez de AGV e crescimento de organismos predadores. Na adição de acetato como fonte exclusiva de carbono nos ensaios em bateladas com os lodos gerados nos sistemas contínuos, foi possível obter remoção completa de fósforo. Além Sobrinho e Samúdio (2000) obtiveram eficiência de remoção de fósforo na ordem de 70%, num RBS operado com idade de lodo real entre 6,2 e 6,6 dias, tratando esgoto doméstico, enquanto Akin e Ugurlu (2004), utilizando um RBS alimentado com acetato e glicose como fontes de carbono, alcançaram remoção de fósforo de 80 % para uma idade de lodo de 25 dias, apresentando ainda altas concentrações de fósforo no efluente final (4,8 mgP/L).

1.4.3 Fatores que afetam o desempenho de remoção de fósforo

Nos sistemas que incluem RBFEE há vários fatores que podem afetar a eficiência dos processos, sendo estes relacionados a fatores ambientais (temperatura, pH e OD), às características da água residuária e ao projeto e operação dos sistemas.

Baetens (2000) estudando o efeito de diferentes temperaturas (5, 10, 15 e 20°C) nos processos de remoção biológica de fósforo, verificaram que a estequiometria dos processos anaeróbio-aeróbio era insensível às mudanças de temperatura. No entanto, observaram que o processo cinético aeróbio e anaeróbio-aeróbio era afetado pelas mudanças de temperatura, com maiores taxa de captação de fósforo para temperaturas de 15 e 20 °C, enquanto que todas as outras taxas de conversão anaeróbia e aeróbia eram aumentadas com o aumento da temperatura. Para a temperatura de 5 °C o consumo de acetato durante a fase anaeróbia foi incompleto, passando para a fase aeróbia, o que promoveu perda de captação de fósforo.

Ao contrário de Baetens (2000), Erdal *et al.* (2003), analisando o efeito da temperatura no desempenho dos sistemas, observaram que, embora fosse verificado que as taxas cinéticas (captação de acetato, liberação e captação de fósforo, oxidação de PHA, crescimento) diminuíssem com a queda de temperatura, a RBFEE foi melhorada para a temperatura mais baixa (5 °C). Segundo os autores, isso se deve ao processo de seleção proporcionado pela temperatura, em que temperaturas mais altas (20 °C) permitiram uma maior diversidade de micro-organismos competindo pelo substrato, reduzindo assim a eficiência do processo de RBFEE. Para a temperatura mais baixa (5 °C) a competição pelo substrato era reduzida, resultando numa população maior de OAF. Com um único grupo dominando o ambiente, foi sugerido que os organismos pudessem usar outros caminhos metabólicos evidenciando assim, uma maior RBFEE para mais baixas temperaturas.

Lee *et al.* (2001) verificaram que é possível controlar os processos de liberação e captação de fósforo nas diferentes zonas (anaeróbia, anóxica e aeróbia) através do monitoramento do pH. Dessa forma, observaram que, na fase anaeróbia, o pH diminuía continuamente até que todo o fósforo fosse liberado do sistema, enquanto que nas fases anóxica e aeróbia havia um aumento do pH relacionado à captação de fósforo e ao

Capítulo 1

processo de nitrificação, tornando-se constante quando todo o fósforo era capturado do sistema.

Atkinson *et al.* (2000) relataram que no emprego de uma cultura aumentada de OAF, o pH pode aumentar para valores acima de 9 devido à dosagem crescente de acetato, o que pode trazer problemas operacionais e, assim, fazer com que o sistema entre em colapso. Dessa forma, monitoraram os valores de pH nas diferentes zonas (anaeróbia, anóxica e aeróbia), sendo os valores mantidos abaixo de 8 na zona aerada, para evitar a precipitação química de fósforo.

Sedlak (1991) *apud* Metcalf e Eddy (2003) explica que o desempenho dos sistemas com RBFE é pouco afetado pela concentração de oxigênio dissolvido (OD), desde que a concentração na zona aeróbia seja mantido acima de 1 mg/L. Segundo Von Sperling (1997), valores muito baixo de OD podem limitar a nitrificação, promovendo o desenvolvimento de um lodo ruim, enquanto que, para concentrações de OD muito altas, pode haver introdução de oxigênio na zona anóxica, diminuindo a eficiência de desnitrificação e, conseqüentemente, pode haver introdução de nitrato na zona anaeróbia, prejudicando o desempenho dos sistemas com remoção biológica de fósforo.

A presença de nitrato na zona anaeróbia também tem sido relatada em vários trabalhos (Akin e Ugurlu, 2004, Além Sobrinho e Samúdio, 2000, Hoffmann *et al.*, 2004 e Costa, 2005), como sendo responsável pela baixa eficiência encontrado nos processos empregados para remoção de fósforo. Para Akin e Ugurlu (2004) uma das possíveis razões para redução da liberação de fósforo na zona anaeróbia através do nitrato é a captação simultânea de fósforo por OAFD.

Comportamento semelhante foi verificado por Kuba *et al.* (1994), os quais observaram que quando nitrato e acetato estavam simultaneamente presentes na zona anaeróbia, as taxas de liberação de fósforo e a relação fósforo liberado/substrato capturado (P/C) foram muito baixas, sendo esta redução atribuída em parte, à presença de OAFD, que utilizam o acetato para o processo de desnitrificação e não para a liberação de fósforo.

Marcchetto *et al.* (2003) mostraram que, mesmo com a presença de nitrato na fase anaeróbia a liberação de fósforo aconteceu e que concentrações de até 8 mgN-NO₃/L

durante a fase aeróbia, não prejudicava a remoção de fósforo, sendo obtidas eficiências de remoção acima de 80%.

Testes cinéticos para verificação da capacidade de biodesfosfatação do lodo, ou seja, a capacidade de assimilação de fósforo em excesso pelo lodo, foram realizados por Costa (2005) e Hoffmann *et al.* (2004). Nos ensaios em bateladas, verificaram que o processo ocorreu de forma significativa nos períodos em que o reator recebeu elevadas concentrações de material orgânico e quando a nitrificação não se desenvolveu de forma eficiente, favorecendo assim a desnitrificação e a biodesfosfatação. No estabelecimento da nitrificação, o lodo perdeu a capacidade de armazenar e liberar fosfato. Segundo Hoffmann *et al.* (2004), a eficiência de remoção de fósforo depende da disponibilidade de substrato biodegradável e da quantidade de fósforo já armazenado pelo lodo.

Água residuária com baixa concentração de material orgânico rapidamente biodegradável pode influenciar no processo de remoção biológica de fósforo como visto na Seção 1.4.1. Um tempo de contato anaeróbio de 0,25 à 1 hora é citado por Metcalf e Eddy (2003), como adequado para promover a fermentação do material orgânico rapidamente biodegradável. Para tempos de contato maiores na zona anaeróbia, é possível que ocorra liberação de fósforo até mesmo sem adição de acetato e conseqüentemente sem armazenamento de PHB, num fenômeno conhecido como liberação secundária, não sendo possível a captação de fósforo na zona aeróbia subsequente, já que este fenômeno está associado à utilização do PHB armazenado na zona anaeróbia. Scruggs *et al.* (2003) *apud* Barnard (2006) mostraram que a liberação secundária explica porque nem sempre a maioria das estações de tratamento produz efluente com baixas concentrações de fósforo solúvel (< 0,1 mg/L), quando todas as outras condições parecem favorecer o processo.

Em termos de projeto, a idade de lodo ou tempo de retenção de sólido (TRS) é informado como sendo o principal parâmetro para os sistemas de tratamento biológico. Para baixas idades de lodo (3 a 5 dias) é possível obter maior remoção de fósforo, já que a produção de lodo será bem maior. Porém, para valores abaixo dos mencionados, a conversão do material orgânico pode ser incompleta, diminuindo, assim, a concentração de organismos poli-p. Em contrapartida, para idade de lodo mais longa, a conversão do material orgânico será completa, mas, em compensação, o descarte de lodo será menor, afetando assim a remoção biológica de fósforo. (Van Haandel e Marais, 1999).

Capítulo 1

Li *et al.* (2008), aplicando diferentes idades de lodo (8,3 e 16,6 dias), obtiveram maiores remoções de fósforo para a idade de lodo mais baixa de 8,3 dias, apresentando eficiência de remoção de fósforo acima de 90% e concentrações no efluente final abaixo de 1 mgP/L. Para idade de lodo mais longa (16,6 dias), a eficiência de remoção de fósforo foi reduzida (< 80%), podendo ser decorrência do aparecimento de micro-organismos filamentosos. Também para longa idade de lodo foi observada maior taxa de liberação de fósforo e baixo consumo de material orgânico no final do período anaeróbio, indicando provavelmente a ocorrência de liberação secundária.

No caso de projetos com remoção conjunta de nutrientes (nitrogênio e fósforo) as operações para alcançar ambos os objetivos são bastante complexas, uma vez que, para uma boa remoção de fósforo, a presença de uma zona anaeróbia grande é indispensável, o que limita o tamanho da zona anóxica, reduzindo assim a capacidade de desnitrificação. Por outro lado, o emprego de reatores anóxico e anaeróbio grande, reduzirá o tamanho do reator aeróbio, diminuindo assim a nitrificação além da possibilidade de desenvolvimento de lodo filamentosos (Van Haandel e Marais, 1999).

Outro problema é com relação ao lodo gerado nos sistemas com remoção biológica de fósforo, que apresenta grandes quantidades de fósforo e que deve ser tratado adequadamente antes de sua disposição final. Diversos são os processos empregados para este fim. Além Sobrinho e Samúdio (2000), estudando o comportamento do fósforo contido no lodo de excesso, gerado num sistema de lodo ativado com remoção biológica de fósforo, verificaram que o adensamento por flotação era preferível ao adensamento por gravidade, pois minimizava a liberação de fósforo para o líquido. Também, a digestão aeróbia era preferível à digestão anaeróbia, embora na estabilização aeróbia do lodo, quantidades significativas de fósforo fossem liberadas para a fase líquida, com concentração variando de 3,9 mg/L a 28,4 mg/L, que ao serem retornadas aos sistemas de lodos ativados para tratamento do líquido resultante do tratamento biológico do lodo, poderia prejudicar o desempenho destes sistemas, sendo, então necessário um tratamento complementar deste líquido por processos físico-químicos, antes do seu encaminhamento para o sistema.

1.5 Respirometria

A respirometria é uma técnica que vem sendo aplicada no controle e operação de estações de tratamento, em especial sistemas de lodos ativados (Van Rollegem, 2002 e Van Haandel *et al.*, 1998).

Através do monitoramento on-line (respirometria), é possível obter resposta mais rápida às situações anormais que possam causar danos irreversíveis aos processos biológicos de remoção de fósforo, resultando em economia de tempo e dinheiro (Guisasola *et al.*, 2007).

Bernardes (2000) *apud* Soares *et al.* (2001) acredita que a respirometria não vem sendo utilizada de forma constante, nas estações de tratamento do Brasil que empregam sistemas de lodo ativado. Para Soares *et al.* (2001) esta resistência ao uso efetivo da respirometria no controle operacional de estações de tratamento, está associada à necessidade do uso de modelos e métodos computacionais.

Através da respirometria é possível obter a taxa de consumo de oxigênio (TCO) que é um importante indicador da velocidade com que os processos metabólicos se desenvolvem nos sistemas de lodos ativados. Para o presente trabalho as medições da TCO foram feitas de forma semi-contínua, empregando o método clássico descrito por Van Haandel e Catunda (1982), o qual se baseia em períodos alternados de aeração seguidos de não aeração. Durante os períodos sem aeração observa-se a diminuição da concentração de OD (oxigênio dissolvido) devido ao consumo de oxigênio pelas bactérias presentes.

Vários equipamentos têm sido usados para a determinação da TCO. A calibração do aparelho antes do desenvolvimento dos testes é necessária para assegurar uma maior confiabilidade aos dados obtidos. Na presente dissertação foi utilizado o aparelho Beluga, modelo S32c, desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Elétrica da Universidade Federal de Campina Grande.

Como nos processos metabólicos (anabolismo e catabolismo) as taxas de crescimento dos micro-organismos e o consumo de oxigênio estão associados à oxidação do material orgânico, através da respirometria é possível prever a velocidade com que as reações se desenvolvem frente às diferentes condições impostas aos sistemas de lodos ativados.

Capítulo 1

Vários trabalhos têm sido desenvolvidos na Universidade Federal de Campina Grande empregando a respirometria, mediante estudos cinéticos para caracterizar a biomassa presente nos sistemas de tratamento biológico, bem como os parâmetros relacionados às reações biológicas como a variação do oxigênio dissolvido, pH, temperatura, entre diversos outros trabalhos.

CAPÍTULO 2

MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Introdução

Para atender aos objetivos propostos nesta dissertação, foram operados sistemas de lodo ativado com fluxo contínuo e em bateladas seqüenciais, todos tratando esgoto do sistema de esgotamento urbano de Campina Grande, estado da Paraíba. Testes respirométricos, especialmente desenvolvidos durante o trabalho, somados a análises laboratoriais foram as principais ferramentas de avaliação desses processos e também do desempenho dos sistemas operados.

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), no âmbito das pesquisas desenvolvidas do Programa de Saneamento Básico (PROSAB).

2.2 Material

2.2.1 Descrição dos sistemas de lodo ativado operados

Sistemas de fluxo contínuo

Os sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo foram operados em escala piloto e eram do tipo Bardenpho Convencional, UCT (Universidade da Cidade do Cabo – *University of Cape Town*) e Phoredox. Possuíam idênticos volumes e configuração, mas eram diferenciados, entre si, por modificações no sequenciamento dos reatores, pelas taxas de recirculação do lodo e variações na idade do lodo.

Capítulo 2

Todos os reatores e decantadores possuíam forma cilíndrica, sendo os reatores construídos de tubos PVC e os decantadores construídos em fibra de vidro, com vários diâmetros, vedados no fundo por um cap. Um sistema de agitação formado por um motor de 1/3hp, de baixa rotação (45 rpm) e eixos com palhetas mantinham o lodo em suspensão nos reatores e auxiliavam o processo de decantação nos decantadores. O fornecimento de ar ao reator aerado era feito através de aeradores/compressores, que insuflavam bolhas de ar através de pedras porosas presas no fundo do reator, garantindo o suprimento de oxigênio dissolvido (OD) aos micro-organismos. Nas Figuras 2.1 e 2.2 podem ser vistos, respectivamente o esquema e uma foto da configuração e montagem dos sistemas de lodo ativado e do sistema de agitação. Na Figura 2.2 podem ser distinguidos: (1) suporte do sistema de agitação com motor e polias e eixos de agitação; (2) reator aeróbio (centro) e demais reatores (anóxico, anaeróbio) e (3) decantador.

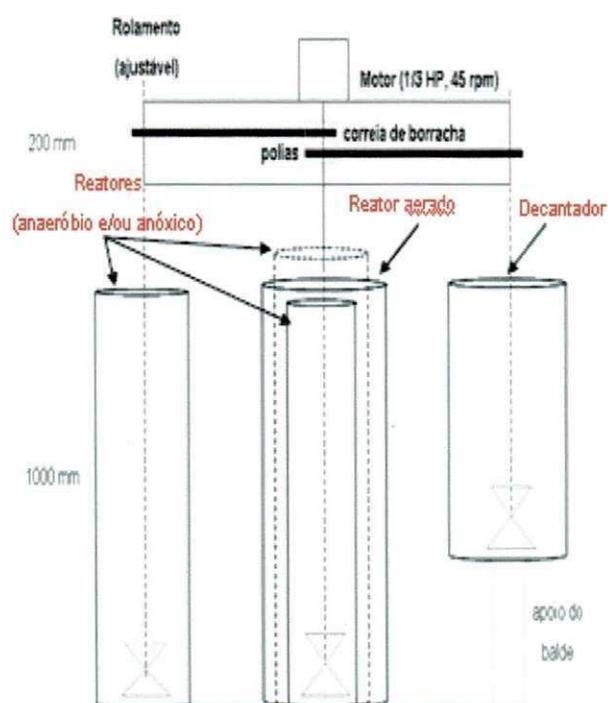


Figura 2.1 - Esquema de montagem dos reatores, decantador e sistema de agitação.

Figura 2.2 - Fotografia da estrutura de um dos sistemas construídos.

Sistema Bardenpho Convencional

O sistema Bardenpho Convencional era formado por três reatores anóxicos, um reator aeróbio e um decantador. O sistema foi dimensionado para promover a remoção biológica de nitrogênio, através dos processos de nitrificação e desnitrificação seqüenciais, mas não a de fósforo em excesso, devido à ausência de uma zona anaeróbia necessária para o desenvolvimento de OAF, sendo o fósforo removido do sistema através do descarte de lodo em excesso. A Figura 2.3 contém um esquema das unidades do sistema (e seus volumes), dos fluxos afluente, efluentes e de recirculação (e suas taxas). No reator R1 (pré-desnitrificação) é esperada uma grande remoção de nitrato, sendo que o nitrato é introduzido no reator através da recirculação do licor misto nitrificado do R3 (aeróbio) e do decantador. No reator R4 (pós-desnitrificação) há remoção do nitrato restante, permitindo assim um efluente livre de nitrato. O licor misto do reator R3 (aeróbio) e o lodo do decantador era recirculado a uma taxa duas vezes maior que a vazão afluente (600 L/d) para o reator R1 (anóxico).

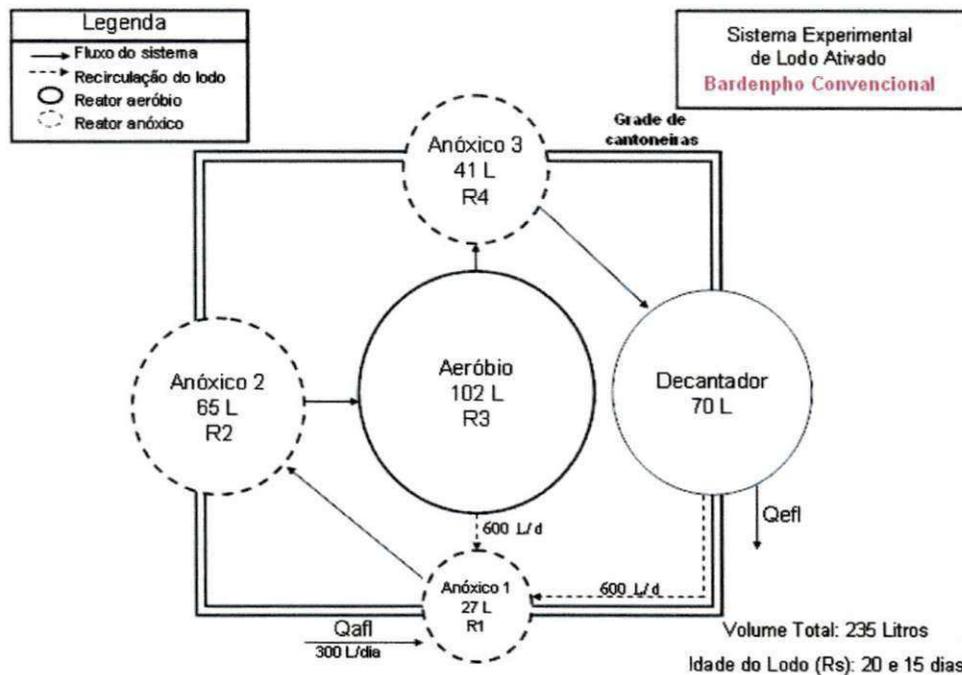


Figura 2.3 - Esquema da disposição das unidades do sistema de Lodo Ativado do tipo Bardenpho Convencional com os fluxos afluente e efluentes, volumes dos reatores e taxas de recirculações de lodo indicados.

Capítulo 2

Sistema UCT

O sistema UCT era composto de um reator anaeróbio, dois reatores anóxicos, um reator aeróbio e um decantador. O sistema foi configurado para promover tanto a remoção biológica de fósforo, através da alternância entre reatores anaeróbio e aeróbio, permitindo, desta maneira, o desenvolvimento dos OAF, como a remoção de nitrogênio, pelos os processos de nitrificação e desnitrificação. O licor misto do reator aerado era recirculado, a uma taxa três vezes maior que a vazão do afluente (900L/d), para o reator R2 (anóxico) assim como também do decantador a uma taxa igual à vazão do afluente (300L/d). Havia também recirculação do reator R2 (anóxico) para o reator R1 (anaeróbio), a uma taxa igual à vazão do afluente (300L/d), permitindo assim uma introdução mínima de nitrato no reator anaeróbio. A Figura 2.4 contém um esquema das unidades do sistema (e seus volumes), dos fluxos afluente, efluentes e das recirculações (e suas taxas).

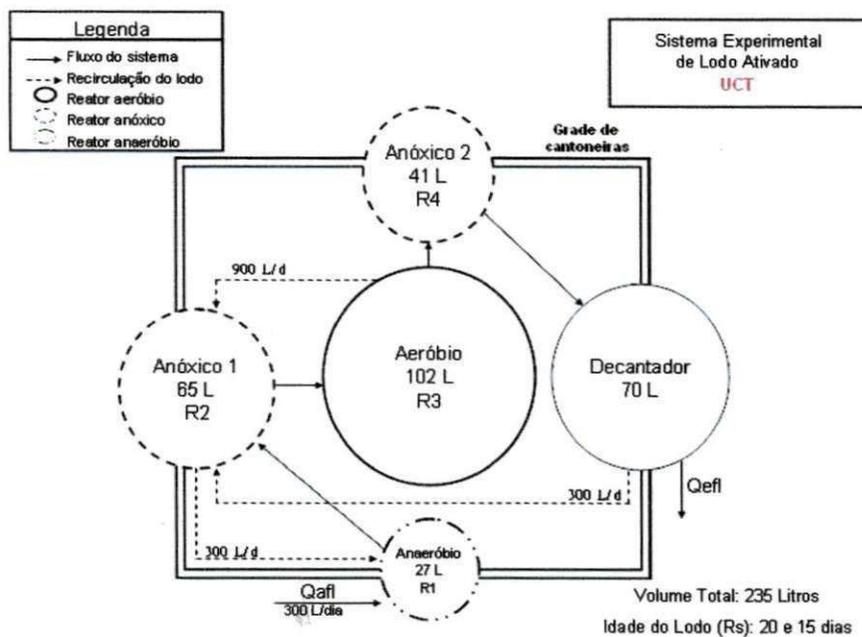


Figura 2.4 - Esquema da disposição das unidades do sistema de Lodo Ativado do tipo UCT com os fluxos afluente e efluentes, volumes dos reatores e taxas de recirculações de lodo indicados.

Sistemas Phoredox

Foram operados dois sistemas Phoredox compostos de três reatores anaeróbios, um reator aeróbio e um decantador. Os sistemas foram operados simultaneamente e sob

condições idênticas, exceto quanto à natureza do afluente. O Phoredox bruto foi assim denominado por que era alimentado com esgoto bruto, enquanto o Phoredox sintético era alimentado metade com esgoto doméstico e metade com água residuária sintética. A água residuária sintética era uma mistura de hidróxido de sódio, ácido acético e ácido fosfórico, cujas proporções estavam relacionadas com concentrações desejadas de DQO e fósforo. Essa mistura era feita no tanque de armazenamento de esgoto onde se adicionava água de torneira até a metade do tanque, 100ml de ácido acético, 25ml de ácido fosfórico e, por fim, hidróxido de sódio até que se estabelecesse um pH na mistura entre 7,0 e 8,0. Em seguida completava o volume restante com esgoto bruto. O pH era novamente aferido para, então, se poder liberar o fluxo.

Os sistemas eram destinados à remoção de fósforo em excesso. O lodo de retorno era recirculado do decantador para o reator R1 (anaeróbio), a uma taxa duas vezes maior que a vazão do afluente (600L/d). Não existiam recirculações entre os reatores. A Figura 2.5 contém um esquema das unidades do sistema (e seus volumes), dos fluxos afluente, efluentes e de recirculação (e suas taxas).

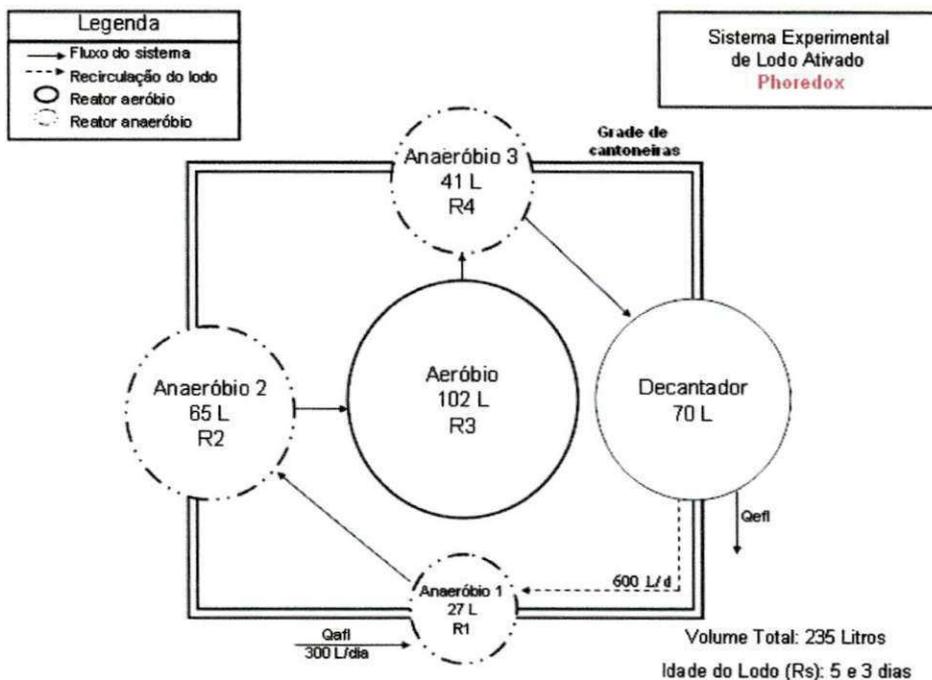


Figura 2.5 - Esquema da disposição das unidades do sistema de Lodo Ativado do tipo Phoredox com os fluxos afluente e efluentes, volumes dos reatores e taxa de recirculação de lodo indicados.

Sistemas de reator de bateladas sequenciais

Os sistemas de reator de bateladas sequenciais (RBS), denominados de RBS1 e RBS2, foram operados independentemente. Inicialmente, uma concentração alta de sólidos e a baixa concentração de oxigênio dissolvido (variando entre 0,8 e 1,5 mgO₂/L) foram usadas para criar uma biomassa bacteriana granular, para haver simultaneamente nitrificação e desnitrificação. Foi verificado que o controle da concentração de OD no sistema era muito difícil, devido à mistura ser muito eficiente no reator, do que em condições reais. Por esta razão, uma segunda fase experimental foi iniciada e que será discutida na presente dissertação. Nesta etapa, foi acoplado ao RBS1 um reator anóxico/anaeróbio, para onde o lodo era recirculado durante os períodos de aeração.

Ambos os reatores (RBS1 e RBS2) foram construídos em acrílico e apresentavam as mesmas dimensões de diâmetro, altura e volume de respectivamente 0,17 m, 1,5 m e 34 litros e volume útil de aproximadamente 31 litros. Desse volume, em torno de 22 litros correspondia ao volume de esgoto a ser tratado por batelada, podendo esse volume ser aumentado ou diminuído, conforme o desempenho dos sistemas, sendo o restante destinado ao lodo que permanecia no reator. Já o reator anóxico/anaeróbio era de fibra de vidro, possuindo as seguintes dimensões: diâmetro 0,2 m, altura de 2 metros e volume de 62,8 litros, sendo apenas 40 litros do volume utilizado no processo de tratamento.

Como os reatores RBS1 e o anóxico/anaeróbio eram interligados devido à recirculação, o volume total útil era de 71 litros (reator anóxico/anaeróbio = 40 litros e RBS1 = 31 litros), sendo que 33 litros correspondiam ao volume de esgoto a ser tratado e 38 litros destinavam-se ao lodo que permanecia no reator.

A aeração era efetuada através de aerador tipo bomba de aquário e a concentração de oxigênio era mantida no reator entre 3,5 e 4,0 mgO₂/L. O ciclo de enchimento, aeração, sedimentação e esgotamento do sobrenadante era controlado eletronicamente através de um controlador lógico programável (CLP). Nas Figuras 2.6 e 2.7 podem ser vistos, respectivamente foto e esquema do reator de batelada seqüencial – RBS. Na Figura 2.7 podem ser distinguidos: (1) motor-bomba que era acionado pelo sistema de automação para encher o reator; (2) chaves de níveis ligadas a entradas digitais do CLP S7-226 que controlava o volume de lodo e esgoto inseridos no reator; (3) aerador instalado para

transferência de oxigênio ao licor misto controlado por temporizador implementado no CLP; (4) sensor fotoelétrico na interface lodo-efluente identificava a passagem de luz através do efluente clarificado, indicando dessa forma que a etapa de sedimentação ocorria com sucesso e (5) eletro-válvula que era acionada pelo CLP através da ação da gravidade esvaziando todo o efluente tratado do reator deixando apenas o lodo para a próxima etapa de tratamento.



Figura 2.6 – RBS1 (à esquerda) e RBS2 (à direita).

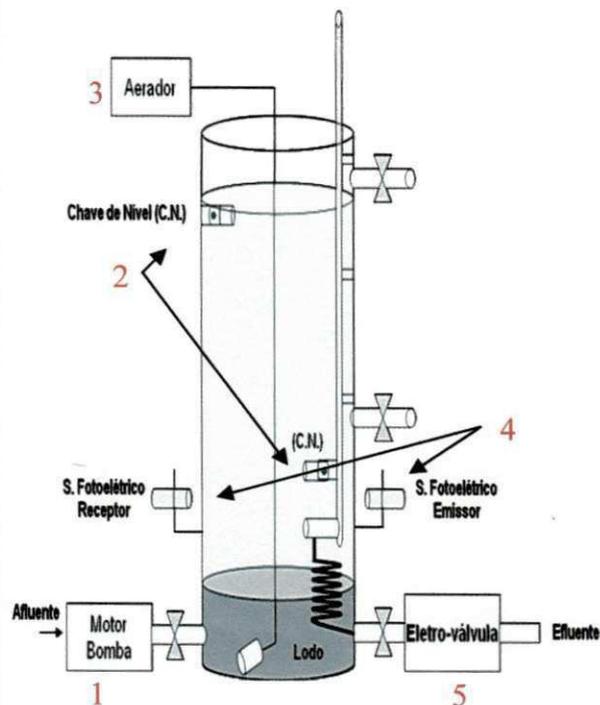


Figura 2.7 – Diagrama do reator de batelada seqüencial – RBS.

2.3 Métodos

2.3.1 Alimentação e operação dos sistemas

Os sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo foram operados e monitorados entre os meses de julho de 2007 a junho de 2008, perfazendo um total de 11 meses, enquanto os sistemas de bateladas seqüenciais foram operados e monitorados durante 60 dias entre junho e julho de 2008.

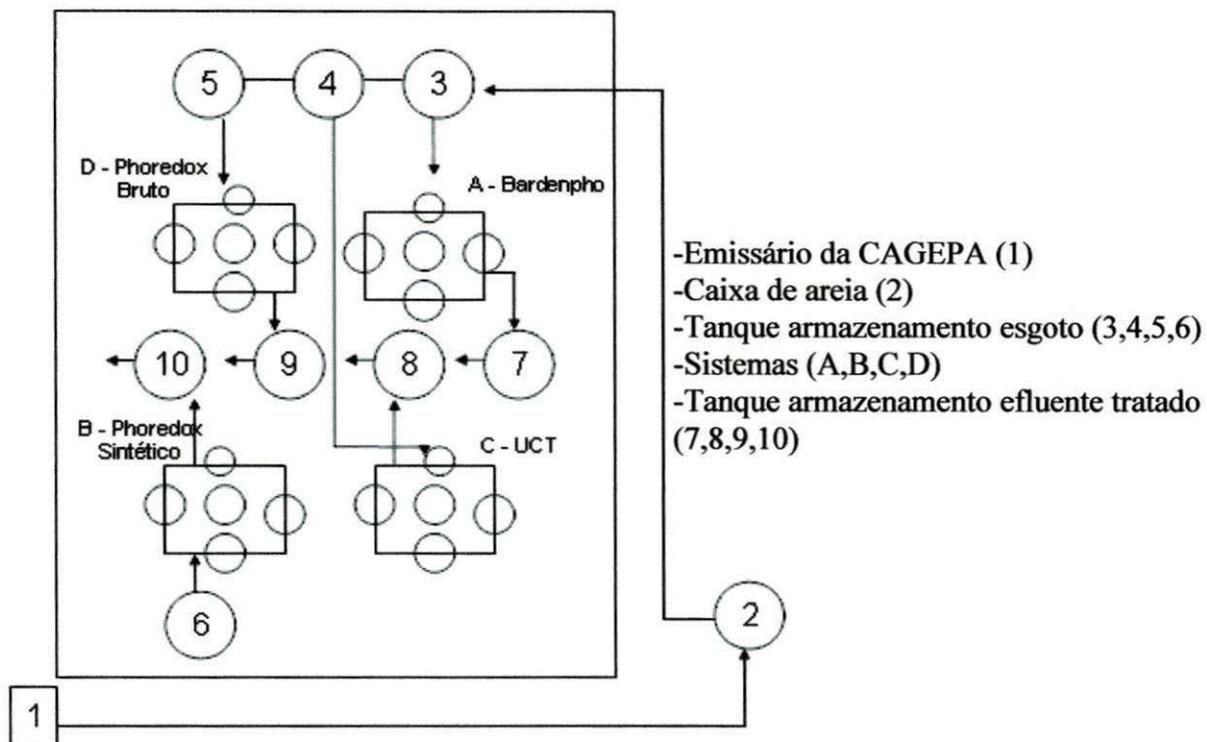


Figura 2.8 – Representação esquemática e vista geral dos sistemas de tratamento.

Os sistemas de fluxo contínuo foram alimentados com esgoto municipal, bombeado de um poço de visita do interceptor da CAGEPA e desarenado numa caixa de areia vertical de cimento amianto com capacidade de 1000 litros. A caixa de areia era dotada de uma bóia controladora de nível e tinha a função de reservatório distribuidor. Antes de alimentar

os sistemas o esgoto era peneirado para retirar os sólidos grosseiros e armazenado num tanque de cimento amianto dotado de uma agitação suave para evitar a sedimentação das partículas sólidas. Desse tanque o esgoto preliminarmente tratado era bombeado para os sistemas, através de bombas dosadoras do tipo peristálticas. O esquema e a vista geral do sistema de tratamento utilizado estão apresentados na Figura 2.8.

Os sistemas de lodo ativado de bateladas sequenciais também eram alimentados com esgoto preliminarmente tratado armazenado num tanque. Neste tanque de armazenamento era promovida a hidrólise externa do material orgânico. Para tal, eram inoculados diariamente 2 litros de licor misto do sistema RBS1 e 2 litros do reator anóxico/anaeróbio, totalizando um volume de 4 litros ao tanque de armazenamento para estes sistemas e 2 litros de licor misto do reator RBS2 ao seu tanque de armazenamento, perfazendo uma proporção licor misto e esgoto de 1/50. A hidrólise interna ocorria no reator anóxico/anaeróbio.

As análises eram feitas com amostras coletadas após os sistemas funcionarem pelo menos duas vezes a idade do lodo, e numa frequência de 2 vezes por semana para sistemas em batelada e 1 vez por semana para sistemas contínuos, com exceção dos sólidos suspensos totais (SST) e concentração de oxigênio dissolvido (OD) que eram determinados diariamente e TCO, medidos 2 vezes por semana, assim como a manutenção das vazões de recirculação e alimentação dos sistemas.

A operação dos RBS's era automatizada e controlada por um controlador lógico programável (CLP) que, em caso de falta de energia elétrica, era programado para reiniciar o ciclo na fase de alimentação. O ciclo de operação dos RBS's era composto das seguintes fases: (1) enchimento: nesta fase de operação o reator era alimentado com esgoto a ser tratado; (2) aeração: também chamada de fase de reação onde era fornecido oxigênio por difusão para utilização metabólica pelos microrganismos; (3) sedimentação: fase onde ocorria a separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado e (4) descarte: última fase do ciclo na qual determinado volume do sobrenadante clarificado era descartado do reator, iniciando-se um novo ciclo. O tempo de duração de cada ciclo e para cada RBS está apresentado na Tabela 2.1

Capítulo 2

Tabela 2.1 – Tempo de duração do ciclo operacional dos RBS's.

RBS 1+anóxico/anaeróbio		RBS2	
Fase do ciclo	Tempo (min)	Fase do ciclo	Tempo (min)
Enchimento	22,5	Enchimento	30,5
Aeração (reação)	180	Aeração (reação)	180
Sedimentação	34,5	Sedimentação	40
Descarte	10	Descarte	5
Tempo total do ciclo	247	Tempo total do ciclo	255,5

Para manter a idade de lodo dos sistemas operados, diariamente era descartado, manualmente, o lodo de excesso dos reatores aerados e uma fração do volume de licor misto correspondente ao inverso da idade de lodo. A Tabela 2.2 apresenta volumes e condições operacionais dos sistemas estudados.

Tabela 2.2 - Condições operacionais dos sistemas operados.

Condições Operacionais	BARDENPHO / UCT	PHOREDOX	RBS1 + ANÓXICO/ ANAERÓBIO	RBS2
Volume (L)	235	235	71,38	31,33
Idade de lodo (dias)	20/15	5/3	15	15
Descarte de lodo (litros)	12/16	47/78	4,8	2,1
Vazão (L/d)	300	300	186	96
Tempo de permanência (h)	18,8	18,8	9,36	7,92

2.3.2 Variáveis de monitoramento avaliadas

O desempenho e estabilidade dos sistemas operados foram monitorados por meio de análises físico-químicas e testes respirométricos. Para as análises físico-químicas eram coletadas amostras do tanque de armazenamento do esgoto bruto, dos reatores e dos efluentes finais final dos sistemas de lodo ativados. O horário das coletas variou de 08:00 a 09:00 horas da manhã. A Tabela 2.3 mostra as variáveis analisadas e os métodos utilizados.

Tabela 2.3 - Parâmetros analisados na monitoração e seus respectivos métodos analíticos.

Parâmetros	Métodos analíticos	Referência
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
DQO	Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (1998)
Alcalinidade	Kapp	BUCHAUER <i>et al.</i> (1998)
NTK	Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1998)
N-NH ₃	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
N-NO ₂	Colorimétrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
N-NO ₃	Salicilato de sódio	RODIER, J. <i>et al.</i> (1975)
SST	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
SSV	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
TCO	Semicontínuo	VAN HAANDEL & CATUNDA (1982)
OD	Eletrométrico	APHA <i>et al.</i> (1998)

2.4 Procedimentos utilizados para obtenção dos dados estequiométricos e cinéticos do processo de remoção de fósforo.

2.4.1 Testes respirométricos para avaliação do mecanismo de remoção de fósforo.

Para avaliar a velocidade de metabolismo em ambiente aeróbio subsequente do material sequestrado pelos OAF, foram realizados testes respirométricos os quais associados a testes analíticos permitem avaliar os processos biológicos de remoção de fósforo. Para a realização dos testes foi utilizado o respirômetro Beluga, cujo software controla a aeração do lodo, registrando os valores de oxigênio, temperatura e calcula a taxa

Capítulo 2

de consumo de oxigênio (TCO), através de regressão linear, sendo esta taxa expressa pela equação 2.1:

$$TCO = (dOD/dt) = (OD_{max} - OD_{min})/\Delta t \quad (2.1)$$

Onde: TCO é a taxa de consumo de oxigênio ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$); OD_{max} é a concentração de oxigênio dissolvido de referência superior; OD_{min} é a concentração de referência inferior e Δt é a variação do tempo. Descrevem-se, a seguir os procedimentos dos testes.

- Inicialmente, amostras de 1 litro do lodo dos sistemas operados eram tomadas e submetidas à agitação e à aeração controlada pelo respirômetro, a fim de que todo o material biodegradável fosse utilizado, estabelecendo-se uma TCO mínima correspondente à respiração endógena (TCO_{end});
- Depois cessava a aeração e o lodo era somente agitado, caracterizando o início da fase anóxica e/ou anaeróbia;
- Em seguida, adicionava-se acetato de sódio em excesso (concentração do substrato não limitante) e, a partir daí, eram coletadas amostras, em intervalos de tempo pré-determinados, para análise de DQO, ortofosfato e nitrato. Se houvesse a presença de nitrato, o excesso de acetato garantiria a desnitrificação, garantindo, assim, o ambiente anaeróbio;
- Por fim, ligava-se a aeração controlada pelo respirômetro para, através da TCO, verificar o processo de absorção de fosfato. Períodos com aeração eram seguidos de períodos sem aeração quando então era estimado a TCO. Foram estabelecidos dois valores de referência (ou limites), inferior e superior da concentração de OD (oxigênio dissolvido): 1,0 mg/L e 3,0 mg/L. No valor de referência inferior a aeração era ativada sendo interrompida no valor de referência superior. O teste terminava quando todo material orgânico era utilizado, estabelecendo-se uma TCO_{end} , aproximadamente igual ou maior à do início do teste. Assim como na fase anaeróbia, amostras eram tomadas para análises de ortofosfato e DQO na fase aeróbia.

A Figura 2.9 exibe a tela do respirômetro obtida durante um teste onde se vê na janela superior a curva da concentração de OD e na inferior a TCO estimada ao longo do

teste. No respirograma (curva da TCO) pode-se observar: (1) o 1º período com aeração e sem adição do substrato que se estende até se estabelecer a TCO_{end} ; (2) o período sem aeração mas com adição do substrato, onde ocorre a liberação de fósforo e, (3) o período com aeração e assimilação de fósforo, onde é registrada a TCO.

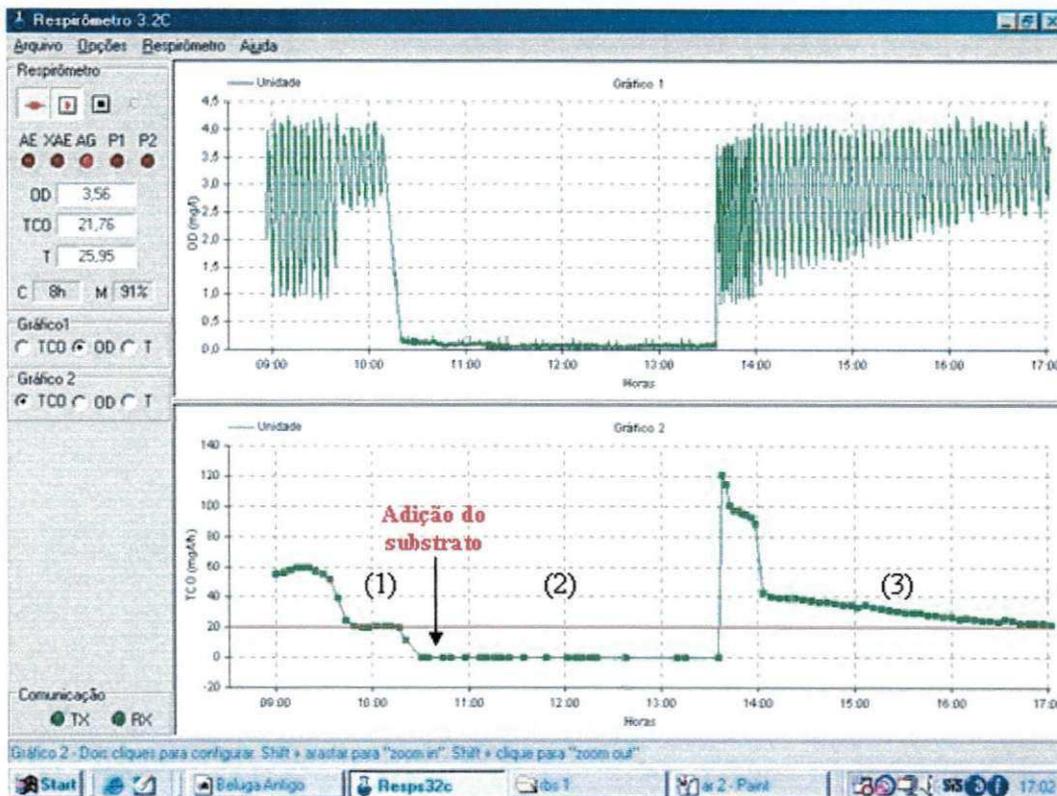


Figura 2.9 – Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação de fósforo em excesso (*luxury uptake*).

Na Figura 2.10 está à foto do material utilizado para a execução dos testes respirométricos. O material era composto de:

- CPU (*Central Processing Unit*), contendo o software S32c instalado;
- Respirometro Beluga com saída para CPU, para aerador e entrada para o eletrodo de OD;
- Aerador de aquário com pedra porosa;
- Eletrodo de oxigênio;
- Recipiente para acomodar o lodo com 2 litros de capacidade;
- Agitador magnético com haste, para manter o lodo em suspensão.

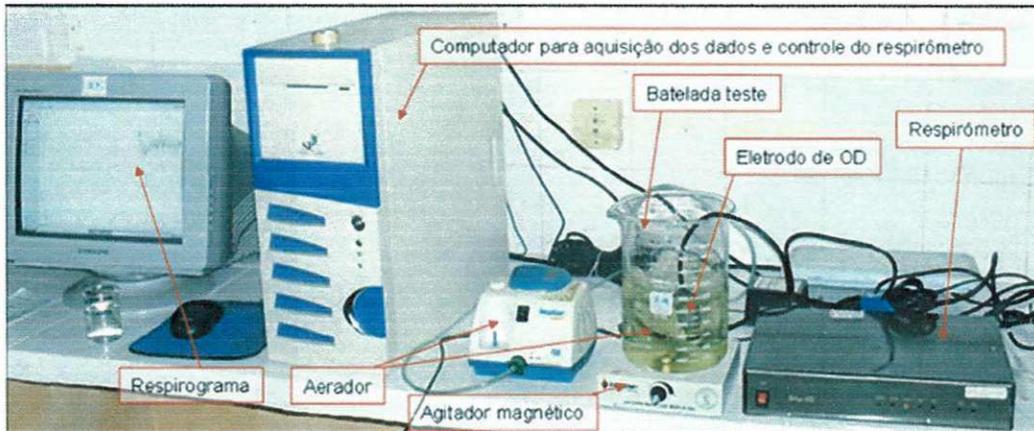


Figura 2.10 - Esquema do sistema montado para realizar os testes respirométricos.

Para avaliar o mecanismo que induz a remoção de fósforo em excesso, ou seja, liberação de fósforo na zona anaeróbia e absorção nas zonas aeróbio/anóxico foram coletadas amostras em cada uma dessas zonas, durante o teste respirométrico, em função do tempo. Na Figura 2.11 pode-se observar o gráfico gerado a partir da análise das amostras coletadas. Nesta figura estão representadas as concentrações (ortofosfato, nitrato e DQO). De acordo com o gráfico obtido foi possível estimar quanto fósforo foi liberado e material orgânico (acetato) foi seqüestrado na zona anaeróbia e a utilização deste material para captação de fósforo durante o período aeróbio, assim como a relação estequiométrica $\text{mgP}_{\text{liberado}}/\text{mgDQO}_{\text{sequestrada}}$ na zona anaeróbia .

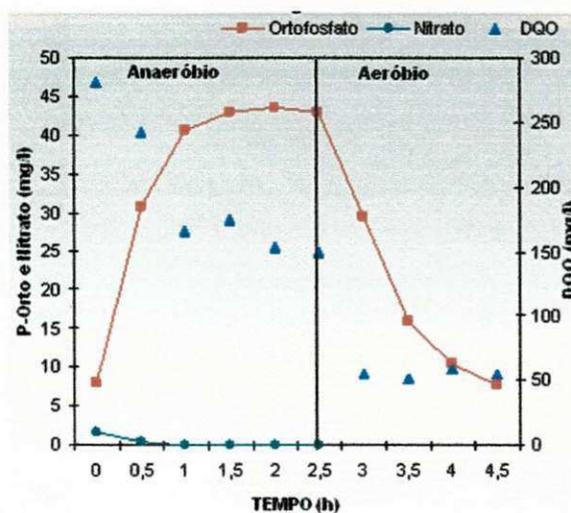


Figura 2.11 - Variações das concentrações de ortofosfato, DQO e nitrato ao longo do tempo, nas fases anaeróbia/anóxica e aeróbia.

2.4.2 Influência da concentração do material biodegradável no afluente

Sabendo-se que o substrato das bactérias poli-p (que são as responsáveis pela remoção biológica de fósforo) gerado na fase anaeróbia, depende da concentração do material rapidamente biodegradável no afluente, determinou a concentração deste material na água residuária utilizando a respirometria aliados a testes convencionais de DQO. Para quantificação das frações biodegradáveis do afluente o procedimento utilizado foi realizado da seguinte forma:

- inicialmente era coletado do tanque de aeração 1 (um) litro do licor misto, sendo este submetido à agitação e aeração controlada pelo respirômetro, com a finalidade de promover a utilização de todo substrato solúvel na amostra a analisar, estabelecendo uma TCO mínima correspondente à respiração endógena;
- após a obtenção da TCO_{end} , interrompia-se completamente a aeração. Esperava-se a amostra de lodo decantar, em seguida, retirava-se o sobrenadante e completava o volume retirado com o substrato (esgoto bruto) levando-se, em seguida, o conjunto para o respirômetro. Antes de iniciar a aeração era adicionado ATU (Alio Til Uréia) numa dosagem de 10 mg/L, para inibição da atividade autotrófica nitrificante, que exerce uma TCO para oxidação de amônia;
- O teste terminava-se quando se estabelecia uma TCO constante correspondente à respiração endógena.

A partir do gráfico gerado, determinava-se através da integração das áreas identificadas na Figura 2.12, as frações biodegradável solúvel (S_{bsa}) correspondendo a área A_1 e biodegradável particulada (S_{bpa}) a A_2 , de acordo com a equação 2.2, apresentado por SILVA, 2003.

$$S_b = (A / (1 - (f_{cv} \cdot Y))) (V_T / V_S) \quad (2.2)$$

Em que :

S_b : DQO do substrato biodegradável, mg/L;

A : área do respirograma, descontando a respiração endógena, mg/L;

f_{cv} : razão SSV/ DQO (1,48 mg SSV/ mg DQO);

Y : coeficiente de produção celular (0,45mg SSV/ mg DQO);

CAPÍTULO 3

RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Introdução

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os dados de desempenho de diferentes configurações de sistemas de lodo ativado, operados em escala piloto e tratando esgoto urbano municipal. Será dada especial atenção aos dados obtidos de testes respirométricos realizados com o objetivo de caracterizar os aspectos cinéticos e estequiométricos envolvidos no mecanismo de remoção de fósforo.

3.2 Desempenho dos sistemas de lodo ativado

Os sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo (sistemas Bardenpho e UCT) e de bateladas sequenciais (sistema RBS) foram operados com as variáveis pH, temperatura e oxigênio dissolvido (OD) mantidas sob condições próximas às ideais, com valores médios de pH = 7,5, OD variando de 2 a 3 mgO₂/L e temperatura de 24 °C, todos considerados dentro da faixa adequada para o desenvolvimento dos processos de nitrificação e desnitrificação.

3.2.1 Desempenho dos sistemas de fluxo contínuo

A Tabela 3.1 apresenta os parâmetros estatísticos descritivos de variáveis medidas em conjuntos amostrais de 15 elementos sobre o funcionamento dos sistemas Bardenpho Convencional e UCT operados com idades de lodo de 15 e 20 dias. A Tabela 3.2 apresenta os parâmetros descritivos referentes aos sistemas Phoredox sintético e Phoredox bruto operados com idades de lodo de 3 e 5 dias. Os valores em **negrito** correspondem às amostras coletadas nos reatores aerados (R3) e os valores com zero não foram detectados pelos métodos de análises.

Capítulo 2

V_T : Volume total do reator de bancada (substrato + biomassa);

V_S : Volume de substrato adicionado.

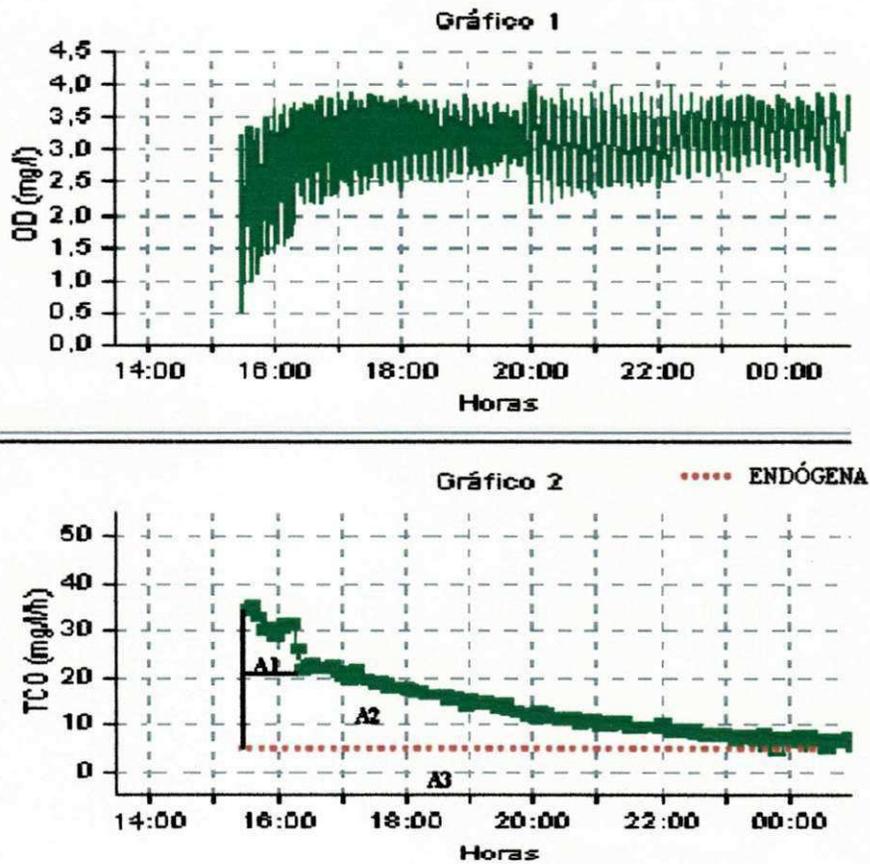


Figura 2.12 - Respirograma obtido durante teste em batelada com esgoto bruto de Campina Grande para caracterização das frações biodegradáveis afluentes.

Capítulo 3

Tabela 3.1 - Valores médios, máximos e mínimos das variáveis DQO, NTK, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, alcalinidade e sólidos nos afluentes, efluentes e reatores aerados (R3) dos sistemas Bardenpho e UCT para Rs de 20 e 15 dias.

Parâmetros		Bardenpho Convencional				UCT			
		20 dias		15 dias		20 dias		15 dias	
		AF	EF	AF	EF	AF	EF	AF	EF
DQO (mg/L)	Média	550	55	485	46	559	47	463	38
	Max	626	103	584	95	700	89	537	58
	Min	456	22	349	30	478	16	332	21
	DP	53	26	68	22	60	20	72	11
NTK (mgN/L)	Média	59	2,8	54	1,8	62	2,5	53	1,7
	Max	66	5,6	67	2,2	74	5,6	63	2,2
	Min	53	1,6	46	1,5	50	1,7	45	0,6
	DP	3,7	1,4	6,2	0,2	5,9	1,1	6,1	0,3
NH₃ (mgN/L)	Média	50	1,2	47	0,6	47	1,3	43	0,6
	Max	59	3,9	56	0,6	58	5,6	55	0,6
	Min	42	0,6	36	0,6	39	0,6	35	0,6
	DP	4,8	1,2	5,1	0,0	4,3	1,3	4,6	0,0
NO₂⁻ (mgN/L)	Média	R3	EF	R3	EF	R3	EF	R3	EF
		1,3	0,8	0,8	1,0	2,5	0,6	0,7	1,9
	Max	2,5	2,9	3,3	2,8	4,8	2,0	1,8	4,2
	Min	0,3	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2
NO₃⁻ (mgN/L)	Média	R3	EF	R3	EF	R3	EF	R3	EF
		10	1,4	9	0,8	9	1,6	10	3,0
	Max	13	2,4	12	1,6	12	2,8	12	4,0
	Min	6,5	0,1	4,6	0,1	6,5	0,3	8,2	1,5
P-Total (mgP/L)	Média	8,2	2,8	7,4	3,8	8,9	2,3	8,0	4,9
	Max	11,1	5,1	9,6	6,2	11,4	6,7	10,4	7,4
	Min	6,2	1,3	5,7	2,5	6,2	0,4	5,3	1,9
	DP	1,3	1,1	1,1	1,3	1,4	1,8	1,5	1,5
P-Orto (mgP/L)	Média	6,1	2,2	5,0	3,2	6,5	2,2	5,3	4,4
	Max	7,4	4,7	6,7	5,4	8,5	5,9	6,9	6,6
	Min	3,1	0,8	3,4	1,2	4,5	0,0	3,0	1,5
	DP	1,1	1,1	1,0	1,2	1,0	2,0	1,3	1,5
Alc.-Total (mgCaCO ₃ /L)	Média	364	178	379	167	383	176	385	189
	Max	408	212	442	192	408	212	481	301
	Min	295	151	301	145	333	141	299	123
	DP	30	14	41	13	22	24	54	40
Sólidos (mg/L)	Média	ST	SSV	ST	SSV	ST	SSV	ST	SSV
		2826	2030	3054	2225	3739	2619	3243	2177
	Max	4640	3484	3200	2532	4786	3580	3566	2480
	Min	1320	894	2940	2096	1858	1282	2836	1946
DP	1140	848	73	102	972	681	185	157	

Resultados e Discussão

Tabela 3.2 - Valores médios, máximos e mínimos das variáveis DQO, NTK, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, alcalinidade e sólidos nos afluentes, efluentes e reatores aerados dos sistemas Phoredox para Rs de 5 e 3 dias.

Parâmetros		Phoredox sintético				Phoredox bruto			
		5 dias		3 dias		5 dias		3 dias	
		AF	EF	AF	EF	AF	EF	AF	EF
DQO (mg/L)	Média	758	51	739	120	546	54	392	66
	Max	925	102	1592	264	627	107	639	110
	Min	602	25	401	31	335	28	500	6,1
	DP	106	24	271	86	70	27	68	33
NTK (mgN/L)	Média	38	5,5	34,0	20,5	58	27	44	37
	Max	49	13,4	67,0	38	68	40	70	53
	Min	29	2,2	24	2,2	45	19	55	17
	DP	7,3	3,0	10,5	12,1	6,7	5,4	8,7	8,1
NH₃ (mgN/L)	Média	26	4,1	27,0	11,7	49	26	44	34
	Max	39	11,2	31,9	21,3	59	41	54	48
	Min	17	0,6	22,4	1,7	29	18	29	23
	DP	6,5	3,4	2,7	7,1	7,4	5,4	7,4	6,4
NO₂⁻ (mgN/L)	Média	0,8	0,4	0,8	0,5	1,8	0,3	1,3	0,2
	Max	2,5	3,9	1,8	2,4	2,8	1,1	4,1	0,5
	Min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	DP	0,7	1,0	0,6	0,7	0,7	0,3	1,1	0,2
NO₃⁻ (mgN/L)	Média	0,8	0,1	1,4	0,3	3,6	0,1	2,5	0,0
	Max	3,7	0,3	1,0	0,4	5,4	0,9	5,0	0,1
	Min	0,0	0,0	0,5	0,2	1,2	0,0	0,4	0,0
	DP	0,7	0,1	2,3	0,1	1,3	0,5	1,6	0,0
P-Total (mgP/L)	Média	46,8	33,7	32,8	28,4	8,5	2,9	7,9	5,2
	Max	62,9	43,1	49,8	42,3	11,3	6,0	9,4	6,2
	Min	25,6	27,1	22,9	19,8	6,4	0,8	6,0	3,0
	DP	9,9	5,0	9,4	8,2	1,3	1,5	1,1	0,9
P-Orto (mgP/L)	Média	43,2	32,2	35,8	25,6	6,4	2,4	5,2	4,8
	Max	54,9	43,5	45,9	41,8	7,9	5,6	6,8	6,0
	Min	33,6	24,8	19,1	14,5	4,9	0,3	3,1	3,0
	DP	6,4	5,8	9,4	9,2	0,7	1,7	1,1	0,9
Alc.^{Total} (mgCaCO ₃ /L)	Média	549	534	546	581	375	297	360	283
	Max	695	617	768	662	412	335	452	491
	Min	449	465	438	503	297	257	287	336
	DP	64	48	89	52	31	24	49	55,9
Sólidos (mg/L)	Média	1409	1007	814	617	1790	1268	720	562
	Max	2436	1708	1612	1126	2420	1772	1604	1360
	Min	720	598	334	228	1088	762	289	147
	DP	482	326	434	316	410	310	341	303

Capítulo 3

Observa-se, pelos dados de DQO apresentados na Tabela 3.1, que os sistemas contínuos (UCT e Bardenpho), apresentaram bom desempenho quanto à remoção de matéria orgânica, com eficiência média acima de 90% para diferentes idades de lodo aplicadas. Os sistemas também foram bastante eficientes com relação à remoção do material nitrogenado. Com relação ao NTK, as remoções médias obtidas para ambos os sistemas foram acima de 95%. A baixa concentração de nitrogênio amoniacal no efluente final ($< 1\text{mg/L}$) indica que a nitrificação se desenvolveu de forma eficiente nos sistemas que previam nitrificação (UCT e Bardenpho), fato este comprovado pela redução da alcalinidade afluente, estando os valores de nitrogênio amoniacal em conformidade com o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, cujo limite máximo tolerável é de 20mgN/L .

A capacidade de desnitrificação pôde ser verificada através dos dados de nitrato no efluente, que apresentaram concentrações abaixo de $3,0\text{mgN/L}$ para as diferentes idades de lodo aplicadas. As maiores remoções observadas foram no sistema Bardenpho, que apresentaram valores efluentes finais abaixo de 1mgN/L em mais de 70% das amostras analisadas, atendendo aos padrões estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para os corpos d'água enquadrados na Classe II, cujo limite máximo tolerável é de 10mgN/L . Observa-se ainda na Tabela 3.1, que em algumas determinações a concentração de nitrito no efluente final foi maior que a de nitrito produzido no reator aeróbio, supondo-se que a redução de nitrato não se deu sempre até seu último estágio, ou seja, até o nitrogênio gasoso.

Os sistemas apresentaram baixa eficiência com relação à remoção de fósforo total e ortofosfato. As remoções foram em média de respectivamente 74% e 66% para o sistema UCT e remoções de 66% e 64% para o sistema Bardenpho Convencional, em ambos os casos para idade de lodo de 20 dias. A presença de OAF foi verificada, embora de forma irregular no sistema UCT que previa o desenvolvimento desses micro-organismos, associado à baixa concentração de fosfato no efluente ($< 1\text{mg/L}$) e ao desenvolvimento do mecanismo de remoção de fósforo nas diferentes fases empregadas, com liberação de fósforo na fase anaeróbia e absorção durante as fases anóxica e aeróbia.

Para a idade de lodo de 15 dias não ocorreram mudanças significativas com relação à remoção do material orgânico e nitrogenado, apresentando o bom desempenho verificado

para idade de lodo de 20 dias. Entretanto, as deficiências foram ainda maiores com relação às variáveis fósforo total e ortofosfato, com remoções médias de 49% e 36% para o sistema Bardenpho Convencional e de 39% e 17% para o sistema UCT. Dessa forma, a remoção de fósforo total em ambos os sistemas, não ultrapassou a eficiência média de 60%, apresentando concentrações efluentes em torno de 3 mg/L, estando este valor acima do valor máximo permissível pela Resolução CONAMA 357/2005 (0,03 a 0,05 mgP/L) para os corpos aquáticos enquadrados na classe II. Embora esses valores recomendados pelo CONAMA sejam bastante restritivos, a necessidade de atender os limites impostos na legislação torna-se cada vez maior para garantir uma maior proteção a esses ecossistemas aquáticos, tendo em vista a escassez de água e o fato dos efluentes serem lançados neles diretamente. Entretanto, os dados experimentais indicam que concentrações tão baixas como 0,03 a 0,05 mgP/L não podem ser obtidas pela remoção biológica de fósforo, havendo necessidade de recorrer a outros métodos.

Pela Tabela 3.2 pode ser verificado que os sistemas Phoredox (bruto e sintético) também apresentaram boa remoção com relação ao material orgânico, com eficiência média acima de 90 %, para as diferentes idades de lodo aplicadas. Devido à baixa idade de lodo aplicada nesses sistemas, não se estabeleceu o processo de nitrificação, verificado pela alta concentração de nitrogênio amoniacal no efluente. Consequentemente a desnitrificação também não se desenvolveu, já que esses processos caminham juntos.

Embora fosse verificada, durante um curto período de tempo, a presença de OAF nas diferentes fases empregadas, não foi possível o estabelecimento desses micro-organismos nos sistemas operados. Na operação dos sistemas Phoredox, verificou-se que uma espuma se formava no reator aerado, provavelmente devido à baixa concentração de oxigênio mantida nesses reatores ($< 1 \text{ mgO}_2/\text{L}$). Assim, a perda de lodo provocada pelo transbordamento da espuma pelas paredes dos reatores, não permitia o controle da idade de lodo nos sistemas, o que pode ter prejudicado a eficiência do tratamento.

3.2.2 Desempenho dos reatores em bateladas sequenciais (RBS)

Assim como os sistemas contínuos, os reatores em bateladas foram avaliados quanto à remoção de matéria orgânica e nutrientes. Na Tabela 3.3 estão apresentados os

Capítulo 3

resultados médios, obtidos durante 2 meses de operação, referentes aos sistemas RBS1 e RBS2.

De acordo com a Tabela 3.3 observa-se que os sistemas em bateladas apresentaram eficiências médias de remoção de matéria orgânica em torno de 80 e 83 %, para RBS1 e RBS2, respectivamente.

Quanto à eficiência de remoção de nitrogênio, o sistema RBS1 apresentou remoção média de 62%, com concentrações no efluente final para amônia e nitrato de, respectivamente, 3,14 mgN/L e 2,12 mgN/L, atendendo aos padrões de lançamento e padrões de qualidade de água (Classe II). A exceção foi nitrito que apresentou concentração média no efluente final em torno de 9 mgN/L, estando este valor acima do máximo permitido para corpos d'água de Classe II (1mgN/L). Como a concentração de oxigênio, variando de 3,5 a 4 mgO₂/L, era suficiente para o processo de nitrificação, uma provável explicação para este aumento é que as bactérias responsáveis pela oxidação de nitrito (*Nitrobacter*) não haviam crescido suficientemente para realizar a nitrificação total.

O sistema RBS1 apresentou eficiência média de remoção de fosfato de 62%, com concentração no efluente final abaixo de 3,0 mg/L. Esse sistema conseguiu desenvolver um lodo com uma maior capacidade de absorção de fósforo, verificado através dos dados de fração de fósforo no lodo apresentados na Tabela 3.4 e através de testes respirométricos, cujos resultados serão discutidos mais adiante. Embora verificada a presença de OAF, através dos ensaios em bateladas com o lodo gerado no sistema RBS1, estes micro-organismos não conseguiram crescer suficientemente no sistema. Isso pode ser devido ao fato de que, nos testes de bancada têm-se condições experimentais controladas de temperatura, agitação e aeração. À alta concentração de nitrito que permanecia no reator, comprovado através dos dados de nitrito efluente, provavelmente, permitiu uma maior competição entre as bactérias heterotróficas ordinárias (não-poli-p) e os OAF pelo material solúvel, diminuindo, assim, a remoção de fósforo.

Resultados e Discussão

Tabela 3.3 - Valores médios, máximos e mínimos das variáveis DQO, NTK, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, alcalinidade e sólidos nos afluentes, efluentes dos sistemas RBS's para idade de lodo de 15 dias.

Parâmetros		RBS1		RBS2	
		AF	EF	AF	EF
DQO (mg/L)	Média	364	74	370	64
	Max	548	100	548	92
	Min	254	50	254	44
	DP	103	16	101	16
NTK (mgN/L)	Média	45	5,2	45	2,3
	Max	53	11,2	53	4,5
	Min	36	2,8	36	1,1
	DP	6,1	3,1	6,0	1,1
NH₃ (mgN/L)	Média	34	3,1	35	1,3
	Max	38	8,4	38	2,8
	Min	28	1,1	28	0,6
	DP	3,7	2,6	3,6	0,72
NO₂⁻ (mgN/L)	Média	-	9,0	-	4,6
	Max	-	13,9	-	13,0
	Min	-	1,6	-	0,2
	DP	-	3,73	-	4,3
NO₃⁻ (mgN/L)	Média	-	2,1	-	19,1
	Max	-	0,4	-	33,9
	Min	-	2,0	-	1,7
	DP	-	0,5	-	7,6
P-total (mgP/L)	Média	5,7	2,7	6,0	3,7
	Max	7,4	4,7	7,4	4,6
	Min	4,3	0,5	4,8	2,7
	DP	1,0	1,2	0,8	0,7
P-Orto (mgP/L)	Média	4,4	1,8	4,4	2,9
	Max	5,4	3,1	5,4	3,6
	Min	3,2	0,5	3,2	1,6
	DP	0,6	0,9	0,6	0,64
Alc._{Total} (mgCaCO ₃ /L)	Média	479	309	466	229
	Max	530	367	530	284
	Min	378	232	64	176
	DP	50	44	64	38
Sólidos Licor Misto (mg/L)		ST	SSV	ST	SSV
	Média	5430	3170	6120	3460
	Max	7620	5010	8110	4510
	Min	3810	2030	3750	2290
	DP	1,1	0,77	1,34	0,68

Capítulo 3

Oehmen *et al.* (2007) *apud* Kuba *et al.*, 1996b e Saito *et al.*, 2004 observaram que a taxa de captação de fósforo em condições anóxica e aeróbia, assim como a taxa de crescimento de OAF foram inibidas pela presença de nitrito no sistema. Às mudanças nas características do esgoto que, devido às chuvas irregulares em Campina Grande, resultando numa maior ou menor diluição do esgoto bruto, podem ter contribuído para a ineficiência do processo, visto que as concentrações médias de DQO e fósforo total no afluente do RBS1 (364 mg/L e 5,71 mgP/L) foram menores em comparação com os sistemas contínuos (500 mg/L e 8,1 mgP/L).

No sistema RBS2, a remoção de fósforo foi em torno 37%. A baixa remoção de fósforo já era esperada em virtude da maior nitrificação no sistema, constatada pela baixa concentração de amônia efluente (1,32 mgN/L), sem ocorrência de desnitrificação, observado através dos altos valores de nitrato efluente (19 mgN/L). O ortofosfato seguiu o mesmo comportamento do fósforo total com remoções médias de 59% para o RBS1 e 37% para RBS2.

Na Tabela 3.4 estão expostos alguns parâmetros obtidos durante a investigação experimental, que são imprescindíveis para o dimensionamento e otimização de sistemas de lodo ativado com remoção de nutrientes e matéria orgânica, tendo-se a concentração de lodo e a composição em termos de lodo volátil, fração de fósforo e de nitrogênio.

Tabela 3.4 - Valores médios de alguns parâmetros estequiométricos em diferentes sistemas de lodo ativado.

SISTEMAS LODOS ATIVADOS						
PARÂMETRO	BARDENPHO CONVENCIONAL	UCT	PHOREDOX SINTÉTICO	PHOREDOX BRUTO	RBS1	RBS2
Concentração de Lodo (X_v)	2941	3491	1111	1255	5430	6120
Fração Volátil (SSV/SST)	0,73	0,7	0,75	0,73	0,58	0,58
Fração de Fósforo (P/X_v)	0,02	0,03	0,03	0,03	0,055	0,041
Fração de Nitrogênio (N/X_v)	0,09	0,12	0,12	0,16	0,074	0,072

De acordo com a tabela 3.4, observa-se que, a fração de fósforo nos sólidos do lodo excedente (mgP/mgSSV) dos sistemas contínuos, permaneceram em torno de 3%, estando próxima do valor normalmente incorporados pelos micro-organismos no sistema convencional de lodo ativado (2,5%), não chegando próxima da fração esperada de 7% aproximadamente, para sistema com remoção biológica de fósforo. A baixa relação (P/X_v) obtida, influencia no desempenho dos sistemas, uma vez que, o principal caminho de remoção de fósforo no sistema é através de sua incorporação, em excesso, no lodo biológico excedente. Devido ao processo de hidrólise nos sistemas RBS's, desenvolveu-se um lodo com um teor de fósforo muito mais elevado que os encontrados nos sistemas contínuos, com valores de 5,5% (RBS1) e 4,1% (RBS2).

Com relação às frações voláteis, verifica-se que a proporção SSV/SST nos sistemas RBS's foi menor do que nos sistemas contínuos (ver Tabela 3.4). Isto se deve a maior fração de fósforo no lodo na forma de polifosfato que, desta maneira, proporcionará uma maior produção de lodo o que deve ser levado em consideração no dimensionamento dos sistemas com remoção biológica de fósforo. Os valores encontrados nos sistemas contínuos estão dentro da faixa apresentada por Van Haandel e Marais (1999), que indicam a faixa de 0,65 a 0,75 para esgoto bruto.

Em parte, os resultados sofríveis verificados para a remoção do fósforo para os diferentes sistemas estudados, podem ser explicados pela composição atípica do esgoto de Campina Grande, onde a concentração de acetato é menor que 40 mgDQO/L e a concentração de lodo biodegradável solúvel é somente 9% da DQO total, estando este valor muito abaixo do valor dado por Van Haandel e Marais (1999), os quais citam que a fração solúvel e biodegradável em esgoto normalmente é em torno de 25%. Como o crescimento dos organismos poli-p depende da concentração de acetato presente no esgoto, a baixa concentração de acetato implica numa menor concentração de OAF e a fração baixa de fósforo se explica pela composição desfavorável do afluente.

As características do afluente levaram a outro problema operacional grande. A idade de lodo para se obter uma remoção eficiente de nitrogênio (pré-requisito para a remoção de fósforo) era entre 15 e 20 dias, sendo muito alta para uma eficiente remoção de fósforo. Assim, observou-se que, embora o comportamento dos sistemas de tratamento fosse compatível com os modelos I e II da IWA, a remoção de fósforo era baixa e somente

Capítulo 3

marginalmente acima da remoção de sistemas convencionais de lodo ativado. Conclui-se que a composição da água residuária é decisiva quanto à questão se a remoção biológica de fósforo é tecnicamente viável. No caso de Campina Grande embora a temperatura (24°C) e a proporção P/DQO (0,016 mgP/mgDQO) sejam favoráveis, não se chegou a uma remoção biológica eficiente de fósforo.

3.3 Testes respirométricos para caracterização do mecanismo de remoção biológica de fósforo.

Para identificar melhor a situação apresentada anteriormente foram usados os lodos gerados nos diferentes sistemas de tratamento, para verificar os aspectos cinéticos envolvidos na remoção biológica de fósforo. Investigou-se a relação entre liberação de fósforo e o sequestro de material orgânico na forma de acetato e a velocidade de metabolismo em ambiente aeróbio subsequente do material sequestrado pelas bactérias acumuladoras de fosfato. Nos testes de bancada, os fenômenos de liberação de fósforo e absorção de substrato foram observados em todos os lodos testados, quando expostos as condições ideais: alternância de períodos anaeróbio/aeróbio e presença de material solúvel, na forma de acetato de sódio, desde que os organismos estivessem marcadamente presentes nos lodos analisados. Também foi observada a variação da concentração de nitrato e de fosfato bem como a TCO no período aeróbio.

3.3.1 Teste em ambiente anaeróbio/aeróbio.

As Figuras 3.1 (a-b) exibem os resultados obtidos para os lodos dos sistemas contínuos (UCT e Bardenpho) e as Figuras 3.1 (c-d) correspondem aos resultados dos reatores RBS1 e RBS 2. Nessas figuras podem ser observados os mecanismos de absorção de MO (em termos de DQO) e liberação de fósforo (ambiente anaeróbio) e os de utilização de MO e acumulação em excesso de fósforo (ambiente aeróbio).

De acordo com os gráficos apresentados nas Figuras 3.1 (a, b, c), observa-se que a liberação de fósforo (máxima liberação de aproximadamente 33 mgPO₄⁻³/L) e absorção de material orgânico (acetato) (máxima absorção de aproximadamente 109 mgDQO/L) ocorreu no sistema RBS1. Devido à alta concentração de nitrato presente no lodo coletado do reator aerado das plantas piloto UCT e Bardenpho, os lodos eram então inicialmente

submetidos a um período anóxico para remoção do nitrato, antes de iniciar os testes em ambiente anaeróbio/aeróbio.

Na Tabela 3.5 estão apresentados os dados de liberação máxima de fósforo e absorção máxima da DQO, bem como o tempo para a liberação máxima e a relação $P_{\text{liberado}}/DQO_{\text{absorvida}}$ para os testes das Figuras 3.1 (a-d). Pode-se verificar que o sistema RBS2 demonstrou pouca atividade na fase anaeróbia, uma indicação da presença de poucos OAF. Isso é condizente com o fato de que havia pouca remoção de nitrato nesse sistema.

Além Sobrinho e Samúdio (2000), também informaram que a presença de nitrato na fase anaeróbia afetava negativamente a remoção de fósforo. Como se pode ver na Figura 3.1 (d) houve remoção de quase 26 mgN-NO₃/L. Mesmo descontando a DQO desnitrificada, a absorção de acetato (67 mg/L) é relativamente ineficiente na liberação de fosfato (somente 0,09 mgP/mgDQO).

Van Haandel e Marais (1999) *apud* Wentzel *et al.* (1986) mostraram que a liberação de fósforo em ambiente anaeróbio é 0,5 mgP/mgDQO de acetato. Portanto, a proporção média obtida nos diferentes sistemas de lodo ativado de 0,35 mgP/mgDQO (descartando o resultado de RBS2), é pouco mais que metade do valor apresentado por Wentzel *et al.* (1986). Pelo fato de que, na maioria dos casos a concentração de fosfato atingiu o máximo, conclui-se que a liberação de fósforo não podia passar deste ponto e que o polifosfato “armazenado” era bem menor que no caso de Wentzel *et al.* (1986). Outros autores indicam que, de fato, encontraram valores muito abaixo do valor relatado por Wentzel (Van Haandel e Van Der Lubbe, 2007 e Metcalf e Eddy, 2003).

Os ensaios em batelada dos lodos gerados nos sistemas contínuos, não se apresentaram de forma regular, embora a atividade dos OAF fosse verificada em alguns testes como mostrado na figura 3.1 (a-b).

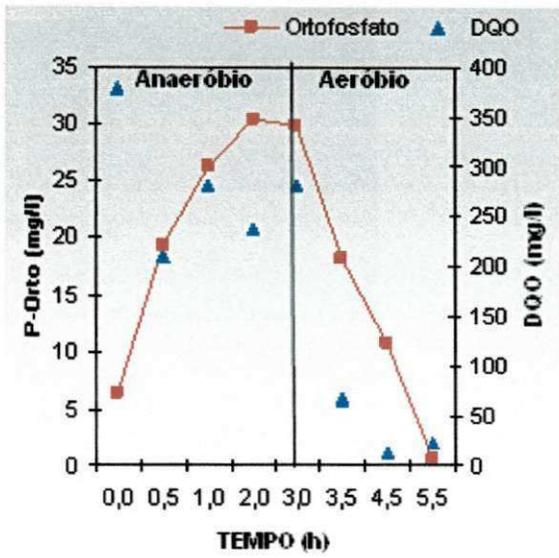


Figura 3.1a - Variações das concentrações de fosfato e DQO com o lodo UCT.

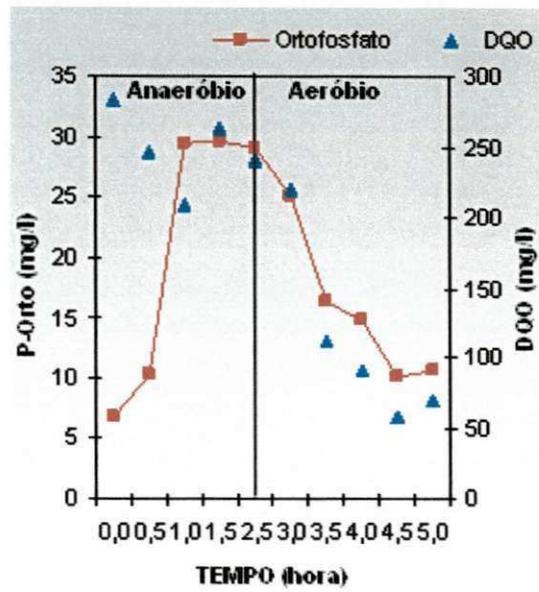


Figura 3.1b - Variações das concentrações de fosfato e DQO com o lodo Bardenpho Convencional.

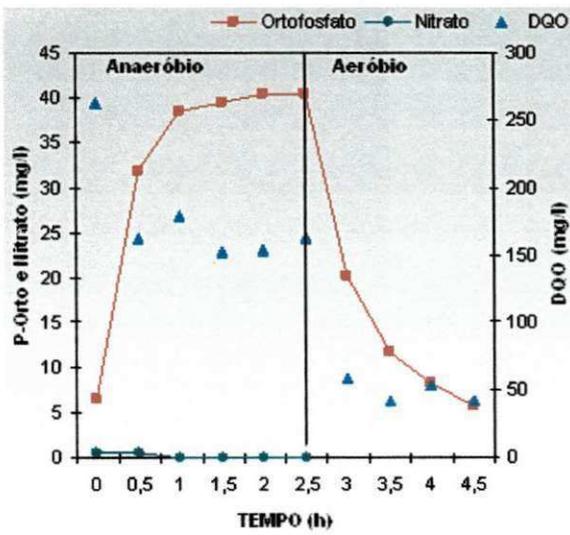


Figura 3.1c - Variações das concentrações de fosfato, nitrato e DQO com o lodo RBS1.

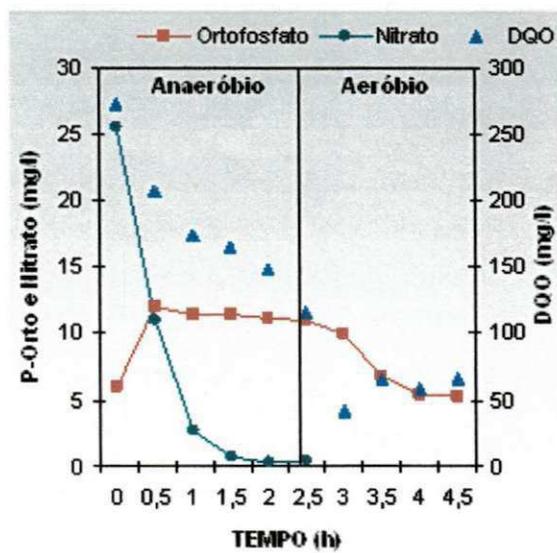


Figura 3.1d - Variações das concentrações de fosfato nitrato e DQO com o lodo RBS2.

Tabela 3.5 - Liberação de fosfato e absorção de acetato em bateladas de diferentes lodos em ambiente anaeróbio.

Sistemas	Tempo _{máx,lib} (hora)	P _{máx,lib} (mgP/L)	Acetato absorvido (mgDQO/L)	mgP _{lib} /mgDQO _{seq}
BARDENPHO	1,5	22	46	0,48
UCT	1,5	23	88	0,26
RBS1	1,5	33	109	0,31
RBS2	1,0	6,1	67	0,09

3.3.2 Teste em ambiente anaeróbio com os sistemas RBS's com excesso de acetato.

Como descrito no Capítulo Material e Métodos, amostras do lodo dos sistemas RBS a ser testado eram coletadas e deixadas sob aeração e sem alimentação até se estabelecer a respiração endógena quando então a aeração era desligada, iniciando-se o período anaeróbio e então era adicionado acetato, como substrato, em excesso. As Figuras 3.2 (a, b, c, d) as curvas da concentração de ortofosfato (determinadas na fase líquida) e de N-NO₃⁻ e DQO. O acetato foi adicionado no início e após três horas da fase anaeróbia.

A partir dos gráficos da Figura 3.2 (a-d), verifica-se que o lodo do RBS1 possuía capacidade de biodesfosfatação, tendo ocorrido liberação de fósforo e sequestro de material orgânico, com liberação máxima em torno de 52 mgP/L na primeira hora. É possível verificar que a quantidade de substrato adicionado foi suficiente para a concentração de organismos presentes no sistema, uma vez que a concentração de fósforo permaneceu constante após a nova adição de acetato.

Ainda analisando-se as Figuras 3.2 pode-se observar que a concentração nitrato no início da fase anaeróbia (< 5 mgN-NO₃⁻/L) era baixa. Corroborando as afirmações de Comeau *et al.* (1986) *apud* Akin e Ugurlu (2004) que, mostraram que a liberação de fósforo acontece para concentrações de nitrato na fase anaeróbia abaixo de 5 mgN-NO₃⁻/L.

Em testes semelhantes ao acima descrito, realizados com o lodo do reator RBS2, verifica-se pela Figura 3.3 (a) que, relativamente ao teste com o lodo do RBS1, não ocorreu liberação de fósforo, visto que, isso pode estar relacionado à alta concentração de

Capítulo 3

nitrito, em torno de $20 \text{ mgN-NO}_3^-/\text{L}$, presente na batelada. Mesmo com a nova adição de acetato, quando todo o nitrito já havia sido desnitrificado, a concentração de fosfato permaneceu constante, o que claramente indica que as bactérias responsáveis pelo processo de remoção de fósforo não estavam presentes no lodo analisado. Nos testes 3.3 (b-d), mesmo submetendo inicialmente o lodo a um ambiente anóxico, para redução de nitrito, não ocorreram mudanças significativas no comportamento dos gráficos, e os valores de ortofosfato se mantiveram constantes durante todo o tempo.

As experiências acima descritas mostram claramente que as condições operacionais do sistema gerador de lodo são de fundamental importância na capacidade de liberação de fósforo em ambiente anaeróbico e, conseqüentemente, também na capacidade de remoção biológica de fósforo.

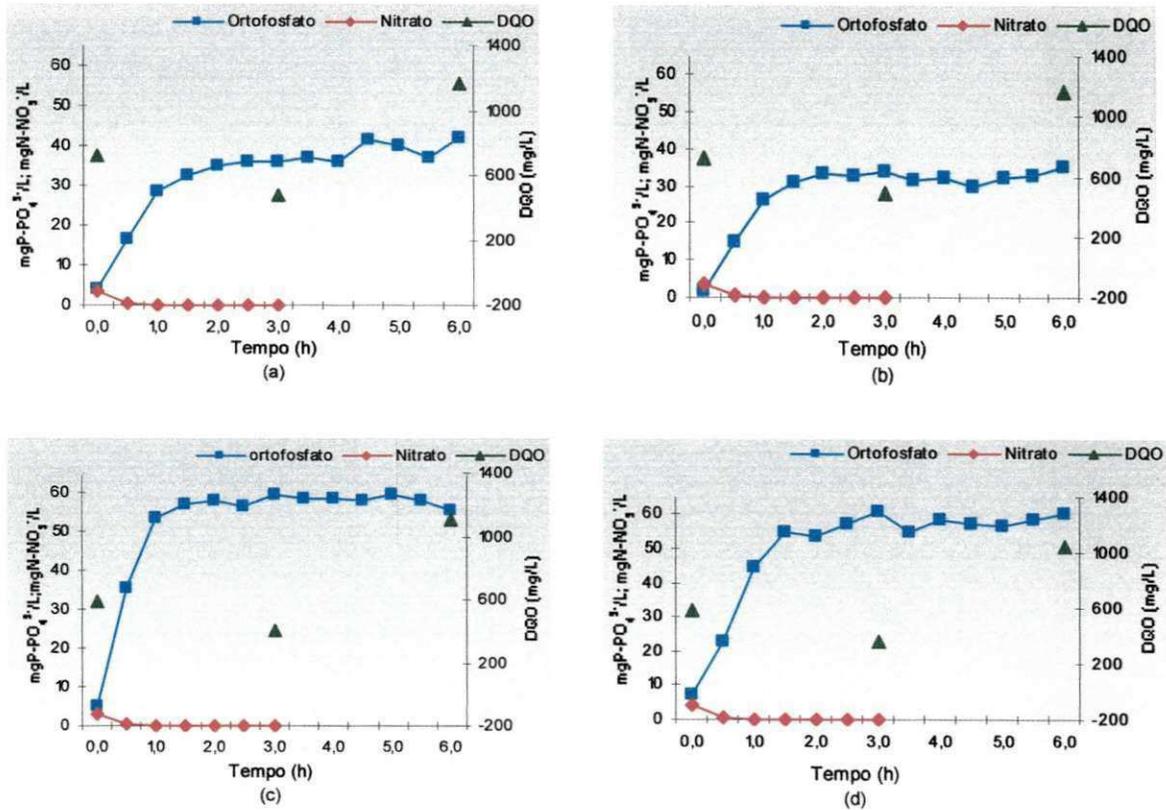


Figura 3.2 – Variações das concentrações de ortofosfato, nitrato e DQO em teste em ambiente anaeróbico com excesso de acetato, com o lodo do sistema RBS1.

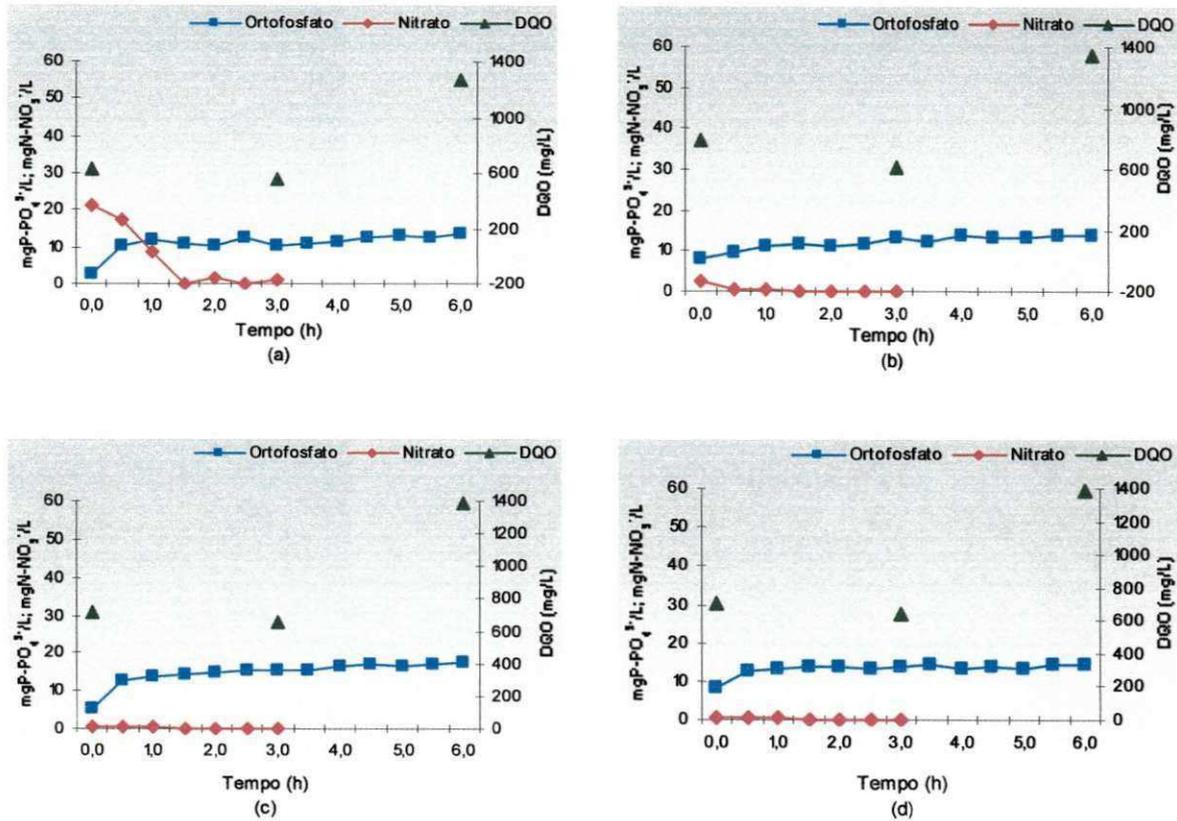


Figura 3.3 - Variações das concentrações de ortofosfato, nitrato e DQO em teste em ambiente anaeróbico com excesso de acetato, com o lodo do sistema RBS2.

Tabela 3.6 - Liberação de fosfato e absorção de acetato em sistemas RBS's submetidos a ambiente anaeróbico com excesso de acetato.

TESTE	Tempo _{máx,lib} (hora)	P _{máx,lib} (mgP/L)	Acetato absorvido (mgDQO/L)	mgP _{lib} /mgDQO _{seq}
RBS1	1,5	32,67	216	0,15
	1,0	30,83	230	0,13
	1,0	51,95	211	0,25
	1,5	49,36	217	0,23
RBS2	0,5	7,93	86	0,09
	1,0	3,77	38	0,10
	0,5	9,17	70	0,13
	0,5	5,43	58	0,09

Capítulo 3

A Tabela 3.6 apresenta os resultados obtidos durante a investigação experimental para os sistemas em bateladas sequenciais da concentração de fósforo liberado pelo lodo e da concentração de DQO (acetato) por ele absorvido, bem como a proporção entre eles. As variações observadas em termos de massa de fósforo liberado nos teste com os sistemas RBS's, deve-se provavelmente a maior ou menor concentração de organismos presentes no lodo.

Como mencionado na seção 3.3.1, o lodo com bactérias acumuladoras de fósforo foi gerado no sistema RBS1. Na Tabela 3.7 observa-se os resultados de 10 testes realizados com este sistema. O gráfico obtido no lodo RBS1 a partir dos pontos coletados durante a fase anaeróbia e aeróbia em um teste depois da adição de 240 mgDQO/L na forma de acetato está apresentado na Figura 3.1.c Pode-se notar que durante a fase anaeróbia, são liberados em média 33 mgP/L de fosfato, e que em torno de 50% da DQO adicionada era sequestrada nesta fase, com provável acumulação de PHB pelos OAF. Observando ainda a Figura 3.1c, que havia pouca absorção de fósforo pelo lodo, sendo que, o fósforo absorvido na fase aeróbia era praticamente igual à quantidade de fósforo liberado na fase anaeróbia, com a maior absorção verificada na primeira meia hora de teste.

Tabela 3.7 - Liberação de fosfato e absorção de acetato no reator RBS1.

TESTE	Tempo _{máx,lib} (hora)	P _{máx,lib} (mgP/L)	Acetato absorv. (mgDQO/l)	mgP _{lib} /mgDQO _{seq}
1	1,0	33,3	109	0,31
2	1,0	31,3	118	0,27
3	1,0	38,1	158	0,24
4	1,0	47,6	145	0,33
5	1,5	31,3	125	0,25
6	1,5	35,1	134	0,26
7	1,5	36,6	124	0,28
8	1,5	26,1	131	0,20
9	1,0	24,8	124	0,20
10	1,0	24,4	102	0,25
MÉDIA	1,2	32,9	127,7	0,3
MÁX	1,5	47,6	158,0	0,3
MIN	1,0	24,4	102,0	0,2
DP	0,26	7,08	16,34	0,04
CV	0,22	0,22	0,13	0,14

Os testes em batelada da Tabela 3.7 eram acompanhados com testes respirométricos nos períodos aeróbios, antes e depois do período anaeróbio. Um respirograma típico obtido durante os ensaios em batelada com o lodo do RBS1 está apresentado na Figura 3.4. No Apêndice encontram-se os demais respirogramas obtidos durante a investigação experimental.

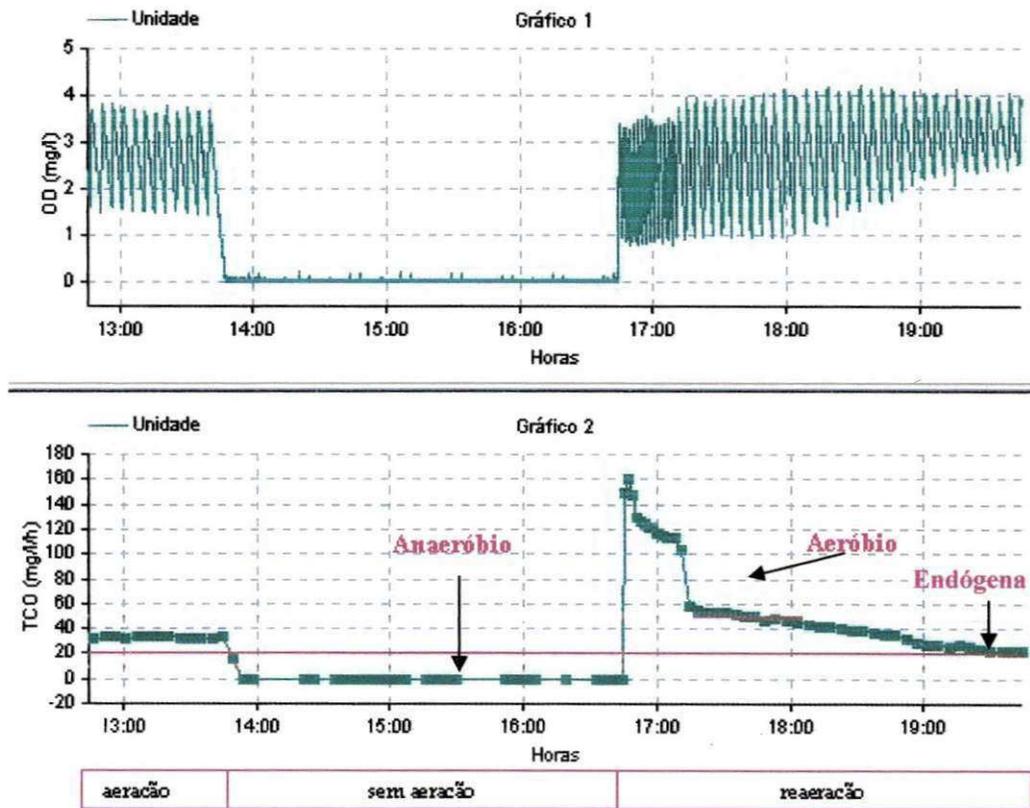


Figura 3.4 – Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação de fósforo em excesso (*luxury uptake*).

O respirograma da Figura 3.4 mostra que, a TCO é alta no início da reaeração (em torno de 120 mg/L/h) e depois cai rapidamente para um valor muito mais baixo. Depois da queda brusca, a TCO diminui de forma lenta e gradual, até atingir um o valor constante (20 mg/L/h), correspondendo à respiração endógena. A alta TCO inicial se justifica pelo fato de que a quantidade de DQO solúvel adicionada na fase anaeróbia era mais que suficiente para o processo de liberação de fósforo e desnitrificação, o que resultou numa DQO remanescente no período aeróbio. Pode ser visto na Figura 3.1c que havia uma saturação no sentido que a concentração de P liberada atingiu um máximo, sem que toda a DQO tivesse sido removida da fase líquida. Portanto a TCO alta no início da reaeração se devia

Capítulo 3

presumivelmente a metabolismo de acetato que não pôde ser absorvido no período anaeróbio. Por outro lado a TCO acima do nível endógeno, após a remoção de acetato, se explica pela utilização do acetato absorvido e armazenado como PHB.

A quantidade de DQO sequestrada não somente pode ser estimada a partir da diminuição de DQO solúvel no ambiente anaeróbio, mas também pela observação do respirograma gerado na fase aeróbia. Isto pode ser exemplificado analisando-se a Figura 3.1c que está associada ao respirograma da Figura 3.4. Pode-se observar na Figura 3.1c que a DQO solúvel diminuiu de 263 para 154 mg/L na fase anaeróbia, o que representa um armazenamento de 109 mg/L. A parte não armazenada era em torno de 154 mg/L, mas desta concentração uma parte (63 mg/L) não era biodegradável e permanecia em solução até o fim do teste quando a TCO já tinha retornado ao patamar da respiração endógena (vide Figura 3.4). Portanto, a DQO biodegradável mas não-sequestrada era em torno de 92 mg/L.

Por outro lado, pode-se calcular a área (A2) abaixo da curva, mas acima da respiração endógena como indicado na Figura 3.5. A integração da respiração exógena dá um valor de 39,4 mg/L para a parte de respiração exógena lenta (a “calda” do respirograma) e de 30,5 mg/L para a parte de TCO exógena de alta taxa e curta duração, associada ao excesso de acetato que não foi sequestrado. Portanto, o consumo total de oxigênio para metabolizar a DQO sequestrada e a DQO não sequestrada é $3 \times 39,4 + 3 \times 30,5 = 210$ mg/L. Sabe-se que, no caso das bactérias heterotrófica ordinárias 1/3 da DQO metabolizada é oxidada enquanto 2/3 são anabolizadas. Assim, estima-se que a DQO não-sequestrada foi de $3 \times 30,5 = 91,6$ mg/L, próximo ao valor determinado acima a partir de testes diretos da DQO (Figura 3.3c) que era 92 mg/l. Admitindo-se que, para as bactérias acumuladoras de fosfato, também vale a proporção de 1/3 oxidada e 2/3 anabolizada, a DQO sequestrada pode ser estimada em $3 \times 39,4 = 118$ mgDQO/L. Esse valor é próximo ao valor 109 obtido pela diferença da DQO solúvel no ambiente anaeróbio (Figura 3.1c).

De uma série de testes realizados com o lodo RBS1, verifica-se pela Tabela 3.8 que os resultados obtidos analiticamente são bem próximos aos valores estimados através da respirometria, estando às variações observadas associadas a erros na própria concentração de acetato adicionado, a coleta dos pontos durante as fases anaeróbia/aeróbia, assim como na estimativa das TCO.

Resultados e Discussão

Tabela 3.8 - DQO obtida através dos pontos coletados durante a fase anaeróbia/aeróbia e os valores respectivos estimados a partir do teste de respirometria.

TESTE	DQO (Respirometria)		DQO (Analítica)	
	não-sequestrada	Sequestrada	não-sequestrada	sequestrada
T-1	68,03	117,58	111	118
T-2	77,31	166,03	88	158
T-3	61,49	153,04	73	145
T-4	91,63	118,13	92	109
T-5	96,03	114,01	100	125
T-6	66,66	105,51	72	134
T-7	64,31	127,75	92	124
T-8	74,61	130,18	84	131
T-9	67,30	114,34	87	124
T-10	81,38	117,21	87	102
MÉDIA	74,9	126,7	91,1	127,8
MÁX	96,0	166,0	111,0	158,0
MIN	61,5	105,5	72,0	102,0
DP	12,5	18,90	11,75	15,53
CV	0,17	0,15	0,13	0,12

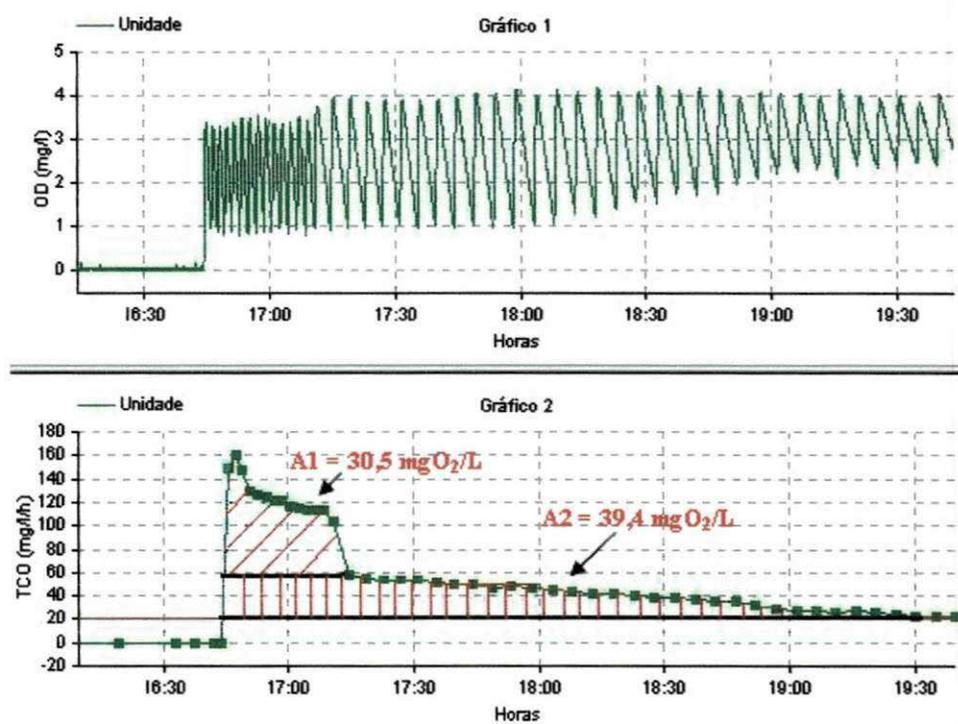


Figura 3.5 – Respirograma obtido durante fase aeróbia para o sistema RBS1.

Capítulo 3

Pelo respirograma da Figura 3.5, pode-se notar que a TCO exógena, depois da utilização do excesso de acetato (não armazenado), permanece praticamente constante em 60 mg/L/h. Isto significa que a taxa de utilização do material armazenado é praticamente constante com valor de $60 - 20 = 40$ mg/L/h, ou seja, o material sequestrado era utilizado a uma taxa máxima de $40 \times 3 = 120$ mg/L/h. Admitindo-se que o processo seja descrito com a cinética de Monod vem:

$$dS_{seq}/dt = K_{mseq}S_{seq}/(S_{seq}+K_{sseq})X_{ap}$$

onde:

dS_{seq}/dt = variação da concentração da DQO sequestrada

K_{sseq} = constante de meia saturação de Monod para o material sequestrado

K_{mseq} = constante de utilização da DQO sequestrada

S_{seq} = DQO sequestrada

X_{ap} = concentração de bactérias acumuladoras de fósforo

No início tem-se que ($S_{seq} \gg K_{sseq}$) a taxa é constante e

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = K_{mseq}X_{ap}$$

e

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = 3*TCO_{exo,max}$$

Onde:

$TCO_{exo,p,max}$ = TCO exógena máxima atribuível à utilização da DQO sequestrada pelos OAF

$$TCO_{exo,p,max} = 60 - 20 = 40 \text{ mg/L/h} = 960 \text{ mg/L/d}$$

Portanto:

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = 3*960 = 2880 \text{ mgDQO/mgX}_a/\text{d}$$

e

$$X_{ap} = YR_s/(1+b_pR_s)S_{seq}/R_h$$

Onde :

$Y = 0,45$ mgSVS/mgDQO, coeficiente de rendimento das bactérias heterotróficas (Van Haandel e Marais, 1999).

$R_s = 15$ d (idade de lodo no reator RBS1).

$b_p = 0,04$ d⁻¹ ; constante de decaimento de lodo ativo para as bactérias acumuladoras de fosfato (Van Haandel e Marais,1999).

$R_h = 0,33$ d (tempo de permanência do líquido no RBS1).

$S_{seq} = 0,09 \cdot 0,73 \cdot 364$ mg/L (73 % da DQO eram biodegradáveis dos quais 9 % solúveis).

Assim:

$$X_{ap} = 306 \text{ mg/L}$$

Nestas condições estima-se K_{mseq} :

$$K_{mseq} = 2880/306 = 9,42 \text{ mgS/mgX}_{ap}/\text{d}$$

O valor da constante de utilização é alto. Comparativamente calcula-se a taxa de utilização de acetato pelas bactérias heterotróficas ordinárias, não poli-p, usando os mesmos procedimentos descritos anteriormente. Pelo respirograma da Figura 3.5, verifica-se que a taxa de consumo de oxigênio endógena (TCO_{end}) permanece constante em 20 mg/L/h e assim, calcula-se a concentração de bactérias heterotróficas ordinárias (X_a), dada por:

$$TCO_{end} = b \cdot (1-f) \cdot f_{cv} \cdot X_a$$

Onde:

$b = 0,24$ constante de decaimento de lodo ativo para as bactérias heterotróficas ordinárias (Van Haandel e Marais,1999).

$f = 0,2$ fração não biodegradável após total decaimento do lodo (resíduo endógeno).

$f_{cv} =$ fator de conversão de DQO para material ativo heterotrófico (1,5 mgDQO/mgSSV) (Van Haandel e Marais,1999).

Como a $TCO_{end} = 20$ mg/L/h = 480 mg/L/d, tem-se:

$$X_a = 480/0,29 = 1667 \text{ mg/L}$$

Pelo respirograma da Figura 3.5, pode-se notar que a TCO exógena, antes da utilização do excesso de acetato (não armazenado), permanece praticamente constante em 120 mg/L/h. Isto significa que a taxa de utilização do material não armazenado é praticamente constante com valor de $120 - 60 = 60$ mg/L/h, ou seja, o material não sequestrado era utilizado a uma taxa máxima de $60 \times 3 = 180$ mg/L/h.

Capítulo 3

$TCO_{exo,max}$ = TCO exógena máxima atribuível à utilização da DQO não-sequestrada pelas bactérias heterotrófica ordinárias.

$$TCO_{exo,max} = 120 - 60 \text{ mg/L/h} = 60 \text{ mg/L/h} = 1440 \text{ mg/L/d}$$

Portanto:

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = 3 \cdot 1440 = 4320 \text{ mgDQO/mgX}_a/\text{d}$$

e

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = K_{mseq} X_a$$

$$K_{mseq} = 4320/1667 = 2,59 \text{ mgS/mgX}_a/\text{d}$$

Verifica-se que a taxa de utilização de acetato pelas bactérias heterotróficas ordinárias ($K_{mseq} = 2,59 \text{ mgS/mgX}_a/\text{d}$) é 3 vez menor do que a constante de utilização da DQO sequestrada pelas bactéria poli-p ($K_{mseq} = 9,42 \text{ mgS/mgX}_{ap}/\text{d}$). Conclui-se que a taxa de utilização do material armazenado pelas bactérias acumuladoras de fósforo é muito elevada. Ainda assim, em sistemas de tratamento com uma fase anaeróbia se não houver acetato, a remoção biológica em excesso de fósforo não é possível, porque as bactérias acumuladoras de fósforo não podem se desenvolver por falta de substrato específico no afluente. Quando o material biodegradável e solúvel entra no sistema de tratamento em ambiente anóxico ou aeróbio, as bactérias oxidativas heterotróficas ordinárias, que são muito mais numerosas que as poli-p, utilizam o material antes que as bactérias acumuladoras de fósforo possam sequestrá-lo.

3.3.3 Concentração do material biodegradável no afluente

A partir do método apresentado no Item 2.4.2, foi possível quantificar a fração f_{bs} (fração biodegradável solúvel), presente no esgoto de Campina Grande. Através da Figura 3.6, calculou-se a concentração de oxigênio necessário para oxidação do material biodegradável pela integração das áreas (A1 e A2). Verifica-se que o material biodegradável solúvel, representado pela área A1 foi consumido rapidamente durante os primeiros 30 minutos, e que o material biodegradável particulado, representado pela área A2, foi consumido de forma mais lenta (aproximadamente 8 horas).

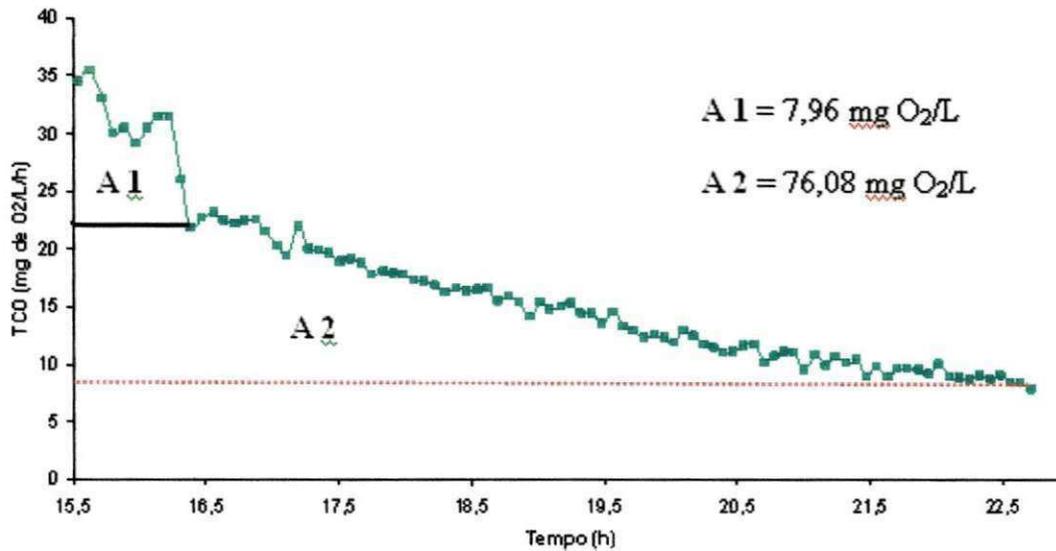


Figura 3.6 – Respirograma obtido durante teste em batelada com esgoto bruto de Campina grande para caracterização das frações biodegradáveis afluentes.

De acordo com a Tabela 3.9 as frações f_{bs} variaram de 6 a 12%. O valor obtido é extremamente baixo em comparação com os valores citados na literatura para conseguir uma boa remoção de fósforo. Silva (2003) verificando a composição do material orgânico na água residuária de Campina Grande, encontrou valores de f_{bs} variando de 13 a 31%, indicando a influência da sazonalidade para as diferentes frações obtidas. Embora o valor encontrado seja muito baixo, valores semelhante ou maiores foram observados em diferentes países e relatados por Soares *et al.* (2001) que será resumido no quadro 3.1.

Quadro 3.1 Frações biodegradáveis solúveis obtidas em diferentes países.

Autor	País	Fração biodegradável solúvel (f_{bs})
Mathieu e Etienne (2000)	França	6 a 14 %
Carucci <i>et al.</i> (1999)	Itália	8 %
Ekama <i>et al.</i> (1986)	África do Sul	20 %
Soares <i>et al.</i> (2001)	Brasil	24 %

Capítulo 3

Tabela 3.9 - DQO afluente (S_{ta}), concentrações do material rapidamente biodegradável no afluente (S_{bsa}) e do material lentamente biodegradável no afluente (S_{bpa}), frações biodegradáveis solúveis (f_{bs}), biodegradáveis total (f_b) e frações não biodegradáveis total (f_u) do esgoto de Campina Grande obtidas através de testes respirométricos.

Testes	Frações biodegradáveis do esgoto de Campina Grande						
	S_{ta} (mg/L)	S_{bsa} (mg/L)	S_{bpa} (mg/L)	$S_{ba} = S_{bsa} + S_{bpa}$ (mg/L)	$f_{bs} = S_{bsa} / S_{ba}$	$f_b = S_{ba} / S_{ta}$	$f_u = (1 - f_b)$
1	436	21,1	305,21	326,1	0,06	0,75	0,25
2	389	29,2	279,96	309,2	0,09	0,79	0,21
3	368	28,9	220,02	248,9	0,12	0,68	0,32
4	446	23,9	284,1	308	0,08	0,69	0,31
média	409,75	25,77	272,33	298,1	0,09	0,73	0,27

Quando se conhece e se admite que todo o material rapidamente biodegradável no afluente vai ser usado pelos organismos poli-p (o que seria a situação ideal), pode-se calcular a capacidade máxima de fósforo que pode ser removido em função da fração do material rapidamente biodegradável no afluente e da idade de lodo. Os procedimentos utilizados para se calcular a massa de fósforo necessária para a produção de lodo por unidade de massa de DQO afluente (mP_1) encontra-se no Quadro 3.2.

Quadro 3.2 – Determinação da massa de fósforo necessária para a produção de lodo por unidade de DQO afluente.

Lodo poli-p	Lodo (não poli-p)
(1) $mX_{ap} = (1 - f_{us} - f_{up}) * f_{bs} * (YR_s / 1 + b_{hp}R_s)$	$mX_a = (1 - f_{us} - f_{up}) * (1 - f_{bs}) * (YR_s / 1 + b_h R_s)$
(2) $mX_{ep} = f * b_h R_s * mX_{ap}$	$mX_e = f * b_{hp} R_s * mX_a$
(3) $mX_i = (f_{up} / f_{cv}) * R_s$	
(4) $mX_v = mX_{ap} + mX_a + mX_{ep} + mX_e + mX_i$	
(5) $mP_1 = (mX_{ap} / R_s) * f_p + ((mX_v - mX_a) / R_s) * f_{pp}$	

Na figura 3.7 plotou-se o valor de mP_1 em função da idade de lodo, para diferentes valores da concentração de material solúvel, considerando-se idades de lodo variando de 0 a 25 dias e a fração de material solúvel biodegradável de 0,09; 0,25 e 1,0. No caso específico do esgoto de Campina Grande, onde $f_{bs} = 0,09$ e para a relação 0,0156 (mgP/mgDQO), observa-se que para as idades de lodo aplicadas (15 e 20 dias), o fósforo total no lodo que pode ser removido por unidade de DQO aplicada, só seria possível para uma idade de lodo de 1 dia. Analisando-se para a fração geralmente encontrada em esgoto domésticos ($f_{bs} = 0,25$), verifica-se que todo o fósforo disponível para a produção de lodo seria removido para as idades de lodo abaixo de 20 dias. Admitindo-se agora um substrato biodegradável e solúvel puro, ou seja $f_{bs} = 1,0$, a massa de fósforo por unidade de DQO (mgP/mgDQO) que pode ser removida, é quatro vezes maior do que a utilizada para o caso do esgoto de Campina Grande, demonstrando desta forma que a capacidade de remoção de fósforo é limitada pela fração do material rapidamente biodegradável no afluente e pela idade de lodo aplicada nos sistemas.

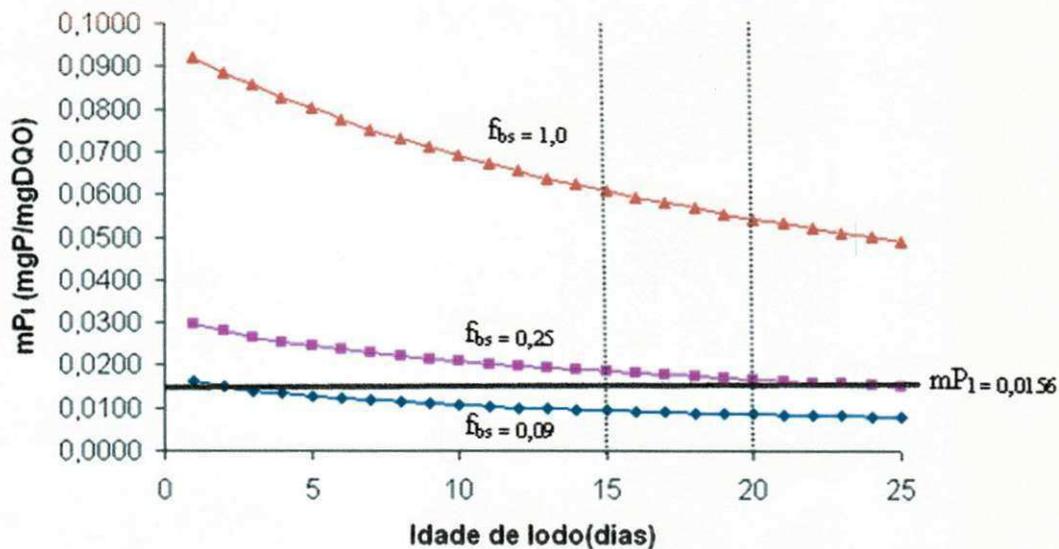


Figura 3.7 – Influência da capacidade máxima de remoção de fósforo em função da idade de lodo e da fração do material rapidamente biodegradável no afluente.

3.3.4 Teste adicionando fósforo e acetato em condições anaeróbias.

Na última série de testes com o lodo do sistema RBS1 foi adicionado, além de acetato de sódio, no início de cada fase anaeróbia (1 e 2), fosfato, sendo o material orgânico adicionado fixado em todos os testes em 120 mg/L. Os gráficos apresentados nas

Capítulo 3

Figuras 3.9 e 3.11 são perfis típicos do comportamento dos OAF, em que fosfato é liberado na fase anaeróbia sendo, então, capturado na fase aeróbia seguinte.

Nesse primeiro teste foi adicionado 50 mgP/L de fósforo somente na fase anaeróbia 1. Observa-se pela Figura 3.9 que, a absorção de fósforo nas fases aeróbias é significativamente mais lenta do que a liberação de fósforo nas fases anaeróbias. Diferentes dos testes sem adição de fosfato na fase anaeróbia, verifica-se que, ocorreu em média, uma absorção em excesso de 14 mgP/L, o que indica que o lodo possuía capacidade de biodesfosfatação. Analisando o respirograma gerado nas fases aeróbias 1 e 2 (ver Figura 3.8), verifica-se que nem todo material orgânico (acetato) adicionado a batelada de lodo era consumido nas fases anaeróbias (1 e 2), já que gerava um rápido e substancial aumento das TCO nas fases aeróbias (1 e 2), já explicado na seção 3.3.2. Comparando-se a maior TCO na fase aeróbia 2 com relação a TCO na fase aeróbia 1, devido ao material não armazenada na fase anaeróbia, deve estar associado a uma maior concentração de nitrogênio presente no lodo a ser analisado, o que gera um consumo de MO e com isto uma menor quantidade estará presente na fase seguinte.

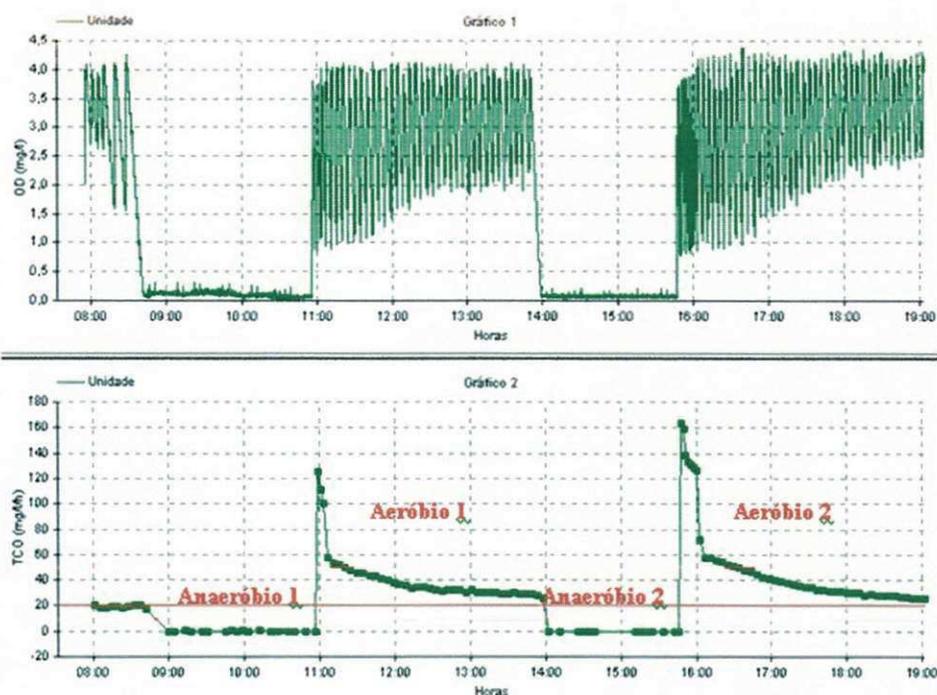


Figura 3.8 – Respirograma obtido durante teste em batelada com RBS1, com adição de acetato durante cada fase anaeróbia e fósforo no início da primeira fase anaeróbia.

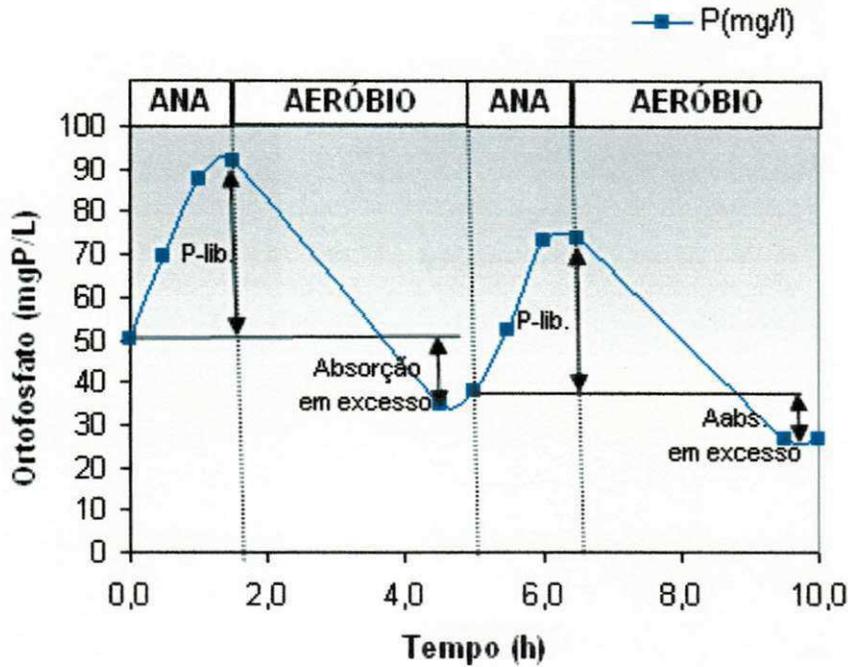


Figura 3.9 – Variações das concentrações de ortofosfato nas fases anaeróbia/aeróbia para o sistema RBS1.

Diferentemente do teste apresentado anteriormente, as concentrações de fosfato adicionadas foram variadas em cada fase anaeróbia, com adição de 30 mgP/L na fase anaeróbia 1 e 20 mgP/L na fase anaeróbia 2. Analisando a Figura 3.10, verifica-se que na fase anaeróbia 1 houve consumo de todo o acetato adicionado, já que não foi observada uma alta TCO na fase aeróbia 1, devendo o consumo observado, estar associado à utilização do material orgânico armazenado como PHB pelas bactérias poli-p. Já com relação ao segundo teste, verifica-se que nem todo o material orgânico adicionado foi sequestrado na fase anaeróbia 2, o que resultou numa DQO remanescente no período aeróbio 2, justificada pela alta TCO observada nessa fase. A absorção, em excesso, de fósforo no lodo analisado foi em torno de 14 mgP/L.

Capítulo 3

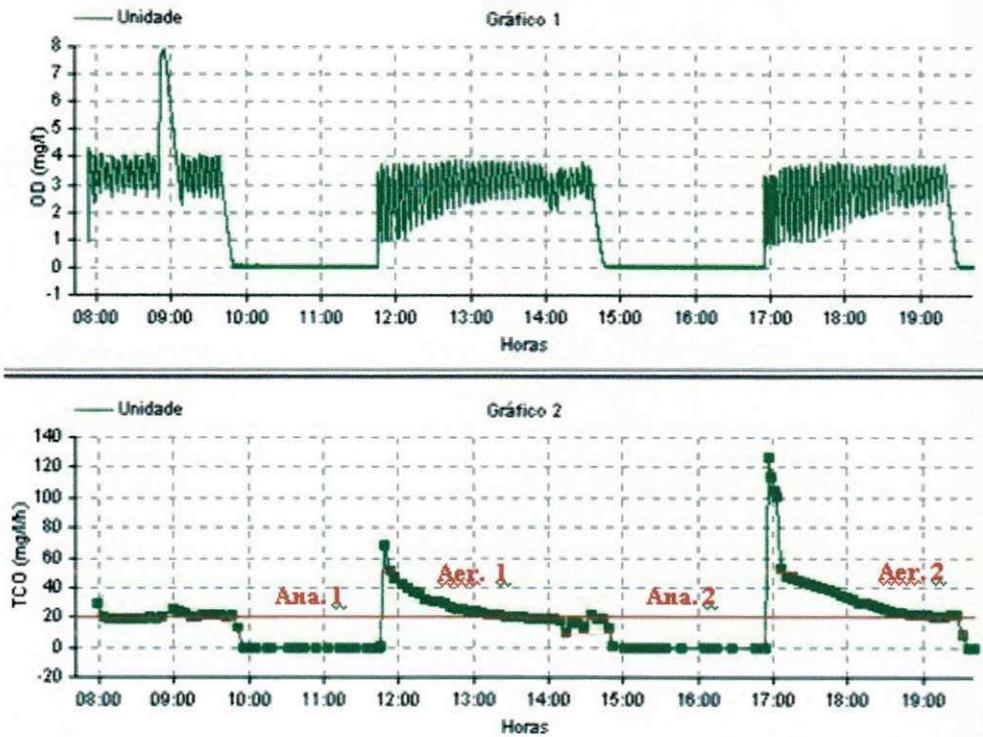


Figura 3.10 – Respirograma obtido durante teste em batelada com RBS1, com adição de acetato e variando as concentrações de fósforo, no início de cada fase anaeróbia.

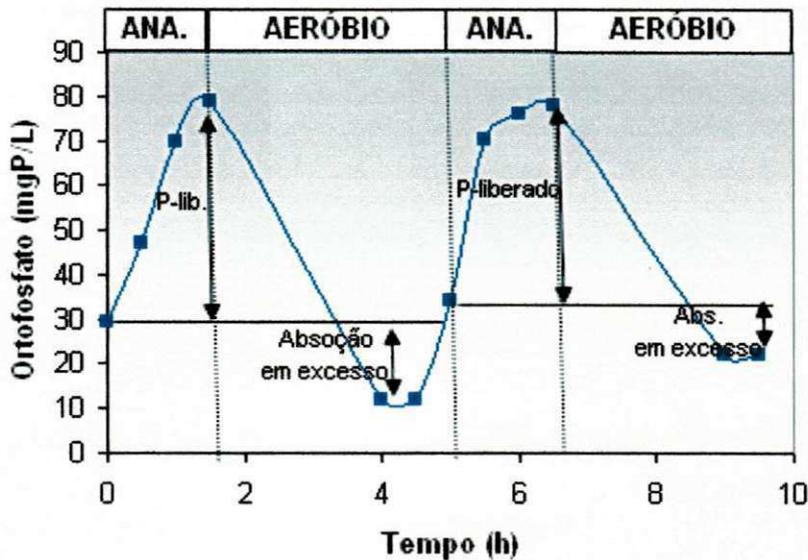


Figura 3.11 – Variações da concentração de ortofosfato nas fases anaeróbia/aeróbia para o sistema RBS1.

CONCLUSÕES

Os resultados da investigação experimental aqui descrita levaram as seguintes conclusões:

- Nos sistemas configurados para promover, além da remoção de nitrogênio, a remoção de fósforo, foi possível observar a presença de organismos acumuladores de fosfato e avaliar seu mecanismo de remoção via respirometria.
- Devido à falta de alguns pré-requisitos, o estabelecimento de uma comunidade especialista em remover fósforo em excesso nos sistemas não foi completa, o que justifica a baixa remoção de fósforo total (em torno de 60%) nos sistemas configurados.
- Verificou-se, também, nos sistemas projetados e operados para remoção de nitrogênio e fósforo, que a remoção destes dois nutrientes não ocorre à alta taxa e ao mesmo tempo.
- A composição da água residuária (presença de substrato solúvel) é decisiva quanto à viabilidade técnica da remoção biológica de fósforo.
- A longa idade de lodo empregada nos diferentes sistemas de lodo ativado, embora favorecesse a remoção de nitrogênio, não era suficiente para garantir uma boa remoção de fósforo.
- Os sistemas RBS permitiram um controle melhor sobre as variáveis que influenciam no processo de remoção de fósforo, devido à automação da operação.
- De acordo com os testes de bancada (respirométricos) desenvolvidos para avaliar os aspectos cinéticos envolvidos na remoção biológica de fósforo, verificou-se que é possível ocorrer liberação de P e desnitrificação simultaneamente na zona anaeróbia, se houver presença das bactérias poli-p e de material biodegradável solúvel suficiente para suprir os dois processos.

- A respirometria apresentou-se como uma ferramenta fundamental para avaliação do metabolismo em ambiente aeróbio do material sequestrado pelos OAF.
- Verificou-se que a presença de OAF no lodo gerado no sistema RBS1 em comparação com os sistemas contínuos, deveu-se ao processo de hidrólise empregado neste sistema, indicando, desta maneira, que os OAF requerem uma concentração específica de material orgânico entrando na zona anaeróbia para o estabelecimento da comunidade no reator.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKIN, B. S. and UGURLU, A. (2004). **The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor.** Bioresource Technol. 94, 1–7.

ALÉM SOBRINHO, P. & SAMUDIO, E. M. M. (2000). **Estudo sobre remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operando em bateladas.** In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre, ABES.

ALÉM SOBRINHO, P. & SAMUDIO, E. M. M. (2000). **Tratamento do excesso de lodo gerado em processos de lodos ativados com remoção biológica de fósforo.** In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre, ABES.

ATKINSON, B. W.; MUDALY, D. D. and BUX, F. (2000). **Anoxic phosphate uptake in a continuous enhanced biological phosphorus removal activated sludge system.** In: WISA 2000 Biennial Conference, Sun City, South Africa.

BAETENS, D. (2000). **Enhanced biological phosphorus removal: Modelling and experimental design.** Thesi PhD, Universiteit Gent, Belgium, 256 p.

BARNARD, J. L. (2006). **Biological Nutrient Removal: where we have been, where we are going?** In Proceedings the Water Environment Federation's 79 th Annual Technical and Educational Conference, Dsllas, TX, October 21-25, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Portal:
<http://www.mma.gov.br/port/conama>

CALLADO, N. H. e FORESTI, E. (2000). **Tratamento de esgoto doméstico com remoção de nitrogênio e fósforo em reatores seqüenciais em batelada.** In: XXVII CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre, ABES.

CALLADO, N. H. e FORESTI, E. (2002). **Remoção Biológica de fósforo em reator seqüencial em batelada tratamento de esgoto sanitário sintético utilizando acetato de sódio como fonte exógena de carbono.** In: XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENIERIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Cancúm, México, AIDIS.

COSTA, T. B. (2005). **Desempenho de um reator em batelada seqüencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de Esgoto Doméstico.** Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental) – PPGEA, UFSC. Florianópolis, SC, 145 p.

CYBIS, L. F. e PICKBRENNER, K. (2003). **Uso de RBS em escala piloto para pós-tratamento de efluente de tratamento anaeróbio.** Coletânea de Trabalhos Técnicos. Belo Horizonte, v. 2, p. 193-202.

EPA, United States Environmental Protection Agency (2008). **Municipal Nutriente Removal Technologies Reference Document.** Vol. 1 Technical Report. EPA 832 – R – 08 – 006.

ERDAL, U. G., ERDAL, Z. K. and RANDALL (2003). **The competition between PAOs (phosphorus accumulating organisms) and GAOs (glycogen accumulating organisms) in EBPR (enhanced biological phosphorus removal) systems at different temperatures and the effects on system performance.** Water Science and Technology, Vol. 47, N° 11, pp. 1-8.

FINGER, J. L. e CYBIS, L. F., J. L. (1999). **Remoção biológica de fósforo em reatores seqüenciais em batelada.** In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro, ABES.

GUISASOLA, A.; VARGAS, M.; MARCELINO, M.; LAFUENTE, J.; CASAS, C.; BAEZA, J. A. (2007). **On-line monitoring of the enhanced biological phosphorus removal process using respirometry and titrimetry.** *Biochemical Engineering Journal* 35, 371–379.

HOFFMANN H.; WEITZ J.; COSTA T. B.; WOLFF D. B.; PLATZER, C. e COSTA, R. H. R. (2004). **Biodesfosfatação no Tratamento de esgoto doméstico, uma contribuição para a proteção de recursos hídricos.** In: XV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA. Curitiba, COBEQ.

JEON, C. O. and PARK, J. M. (2000). **Enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor supplied with glucose as a sole carbon source.** *Water Research*, Vol. 34, N° 7, pp. 2160 - 2170.

JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. (2005). **Tratamento de esgotos domésticos.** 4^a Ed. Rio de Janeiro: 932 p.

KUBA, T.; WACHTMEISTER, A.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN J. J. (1994). **Effect of nitrate on phosphorus release in Biological Phosphorus Removal Systems.** *Water Science and Technology*, Vol. 30, N° 6, pp. 263-269.

LEE D. S., JEON, C. O. and PARK, J. M. (2001). **Biological Nitrogen Removal with Enhanced Phosphate uptake in sequencing batch reactor using single sludge system.** *Water Research*, Vol. 35, N° 16, pp. 3968 - 3976.

LI, N.; WANG, X.; REN, N.; ZHANG, K.; KANG, H. and YOU, S. (2008). **Effects of Solid Retention Time (SRT) on Sludge Characteristics in Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) Reactor.** *Cabeq 2008-04 za tisak 3.prn 74.*

MARCHETTO, M.; CAMPOS, J. R. e REALI, M. A. P. (2003). **Remoção de fósforo de efluente de reator anaeróbico com aeração intermitente seguido por flotação por ar dissolvido.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 8, n.1, p. 77-83.

MEINHOLD, J. (2001). **Biological Phosphorus Removal from Municipal Waste Water - Interactions in the Anoxic Zone and Consequences on Process Operations**. Thesi PhD, Technical University of Denmark, 191 p.

METCALF & EDDY (2003). **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**.^a 4 ed., McGraw-Hill, New York, USA, 1334 p.

OEHMEN, A., LEMOS, P. C., CARVALHO, G., YUAN, Z., KELLER, J., BLACKALL, L. L., REIS, M. A. M. (2007). **Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale**. Water Research, 41, 2271 – 2300.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. (2005). **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: Análise de desempenho**. Artigo Técnico, Vol 10, Nº 4, 347 – 357. Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

PIJUAN, M. (2004). **Effect of different carbon sources and continuous aerobic conditions on the EBPR process**. Thesi PhD, Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Spain.

SARIOGLU, M. (2005). **Biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor by using pure cultures**. Biochemical Engineering Journal 35, 371–379.

SAWYER, C. N., McCARTY, P. L., PARKIN, G. F. (1994). **Chemistry for Environmental Engineering**. 4th edition. McGraw-Hill Book Company, 658 p., Singapura.

SILVA, E. B. F. (2003). **Aplicação da respirometria na determinação da composição da matéria orgânica em águas residuárias**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 77 p.

SIN, G.; NIVILLE, K.; BACHIS, G.; JIANG, T.; NOPENS, I.; HULLE, S. V. and VAN ROLLEGHEM, P.A. (2008). **Nitrite effect on the phosphorus uptake activity of SBR and MBR reactors.** Water SA, Vol 34 N°2, April 2008.

SOARES, S. R. A.; MACHADO, A. F.; JÚNIOR, L. C. S. e BERNARDES, R. S. (2001). **Respirometria na caracterização do afluenta para controle operacional de ETE.** In: 21° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. João Pessoa, ABES.

SOARES, S. R. A.; MACHADO, A. F.; OLIVEIRA, D. R. e BERNARDES, R. S. (2001). **Perfil respirométrico de reator biológico em sistema de lodos ativados com remoção de nutrientes.** In: 21° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. João Pessoa, ABES.

VAN HAANDEL, A. C. & CATUNDA, P. F. C. (1982). **Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgotos.** Engenharia Sanitária, v 21, n 4, p 481-488.

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

VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. (1999). **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande – PB: Epgraf, 472 p.

VAN HAANDEL, A. C. & VAN DER LUBBE, J. (2007). **Handbook Biological Waste Water Treatment.** Quist Publishing – Leidschendam - The Netherlands, 570 pages.

VAN ROLLEGHEM, P. A. (2002). **Principles of Respirometry in Activated Sludge Wastewater Treatment.**

Referências Bibliográficas

VON SPERLING, M. (2005). **Princípio do tratamento Biológico de águas Residárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, Vol. 1, 3. ed., Belo Horizonte, 452 p.

VON SPERLING, M. (1997). **Princípio do tratamento Biológico de águas Residárias - Lodos ativados.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, Vol. 4, Belo Horizonte, 415 p.

WANG, D.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, G.; LIAO, D.; ZHANG, J. (2008). **Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process.** *Bioresource Technology* 99 (2008) 5466–5473.

WENTZEL, M.C., EKAMA, G.A., LOEWENTHAL, R.E., DOLD, P.L. AND MARAIS, G.V.R. (1989a). **Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour.** *Water SA*, 15(2), 71-88.

WENTZEL, M.C., DOLD, P.L., EKAMA, G.A. AND MARAIS, G.V.R. (1989b). **Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part III: Kinetic model.** *Water SA*, 15(2), 89-102.

APÊNDICE

Neste Apêndice estão apresentados os respirogramas obtidos durante teste em batelada com os lodos do sistema RBS1.

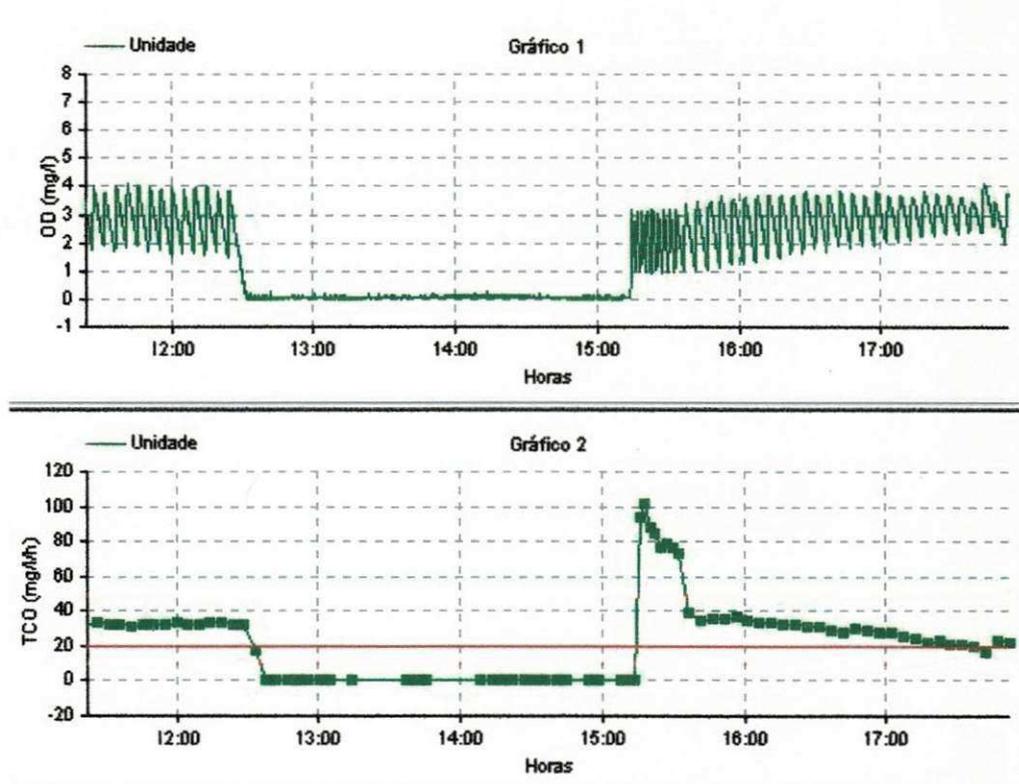


Figura A.1 - Respirograma do teste T2.

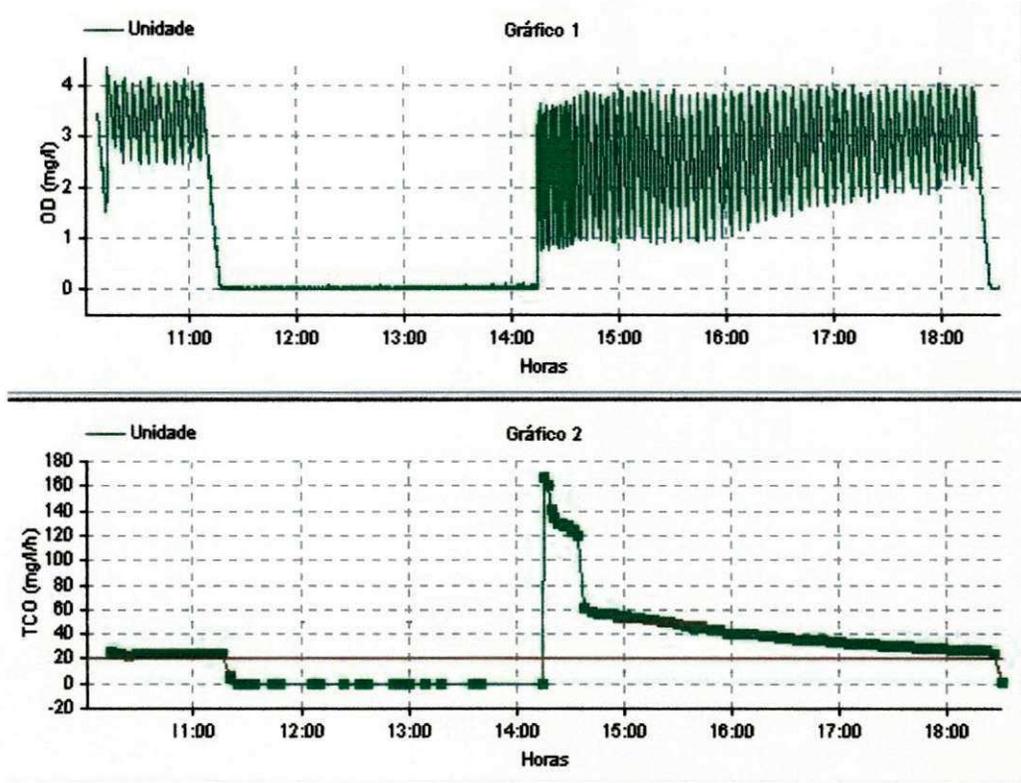


Figura A.2 - Respirograma do teste T3.

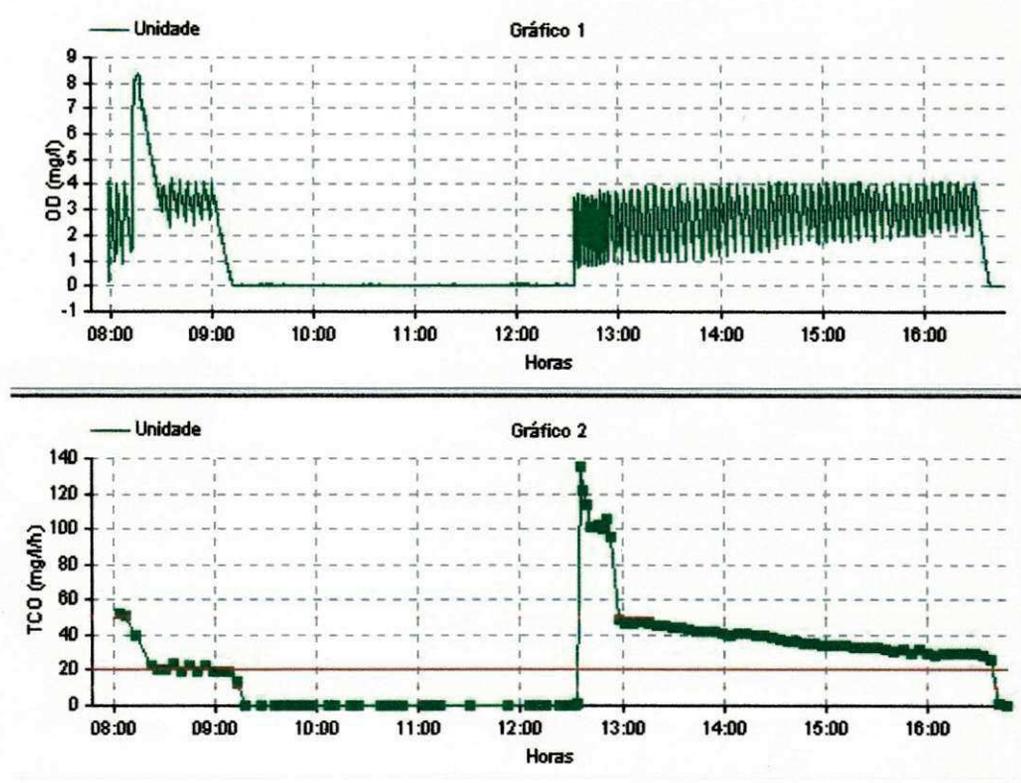


Figura A.3 - Respirograma do teste T4.

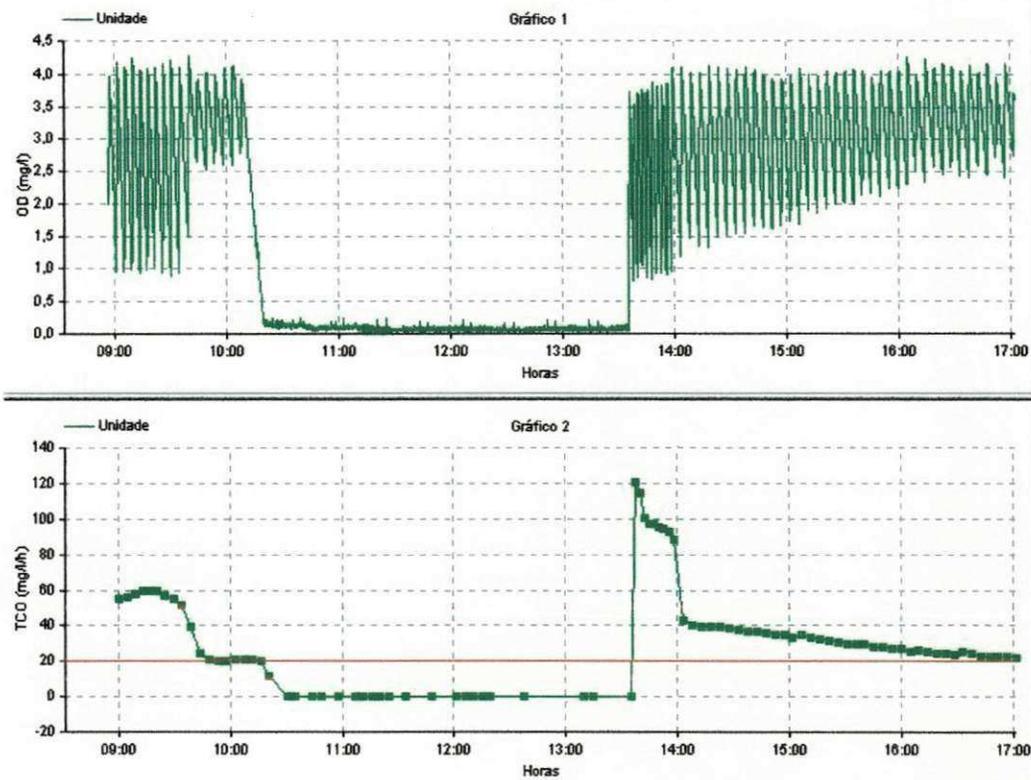


Figura A.4 - Respirograma do teste T5.

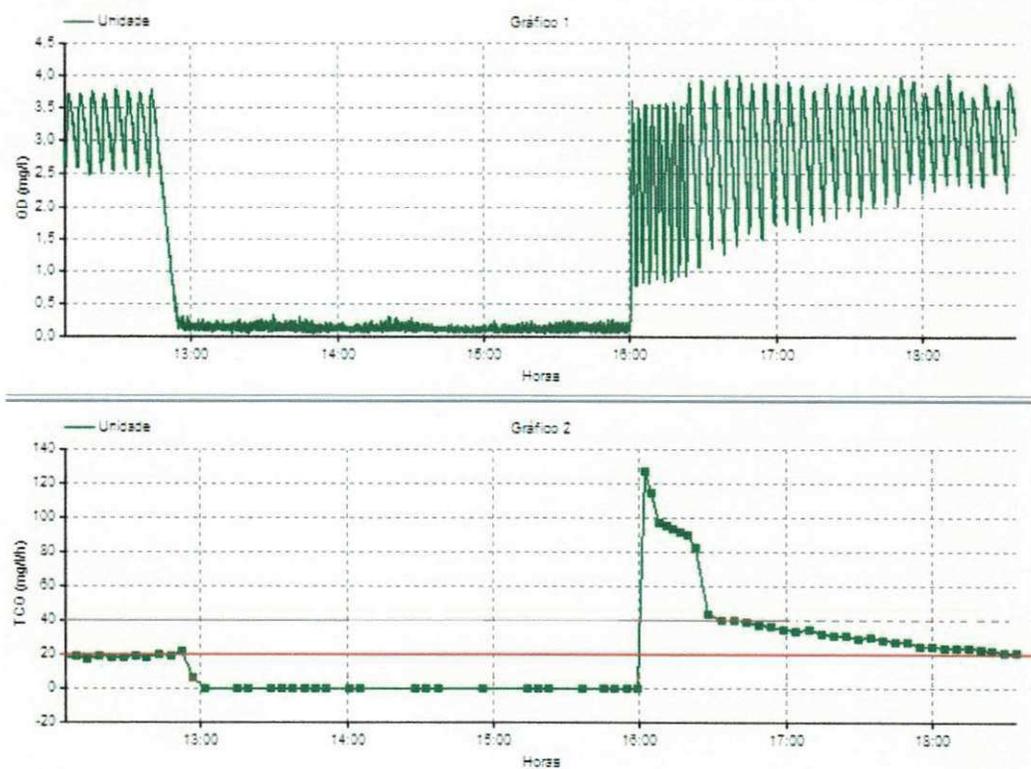


Figura A.5 - Respirograma do teste T6.

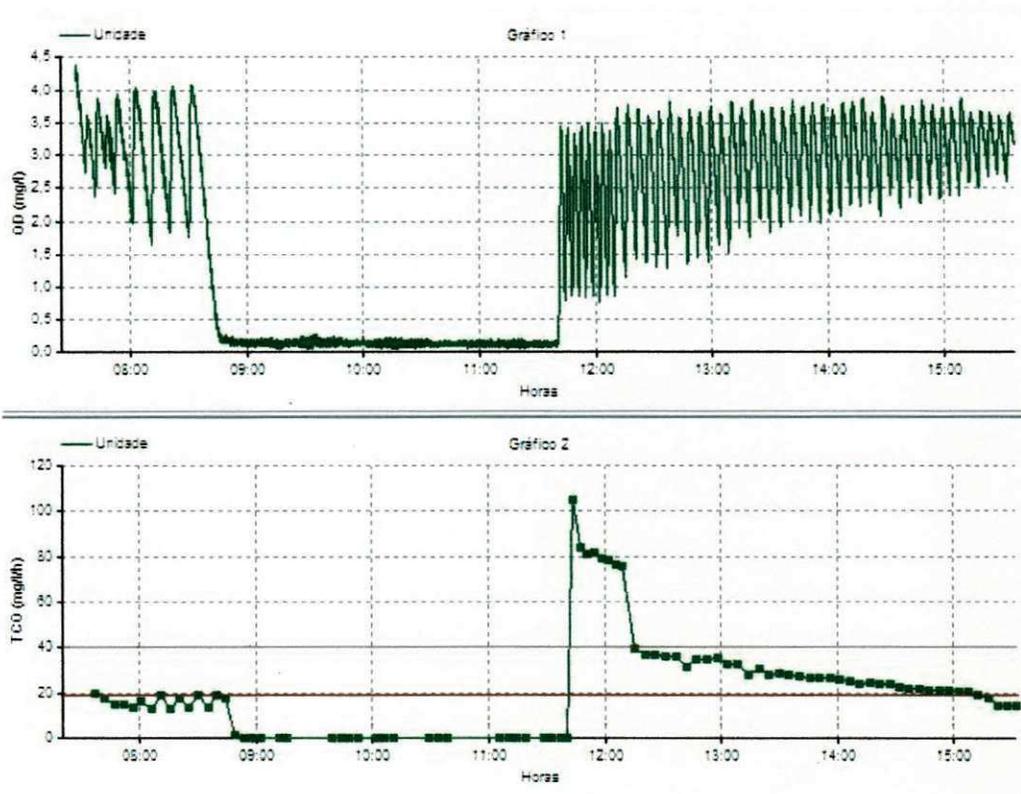


Figura A.6 - Respirograma do teste T7

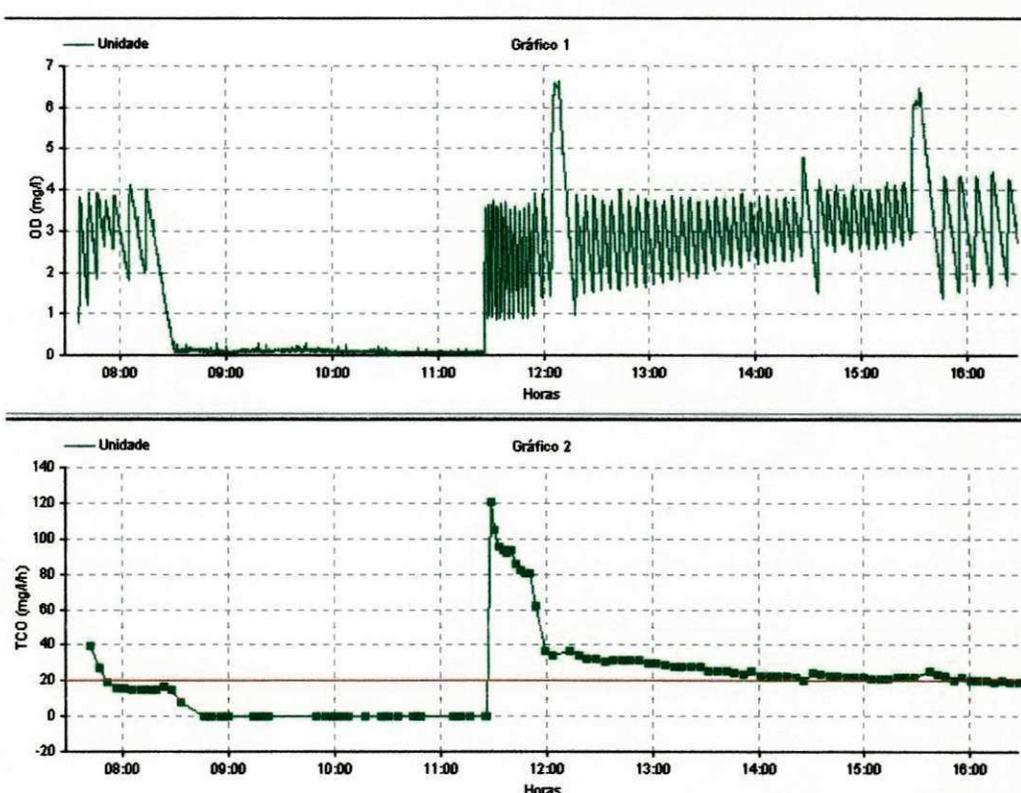


Figura A.7 - Respirograma do teste T8.

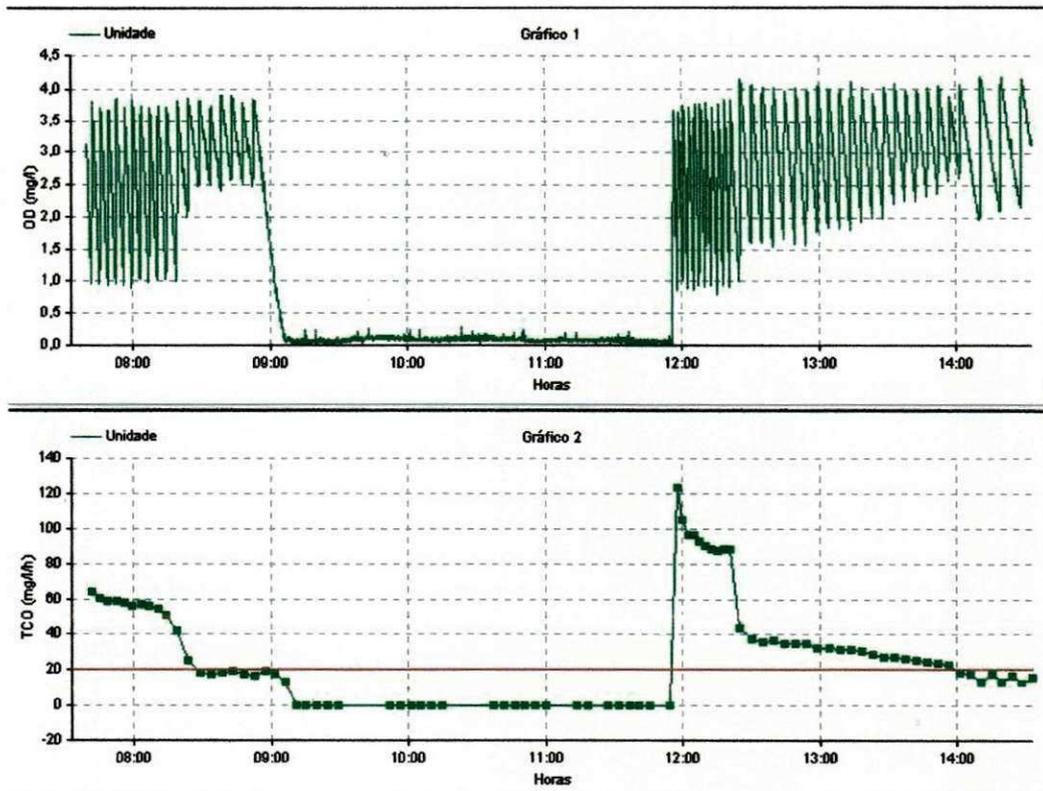


Figura A.8 - Respirograma do teste T9.

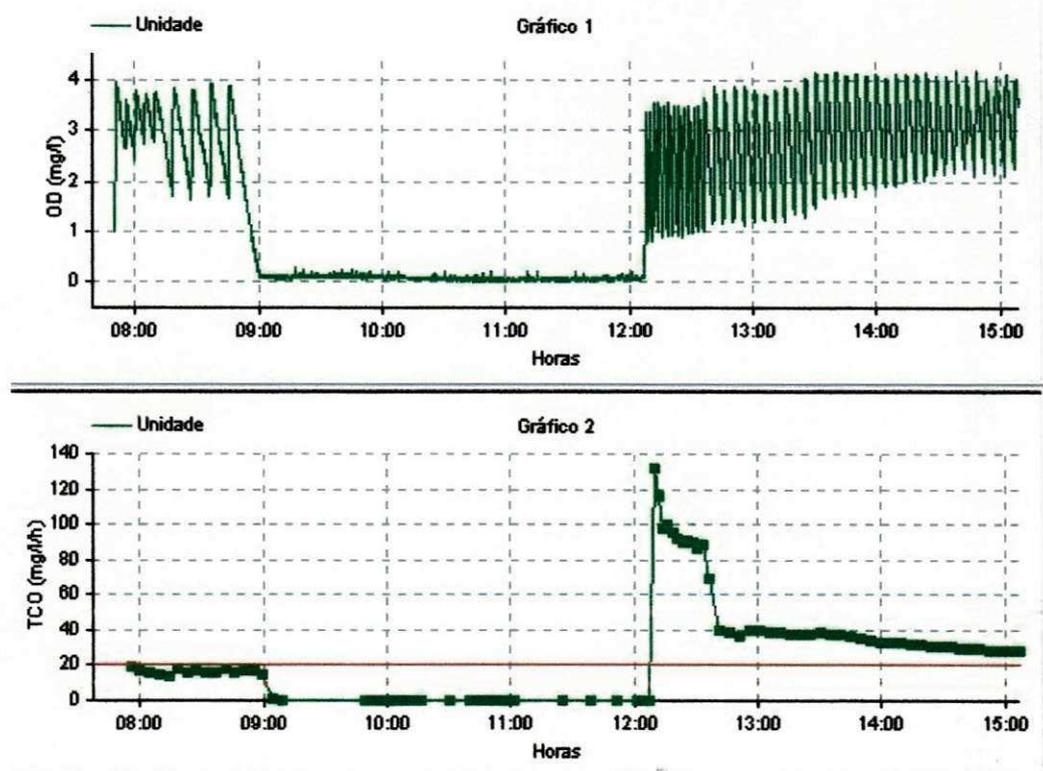


Figura A.9 - Respirograma do teste T10.