

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE

ANDRÉA LEMOS PORTO

**USO DA RESPIROMETRIA PARA CARACTERIZAÇÃO DA
ATIVIDADE METABÓLICA DE BACTÉRIAS
HETEROTRÓFICAS.**

Campina Grande – PB

Dezembro de 2007

ANDRÉA LEMOS PORTO

**USO DA RESPIROMETRIA PARA CARACTERIZAÇÃO DA
ATIVIDADE METABÓLICA DE BACTÉRIAS
HETEROTRÓFICAS.**

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 Mestre.

Área de concentração: RECURSOS HÍDRICOS
Sub-área: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Orientadores:

ADRIANUS C. VAN HAANDEL – M. Sc. – PhD.
PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – M. Eng. - Dr^a.

Campina Grande – PB

Dezembro de 2007



FICHA CATALOGRAFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

P853u

2007 Porto, Andréa Lemos.

Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas / Andréa Lemos Porto.— Campina Grande: 2007. 76f.: il. col.

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

Referências.

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

1. Método Respirométrico. 2. Bactérias Heterotróficas. 3. Lodo Ativado. 4. Esgoto Bruto. 5. Esgoto Digerido. I. Título.

CDU - 628.355(043)

UFCG - BIBLIOTECA - CAMPUS I	
360	15.02.08

ANDRÉA LEMOS PORTO

UFCG

**USO DA RESPIROMETRIA PARA CARACTERIZAÇÃO DA
ATIVIDADE METABÓLICA DE BACTÉRIAS
HETEROTRÓFICAS.**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: ____/____/____.

COMISSÃO EXAMINADORA:



ADRIANUS C. VAN HAANDEL – PhD.

Orientador - UFCG



PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI - Dr^a.

Orientadora – UFCG

UFCG



MÔNICA AMORIM COURA –Dr^a.

Examinadora Interna – UFCG



RUI DE OLIVEIRA – PhD.

Examinador Externo – UEPB

AGRADECIMENTOS

Ao meu querido Pai celestial, o Senhor Deus Altíssimo, que nos criou e nos sustenta até hoje, responsável por tudo que existe.

Aos meus pais Cleido e Sônia e minha irmã Adriana pelo constante apoio dado para realização de mais uma etapa na minha vida.

Ao meu noivo João pela ajuda em algumas tarefas e compreensão a todo o momento.

Ao meu cunhado Dalmo pela revisão gramatical do meu trabalho.

Aos professores Adrianus C. van Haandel e Paula Frassinetti Feitosa cavalcanti pelas orientações prestadas.

À Universidade Federal de Campina Grande, pelo programa de mestrado.

À CAPES pela concessão de bolsa, dando suporte financeiro.

Aos professores da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental, pelo embasamento teórico.

Aos funcionários da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental.

À colega Yanna que foi companheira e ajudou neste trabalho.

A todos do PROSAB que contribuíram, de alguma forma, para este trabalho.

RESUMO

PORTO, A. L. **Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas.** 2007. 76f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

Tendo como objetivo principal avaliar a capacidade metabólica das bactérias heterotróficas geradas a partir de diferentes substratos (esgoto bruto e esgoto digerido), foi realizada uma investigação experimental com dois sistemas de lodo ativado operados em escala piloto, sendo um tratando esgoto bruto e outro, esgoto digerido. Também foi avaliada a capacidade metabólica do lodo anaeróbio ou, mais especificamente, das bactérias heterotróficas facultativas presentes nele. A capacidade metabólica foi medida através das constantes cinéticas: taxa máxima de crescimento, taxa de decaimento, taxa de utilização do material orgânico e constante de meia saturação. Foi verificada, também, a sobrevivência das bactérias geradas em ambiente aeróbio e a fração de material oxidado no metabolismo dessas bactérias. Para se determinar essas taxas foi usado o método respirométrico de determinação da taxa de consumo de oxigênio. Os resultados demonstraram que o metabolismo do lodo gerado a partir do esgoto bruto é diferente daquele do lodo gerado a partir do esgoto digerido. Também se verificou que diferentes monossustratos levam a diferentes valores da taxa de crescimento. Quando submetidas a ambiente sem alimentação e sem oxigênio, as bactérias aeróbias geradas a partir do esgoto digerido são mais resistentes que as geradas a partir do esgoto bruto, que manteve sua capacidade metabólica em até 20 dias. Quanto ao lodo anaeróbio, verificou-se que este apresenta uma capacidade metabólica oxidativa quando na presença de oxigênio e de substrato.

PALAVRAS-CHAVES: Método respirométrico. Bactérias heterotróficas. Lodo ativado. Esgoto bruto. Esgoto digerido.

ABSTRACT

PORTO, A. L. **The use of respirometry to characterize the metabolic activity of heterotrophic bacteria.** 2007. 76f. Thesis (Master) – Federal University of Campina Grande, Campina Grande, 2007.

An experimental investigation was carried out with the main objective of evaluating the metabolic capacity of heterotrophic bacteria generated with different substrates (raw and digested sewage), using two pilot-scale activated sludge systems. The metabolic capacity of anaerobic sludge under aerobic conditions, or rather of the facultative bacteria present in the anaerobic reactor, was also evaluated. The metabolic capacity is determined by assessing the kinetic constants: maximum growth rate, decay rate, utilization rate of organic material and half saturation constant. Also the survival in an anaerobic environment of the bacteria generated under aerobic conditions as well as the fraction of organic material oxidized under aerobic conditions were determined. These rates were determined by respirometric methods by which the oxygen uptake rate was measured. The results showed that the metabolism of the sludge generated from raw sewage is different from the one obtained from digested sludge. It was also established that different monosubstrates lead to different growth rates. When the sludges were submitted to an environment without substrate or oxygen it was established that the sludge generated from digested sewage was more resistant than the one generated from raw sewage, maintaining its metabolic capacity for more than 20 days. Insofar as anaerobic sludge is concerned, it was established that in an aerobic environment the oxidative metabolic capacity was comparable to that of aerobic sludge in the presence of oxygen.

KEYWORDS: Respirometric methods. Heterotrophic bacteria. Activated sludge. Raw sewage. Digested sewage.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

CAPÍTULO 2

FIGURA 2.1: Frações do material orgânico e processos de remoção (adaptado de van Haandel <i>et al.</i> , 2006).	37
FIGURA 2.2: Esquema do metabolismo de bactérias heterotróficas num ambiente aeróbio (adaptado de Pavlostathis, 2006).	39
FIGURA 2.3: Fluxo do material orgânico (DQO) no sistema de lodo ativado (extraído de van Haandel e Marais, 1999).	44
FIGURA 2.4: Determinação de b_h a partir da TCO e da concentração de lodos voláteis (extraído de van Haandel e Marais, 1999).	50
FIGURA 2.5: Esquema de um UASB.	52
FIGURA 2.6: Relação entre a eficiência de remoção de material orgânico e o tempo de permanência para o UASB (adaptação de van Haandel e Marais, 1999).	52
FIGURA 2.7: Foto do Respirômetro Beluga.	54

CAPÍTULO 3

FIGURA 3.1: Esquema da configuração e foto do sistema LA.	56
FIGURA 3.2: Esquema da configuração e foto do sistema UASB+LA.	57
FIGURA 3.3: Esquema da configuração e foto do sistema UASB(EB).	58
FIGURA 3.4: Esquema da configuração e foto do sistema UASB (EB+EF).	59
FIGURA 3.5: Representação dos perfis da concentração de OD e da TCO, obtidos pelo respirômetro Beluga durante um dos testes realizados, onde foi usado acetato de sódio como substrato (software <i>S32c</i>).	63
FIGURA 3.6: Esquema do sistema montado para realizar os testes respirométricos (superior) e foto de um teste em andamento.	64
FIGURA 3.7: Curva para o cálculo da constante de meia saturação do substrato.	67
FIGURA 3.8: Integração da TCO exógena para quantificação do substrato oxidado.	68

CAPÍTULO 4

FIGURA 4.1: Respirograma para o cálculo da constante de meia saturação do substrato.	76
---	----

FIGURA 4.2: Respirograma gerado pelo lodo do sistema LA onde foi adicionado 60 mg DQO de acetato.	77
FIGURA 4.3: Determinação gráfica do decaimento da TCO com o tempo do lodo UASB+LA.	78
FIGURA 4.4: Determinação gráfica do decaimento da TCO com o tempo do lodo LA.	79
FIGURA 4.5: Variação da $TCO_{end,esp}$ com o tempo do lodo gerado no sistema UASB+LA, num teste de sobrevivência.....	79
FIGURA 4.6: Variação da $TCO_{end,esp}$ com o tempo do lodo gerado no sistema LA, num teste de sobrevivência.....	80
FIGURA 4.7: Variação da $TCO_{exo,esp}$ com o tempo do lodo gerado no sistema UASB+LA, num teste de sobrevivência.....	80
FIGURA 4.8: Variação da $TCO_{exo,esp}$ do lodo gerado no sistema LA, num teste de sobrevivência.	81

LISTA DE QUADROS E TABELAS

CAPÍTULO 2

TABELA 2.1: Valores das frações de material orgânico para diferentes esgotos (adaptado de van Haandel *et al.*, 2006).38

TABELA 2.2: Valores numéricos das constantes cinéticas para esgoto doméstico. .49

CAPÍTULO 3

QUADRO 3.1: Descrição dos pontos analisados dos dois sistemas de lodo ativado.61

TABELA 3.1: Dimensões e condições operacionais dos sistemas LA e UASB+LA. .60

TABELA 3.2: Dimensões e condições operacionais dos sistemas UASB(EB) e UASB(EB+EF).60

TABELA 3.3: Variáveis analisadas na monitoração dos sistemas UASB+LA e LA, freqüência em que eram realizados e seus respectivos métodos analíticos.61

CAPÍTULO 4

TABELA 4.1: Valores médios mensais de pH e alcalinidade total dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.70

TABELA 4.2: Valores médios mensais de DQO dos afluentes e efluentes e as eficiências de remoção dos sistemas UASB+LA e LA.71

TABELA 4.3: Valores médios mensais de sólidos suspensos do licor misto e suas frações dos sistemas UASB+LA e LA.72

TABELA 4.4: Valores médios mensais de NTK dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.72

TABELA 4.5: Valores médios mensais de amônia dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.73

TABELA 4.6: Valores médios mensais de nitrato do licor misto e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.74

TABELA 4.7: Constantes cinéticas das bactérias heterotróficas e valores que a determinam.76

TABELA 4.8: Fração de material oxidado77

TABELA 4.9: Valores médios de Y_h para os lodos dos sistemas UASB+LA e LA.78

TABELA 4.10: Constantes cinéticas e valores que a determinam de lodos anaeróbios.....	81
TABELA 4.11: Fração oxidada (em %) do material metabolizado pelos diferentes lodos anaeróbios.....	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Alc: Alcalinidade

b_n : Constante de decaimento (d^{-1})

B_o : Fator de recuperação de material orgânico

C_r : Massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de massa de DQO biodegradável aplicada por dia

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)

DQO: Demanda Química de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)

$(dS/dt)_u$: Taxa de utilização de material orgânico

ΔN_a : Variação da concentração de amônia

ΔN_n : Variação da concentração de nitrato

EB: Esgoto bruto

ED: Esgoto digerido

EF: Efluente

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

f : Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno: 0,2 (MARAIS e EKAMA, 1976)

f_{cv} : Razão DQO/SVS em lodo orgânico = 1,50 $mgDQO/mgSVS$ (MARAIS e EKAMA, 1976)

f_{up} : Fração da DQO afluente não biodegradável e particulada

f_{us} : Fração da DQO afluente não biodegradável e solúvel

K_{la} : Constante de transferência (h^{-1})

K_{ms} : Constante de utilização específica máxima do substrato pelo lodo

K_{ss} : Constante de meia saturação

LA: Lodo Ativado

MO: Matéria orgânica

MS_o : Fluxo de massa diária de DQO oxidada ($kgO_2.d^{-1}$ ou $kgDQO.d^{-1}$)

mS_o : Fração da DQO afluente que é oxidada

MS_{ta} : Fluxo de massa diária de DQO aplicada ($kgDQO.d^{-1}$)

MS_{te} : Fluxo de massa diária de DQO no efluente ($kgDQO.d^{-1}$)

mS_{te} : Fração da DQO afluente que permanece na fase líquida

MS_{xv} : Fluxo de massa diária de DQO no lodo de excesso ($kgDQO.d^{-1}$)

mS_{xv} : Fração da DQO afluente que é descarregada no lodo de excesso

μ : Taxa específica de crescimento das bactérias (d

TCO_{exo} : Taxa de consumo de oxigênio exógena (mg O₂L⁻¹.h⁻¹)
TCO_{exo,esp} : Taxa de consumo de oxigênio exógena específica (mg.mSVS⁻¹.h⁻¹)
TCO_{max} : Taxa de consumo de oxigênio máxima (mg O₂L⁻¹.h⁻¹)
TCO_{mc} : Taxa de consumo de oxigênio máxima do material carbonáceo (mg O₂L⁻¹.h⁻¹)
TCO_{mín} : Taxa de consumo de oxigênio mínima (mg O₂L⁻¹.h⁻¹)
TCO_n: TCO devido a nitrificação (mgO₂.L⁻¹.h⁻¹)
TCO_t: Taxa de Consumo de Oxigênio total (mgO₂.L⁻¹.h⁻¹)
TDH: Tempo de detenção hidráulica (h)
UASB: Up-flow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB: Universidade Estadual da Paraíba
UFCG: Universidade Federal de Campina Grande
UFPB: Universidade Federal da Paraíba
V_r : Volume do sistema de tratamento (L)
X : Concentração de microorganismos
X_a: Concentração de lodo ativo heterotrófico (mgSSV.L⁻¹)
X_F: Concentração de Sólidos Fixos (mg.L⁻¹)
X_T: Concentração de Sólidos Totais (mg.L⁻¹)
X_v: Concentração de Sólidos Voláteis (mg.L⁻¹)
Y_n : Coeficiente de rendimento das heterotróficas: 0,45 mgX_a/mgS_b (MARAIS e EKAMA, 1976)

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1-INTRODUÇÃO.....	15
CAPÍTULO 2-REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	36
2.1 Esgotos domésticos.....	36
2.1.1 O material orgânico	36
2.2 Metabolismo bacteriano.....	38
2.2.1 Metabolismo oxidativo.....	38
2.2.2 Digestão anaeróbia	40
2.3 Sistemas de lodo ativado.....	40
2.3.1 Configuração e operação de sistemas de lodo ativado.....	40
2.3.2 Microrganismos presentes em SLA (Sistemas de Lodo Ativado).....	43
2.3.3 Lodo biológico	43
2.3.4 Balanço de massa de material orgânico	44
2.3.5 Cinética do metabolismo de utilização do material orgânico.....	47
2.3.5.1 Influência da temperatura.....	49
2.3.5.2 Influência do pré-tratamento anaeróbio.....	51
2.4 Respirometria	53
2.4.1 Tipos de respirômetros.....	53
2.4.2 Princípio respirométrico.....	53
CAPÍTULO 3-MATERIAL E MÉTODOS.....	55
3.1 Material.....	55
3.1.1 Localização dos experimentos	55
3.1.2 Descrição dos sistemas	55
3.2 Métodos.....	59
3.2.1 Operação dos sistemas.....	59
3.2.2 Variáveis analisadas	61
3.2.3 Testes respirométricos	62
3.2.3.1 Capacidade metabólica de bactérias heterotróficas	65
3.2.3.2 Determinação das frações oxidadas e sintetizadas	68
3.2.3.3 Decaimento das bactérias heterotróficas	68
3.2.3.4 Sobrevivência das bactérias heterotróficas	69
3.2.3.5 Capacidade metabólica de lodos anaeróbios.....	69
CAPÍTULO 4-APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	70

4.1 Desempenho dos sistemas.....	70
4.2 Atividade metabólica das bactérias heterotróficas	74
4.2.1 Capacidade metabólica.....	74
4.2.2 Determinação das frações oxidadas e sintetizadas	77
4.2.3 Coeficiente de rendimento das bactérias heterotróficas, Y_h	77
4.2.4 Decaimento das bactérias heterotróficas	78
4.2.5 Sobrevivência das bactérias heterotróficas	79
4.3 Capacidade metabólica de lodos anaeróbios	81
CAPITULO 5-DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	82
5.1 Desempenho dos sistemas.....	82
5.2 Metabolismo das bactérias heterotróficas.....	83
5.2.1 Capacidade metabólica.....	83
5.2.2 Determinação das frações oxidadas e sintetizadas	85
5.2.3 Coeficiente de rendimento, Y_h	85
5.2.4 Decaimento das bactérias heterotróficas	85
5.2.5 Sobrevivência das bactérias heterotróficas	86
5.3 Capacidade metabólica oxidativa de lodos anaeróbios	87
CAPITULO 6-CONCLUSÕES.....	88
CAPITULO 7-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO

Sistemas de lodo ativado (SLA) têm como configuração básica um reator aerado (precedido, ou não, de um decantador primário) e um decantador secundário. Devido à matéria orgânica presente na água residuária, no reator biológico se desenvolvem bactérias heterotróficas que predominam na fração ativa do lodo biológico. O metabolismo dessas bactérias foi adequadamente descrito por Marais e sua equipe de pesquisadores (MARAIS, 1976), sendo em 1986 apresentado como modelo para o entendimento dos processos que se desenvolvem nesses sistemas (HENZE *et al.*, 1986).

O metabolismo das bactérias heterotróficas (bem como das autotróficas responsáveis pelo processo de nitrificação) é verificado através das constantes cinéticas do modelo de Marais. As constantes cinéticas se referem à taxa de crescimento, à taxa de utilização do material orgânico, à de decaimento e à constante de meia saturação. Para determinação dessas constantes, tem-se como principal parâmetro a taxa de consumo de oxigênio (TCO), a qual está diretamente relacionada com a taxa com que o material orgânico é consumido (em termos de DQO).

A determinação da TCO é feita utilizando-se métodos respirométricos onde se mede a velocidade com que o oxigênio é consumido em uma batelada de lodo. Com o valor da TCO e as equações do modelo de Marais, podem-se determinar as constantes cinéticas do metabolismo bacteriano.

A combinação de um reator anaeróbio (notadamente o reator anaeróbio de fluxo ascendente - reator UASB) com um SLA tem sido objeto de inúmeras pesquisas que vêm sendo desenvolvidas aqui no Brasil nos últimos 10 anos. Sistemas anaeróbios-aeróbios já estão operando em escala real em Brasília (Melchior), Belo Horizonte (Onça), Campinas (Anhumas e Piçarrão), Londrina (Sul e Norte), sendo os maiores do mundo tratando esgoto doméstico. É óbvio que o reator aerado do SLA de sistemas híbridos anaeróbio-aeróbio recebe um afluente de natureza diferente (efluente digerido) do reator aerado de SLA convencional. Portanto, a natureza do esgoto a ser tratado pode influenciar no metabolismo das

bactérias heterotróficas, determinando valores diferentes para as constantes cinéticas.

A presente dissertação de mestrado trata de uma investigação experimental que teve como objetivo avaliar a capacidade metabólica das bactérias heterotróficas presentes em reatores aeróbios de SLA, precedidos ou não por um reator anaeróbio, como também das bactérias heterotróficas facultativas presentes em reatores anaeróbios do tipo UASB. Para tal, foram operados dois sistemas de lodo ativado em escala piloto. A diferença fundamental entre os dois sistemas é que um era alimentado com esgoto bruto (sistema LA) e o outro com esgoto digerido de um reator UASB (sistema UASB+LA). Também foram operados dois reatores anaeróbios do tipo UASB, sendo um alimentado com esgoto bruto e o outro com esgoto bruto mais efluente de um dos sistemas de lodo ativado operado. A capacidade metabólica das bactérias heterotróficas foi avaliada através da determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO), que era obtida a partir de método respirométrico.

A investigação experimental teve como objetivos específicos:

- verificar a capacidade metabólica de diferentes lodos, a partir da determinação das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas;
- determinar as frações de material oxidado e sintetizado;
- verificar a influência do pré-tratamento anaeróbio no metabolismo bacteriano;
- verificar o decaimento das bactérias geradas em ambiente aeróbio;
- verificar o tempo de sobrevivência das bactérias geradas em ambiente aeróbio;
- verificar a capacidade metabólica oxidativa de bactérias heterotróficas geradas em ambiente anaeróbio.

Além deste capítulo, esta dissertação é constituída de mais 6 capítulos, sendo assim distribuídos:

Capítulo 2: revisão bibliográfica referente ao conteúdo estudado: metabolismo bacteriano, sistemas de lodo ativado, bactérias heterotróficas e respirometria.

Capítulo 3: apresenta-se o material e os métodos utilizados na investigação experimental: descrição dos sistemas analisados, descrição do respirômetro e os métodos empregados para determinação das constantes cinéticas.

Capítulos 4 e 5: mostram, respectivamente, os resultados obtidos com a investigação experimental, expressos em forma de tabelas e figuras e a discussão desses resultados.

Capítulo 6: encontram-se as conclusões obtidas com o experimento e, no capítulo 7, as referências bibliográficas citadas.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Esgotos domésticos

Esgotos domésticos são constituídos de matéria inorgânica (areia, argila, substâncias minerais dissolvidas, etc), matéria orgânica (proteínas, carboidratos, gorduras, etc) e ainda uma população de microrganismos formada principalmente por bactérias. A fração orgânica pode ser medida indiretamente através da demanda química de oxigênio (DQO).

Os processos de tratamento biológico de esgoto podem ser aeróbios (sistemas de lodos ativados, filtros biológicos, valos de oxidação, etc) e anaeróbios (UASB – reatores anaeróbios de fluxo ascendente, filtros anaeróbios, etc).

No tratamento biológico, as bactérias heterotróficas são responsáveis pela remoção de material carbonáceo e as autotróficas em conjunto com heterotróficas removem material nitrogenado.

2.1.1 O material orgânico

Na composição do material orgânico existem o material biodegradável, que pode ser metabolizado pelos microrganismos, e o não biodegradável. O material biodegradável pode ainda ser classificado em dissolvido, que é o rapidamente utilizado, e o particulado, que é o de lenta utilização. Dessa maneira, segundo Marais e Ekama (1976), o material orgânico pode ser dividido nas seguintes frações (ver também Figura 2.1):

S_{ta} = DQO total do afluente;

S_{ba} = DQO biodegradável do afluente;

S_{ua} = DQO não biodegradável do afluente;

S_{bpa} = DQO biodegradável e particulada do afluente;

S_{bsa} = DQO biodegradável e dissolvida do afluente;

S_{upa} = DQO não biodegradável e particulada do afluente;
 S_{usa} = DQO não biodegradável e dissolvida do afluente.

Na Figura 2.1 estão representados as frações do material orgânico e os processos de remoção dessas frações num sistema biológico de tratamento: a fração biodegradável e dissolvida é diretamente metabolizada, a fração biodegradável e particulada é adsorvida, hidrolisada para em seguida ser metabolizada, a fração não biodegradável e particulada é aderida ao lodo existente pelo processo de floculação e a fração não biodegradável e dissolvida sai juntamente com o efluente.

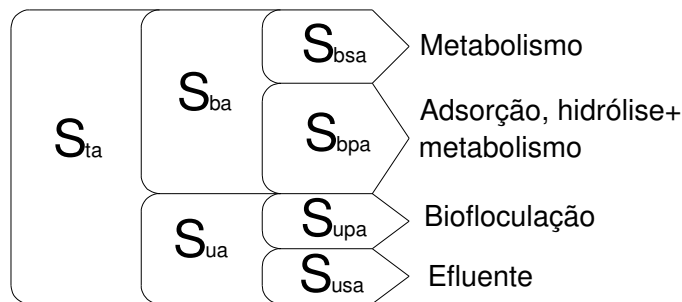


FIGURA 2.1: Frações do material orgânico e processos de remoção (adaptado de van Haandel *et al.*, 2006).

De acordo com a Figura 2.1, tem-se que:

$$S_{ta} = S_{ba} + S_{ua} \quad (2.1)$$

$$S_{ta} = S_{bsa} + S_{bpa} + S_{usa} + S_{upa} \quad (2.2)$$

As frações não biodegradáveis, dissolvida e particulada, podem ser determinadas como:

$$f_{us} = \frac{S_{usa}}{S_{ta}} \quad (2.3)$$

$$f_{up} = \frac{S_{upa}}{S_{ta}} \quad (2.4)$$

Onde:

f_{us} = fração da DQO afluyente não biodegradável e dissolvida;

f_{up} = fração da DQO afluyente não biodegradável e particulada.

De acordo com van Haandel e Marais (1999), os valores das frações que compõem o material orgânico variam muito de um esgoto para outro, como pode ser visto na Tabela 2.1.

TABELA 2.1: Valores das frações de material orgânico para diferentes esgotos (adaptado de van Haandel *et al.*, 2006).

Esgoto Urbano		Fração		Referência
		f_{us}	f_{up}	
Campina Grande	bruto	0,07	0,05	Coura Dias <i>et al.</i> (1983)
Cidade do Cabo (África do Sul)	bruto	0,09	0,12	Marais e Ekama (1976)
	decantado	0,12	0,02	
Burlington (Canadá)	bruto	0,12	0,25	Sutton <i>et al.</i> (1979)

2.2 Metabolismo bacteriano

Na teoria do tratamento de águas residuárias, o metabolismo dos microrganismos compreende os processos que envolve a degradação da matéria orgânica, quais sejam: *catabolismo*, que resulta na obtenção de energia, e *anabolismo* que resulta na síntese de material celular. De acordo com o tipo de microrganismo, a fonte de material para a síntese de novas células pode ser o material orgânico, se microrganismos heterotróficos, ou dióxido de carbono, se microrganismos autotróficos.

2.2.1 Metabolismo oxidativo

O esquema da Figura 2.2 mostra o metabolismo de utilização do material orgânico por bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio. Parte do material orgânico metabolizado produz energia (catabolismo). Da energia produzida, parte é usada para produção de novas células (anabolismo) e parte é dissipada para o

meio, havendo ainda o decaimento da massa bacteriana com produção de energia e formação do resíduo endógeno.

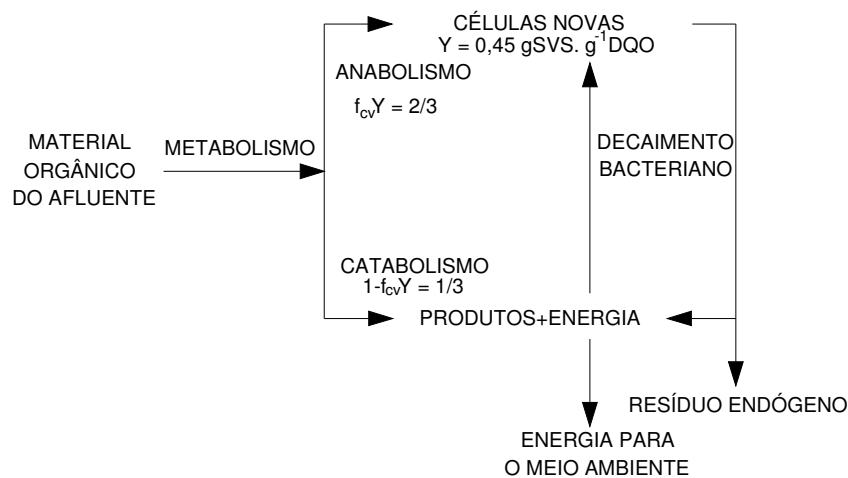


FIGURA 2.2: Esquema do metabolismo de bactérias heterotróficas num ambiente aeróbio (adaptado de Pavlostathis, 2006).

De acordo com Van Haandel e Catunda (1983) a fração de matéria orgânica utilizada no catabolismo pode ser medida pelo consumo de oxigênio (OD): estequiometricamente 1 grama de OD consumido equivale a 1 grama de DQO destruída. Já a síntese de novo material celular pode ser determinada através dos sólidos suspensos. Resultados experimentais indicam que a produção da massa bacteriana no metabolismo oxidativo está na faixa de 0,35 a 0,52 gSVS.g⁻¹DQO, sendo 0,45gSVS.g⁻¹DQO um valor médio freqüentemente usado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Tal proporção entre a massa microbiana sintetizada e a massa de DQO metabolizada é chamada de coeficiente de síntese celular ou de coeficiente de crescimento ou ainda, de coeficiente de rendimento de lodo, que tem como símbolo Y .

Com o valor da DQO de uma unidade de massa de microorganismo é possível determinar a fração de material catabolizado e anabolizado, Coura Dias *et al.* (1981) encontrou o valor de 1,50 mgDQO.mg⁻¹SVS em investigações realizadas na UFPB com microrganismos gerados a partir do esgoto bruto de Campina Grande. Adotando-se o valor médio de 1,48 mgDQO.mg⁻¹SVS, segundo Marais e Ekama (1976), pode-se estimar que, na utilização de 1g de DQO, a fração de material transformado em novas células é de:

$$f_{cv}Y = 1,48 \text{ mgDQO.mg}^{-1}\text{SSV} * 0,45 \text{ mgSSV.mg}^{-1}\text{DQO} = 0,67,$$

enquanto que a fração oxidada é de:

$$1 - f_{cv}Y = 1 - 0,67 = 0,33.$$

Ou seja, 1/3 do material metabolizado (ou utilizado) é oxidado enquanto que 2/3 são anabolizados.

Na Figura 2.2 pode ser visto também que parte do material resultante do decaimento dos microrganismos não é biodegradável e é chamada de resíduo endógeno. A fração do material decaído que resulta no resíduo endógeno foi determinada por diversos pesquisadores, Brodersen e McCarty (1962); Marais e Ekama (1976), como sendo $f = 0,2$.

2.2.2 Digestão anaeróbia

Foi visto o metabolismo do material orgânico por microrganismo na presença de um oxidante (no caso o oxigênio). Porém, há microrganismos que podem metabolizar material orgânico sem a presença de um oxidante. Esse processo é denominado de digestão anaeróbia.

Na digestão anaeróbia, a estabilização da matéria orgânica (MO) é parcial: em torno de 97% da MO permanecem na forma reduzida de gás metano. A pequena energia liberada ($0,3 \text{ kcal. g}^{-1}\text{DQO}$ metabolizada) resulta num baixo rendimento do processo. Devido à baixa energia liberada no catabolismo fermentativo, apenas aproximadamente 3% da DQO utilizada é sintetizada como massa bacteriana (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

2.3 Sistemas de lodo ativado

2.3.1 Configuração e operação de sistemas de lodo ativado

Lodo ativado é um processo biológico de tratamento de águas residuárias, em que ocorre a formação de flocos macroscópicos de microrganismos, que removem matéria orgânica e se caracteriza por uso de aeração do licor misto (mistura de água residuária e lodo ativado) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). É constituído basicamente de:

- tanque de aeração;
- tanque de decantação (decantador secundário) e
- recirculação de lodo.

No tanque de aeração ocorrem as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica e, sob determinadas condições, de nutrientes (nitrogênio e fósforo). A biomassa se utiliza do substrato presente no esgoto bruto para se desenvolver. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. Parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa neste, resultando numa elevada eficiência do sistema (VON SPERLING, 1997).

Sistemas de lodo ativado exigem uma descarga intencional de lodo para que a massa e a concentração do lodo no reator sejam constantes. A descarga intencional de lodo estabelece o tempo de residência do lodo no reator, desenvolvendo o conceito de idade de lodo. A idade de lodo é determinada pela razão entre a massa de lodo presente no sistema e a taxa de descarga de lodo. O lodo descarregado é denominado de lodo de excesso.

Sistemas de lodo ativado têm capacidade de remoção tanto de matéria orgânica como de nutrientes (nitrogênio e fósforo). A remoção biológica de nitrogênio se dá através de processos seqüenciais de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito (nitritaço) e em seqüência nitrito em nitrato (nitrataço). Já a desnitrificação é a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, usando-se material orgânico como redutor e sem a presença de oxigênio dissolvido. Devido a isso, têm-se sistemas de lodo ativado com reatores aerados e não aerados. A ausência de OD e a presença de nitrato caracterizam um ambiente anóxico favorável a desnitrificação.

Um fator favorável e importante para o processo de nitrificação (oxidação biológica de amônia a nitrato) é aumentar a idade de lodo (diminuição da descarga de lodo de excesso) no sistema de lodo ativado, já que a taxa de reprodução das bactérias nitrificantes é bem lenta (VON SPERLING, 1997).

No processo de nitrificação ocorre um consumo de alcalinidade, que pode causar redução do pH do licor misto. Essa redução depende da capacidade de tamponação da água residuária e da concentração da amônia oxidada. Com o processo de desnitrificação ocorre uma recuperação da alcalinidade.

Através da Equação 2.5 é possível estimar o valor mínimo da alcalinidade no afluente para que o pH do sistema de lodo ativado mantenha um valor estável na faixa neutra quando está ocorrendo o processo de nitrificação:

$$\text{Alc}_a > 3,57(\Delta N_n - \Delta N_a + 10) \quad (2.5)$$

Onde:

ΔN_n = variação da concentração de nitrato no sistema de lodo ativado;

ΔN_a = variação da concentração de amônia no sistema de lodo ativado.

No esgoto doméstico a concentração de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl) geralmente está dentro da faixa de 40 a 60 mgN.L⁻¹. Em sistemas de lodo ativado, com remoção biológica de nitrogênio eficiente, o teor de nitrogênio dissolvido no efluente final será na ordem de 2 mg/L, resultando numa eficiência de remoção de 95%.

Para um bom funcionamento do sistema de lodo ativado é preciso que a capacidade de oxigenação supra de oxigênio tanto as bactérias que oxidam o material orgânico, como as nitrificadoras, caso contrário os processos de remoção de matéria orgânica e nitrificação ocorrem de forma incompleta, produzindo um efluente de má qualidade. A NBR-12209/92 recomenda uma concentração mínima de OD no reator de 2,0 mg/L, para idade de lodo menor que 18 dias. A concentração de nutrientes presentes no esgoto doméstico satisfaz a quantidade de nutrientes requerida pelos microrganismos no sistema, (VON SPERLING, 1997).

O processo de nitrificação requer uma maior garantia da presença de oxigênio do que a remoção de matéria carbonácea. Na remoção da matéria carbonácea, na fase de absorção (tempo necessário para a assimilação intracelular da matéria carbonácea particulada) que precede o metabolismo, pode haver armazenamento de energia de alguma forma até que o oxigênio se torne disponível novamente. Em contraste, a nitrificação cessa no instante em que o oxigênio se reduz abaixo do nível crítico. Por outro lado, o reinício da nitrificação é bastante rápido, tão logo o OD esteja presente em concentrações adequadas (VON SPERLING, 1997).

Em resumo, para que se tenha uma eficiente degradação da matéria orgânica é preciso que haja as seguintes condições (QASIM, 1994 apud JORDÃO E PESSOA, 2005):

- uma população de microrganismos ativos;

- contato adequado entre os microrganismos e a matéria orgânica a ser degradada;
- disponibilidade de oxigênio;
- disponibilidade de nutrientes e,
- outras condições ambientais favoráveis, tais como: temperatura, pH, tempo de contato, etc.

2.3.2 Microrganismos presentes em SLA (Sistemas de Lodo Ativado)

O lodo biológico do SLA é formado principalmente de bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e nematóides. Sendo as bactérias os microrganismos de maior importância, uma vez que são elas as maiores responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos através da conversão da matéria orgânica biodegradável em novo material celular, CO₂, água e outros produtos inertes (JORDÃO E PESSOA, 2005). Dentre as bactérias existentes, as heterotróficas são responsáveis pela remoção de matéria orgânica e fósforo (este último, mais especificamente, pelas bactérias poli-P) e as autotróficas Nitrosomonas e Nitrobacter, responsáveis pela nitrificação.

Quanto às bactérias ativas na degradação da matéria orgânica, segundo Horan (1990), existem bactérias originadas em águas residuárias que têm, na sua estrutura intracelular, material de reserva que garante a sua sobrevivência mesmo quando não há material carbonáceo extracelular. Materiais típicos de reserva são: glicogênio, polifosfato e poli 2-hidroxi-butirato (phb). Muitas bactérias encontradas em sistemas de lodo ativado possuem grânulos de phb, inclusive a Zoogléia ramigera.

2.3.3 Lodo biológico

No sistema de lodo ativado, o lodo biológico é constituído de duas frações (Marais e Ekama, 1976):

Lodo Ativo: microrganismos atuantes na utilização do material orgânico, gerados a partir da síntese de material orgânico do afluente. A composição dos organismos vivos pode variar de um sistema para outro, dependendo da natureza da água residuária e das condições operacionais do sistema, como idade de lodo (VAN

HAANDEL e MARAIS, 1999). A concentração de lodo ativo pode ser determinada com a Equação 2.6:

$$X_a = \frac{(1 - f_{us} - f_{up})C_r S_{ta}}{R_h} \quad (2.6)$$

Onde:

C_r = massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de massa de DQO biodegradável aplicada por dia, sendo:

$$C_r = \frac{YR_s}{(1 + b_h R_s)} \quad (2.7)$$

R_h = tempo de permanência do líquido.

$$R_h = \frac{V_r}{Q_a} \quad (2.8)$$

R_s = idade de lodo.

$$R_s = \frac{V_r}{q} \quad (2.9)$$

$$b_{ht} = 0,24(1,04)^{T-20} \quad (2.10)$$

Na Figura 2.3 pode-se observar o fluxo de material orgânico, em termos de DQO afluente, no sistema de lodo ativado. Da DQO que entra no sistema de lodo ativado, parte será oxidada, parte transformada em lodo e parte será descarregada com o efluente. As transformações por que passam o material orgânico (representado em termos de DQO) em sistemas de lodo ativado, são assim representadas:

MS_{ta} = fluxo de massa diária da DQO aplicada (kgDQO.d^{-1});

MS_{te} = fluxo de massa diária da DQO no efluente (kgDQO.d^{-1});

MS_{xv} = fluxo de massa diária da DQO no lodo de excesso (kgDQO.d^{-1});

MS_o = fluxo de massa diária da DQO oxidada ($\text{kgO}_2.\text{d}^{-1}$ ou kgDQO.d^{-1}).

O balanço de massa de DQO em sistemas de lodo ativado é dado pela soma dos fluxos da DQO transformada, da oxidada e da que sai no efluente, sendo esta soma igual ao fluxo de massa diária da DQO afluente (MS_{ta}). A Equação 2.11 é a equação do balanço de massa.

$$MS_{ta} = MS_{te} + MS_{xv} + MS_o \quad (2.11)$$

Os fluxos dessas massas de DQO podem ser determinados pelas Equações 2.12 a 2.15, sendo eles:

$$MS_{ta} = Q_a S_{ta} \quad (2.12)$$

$$MS_{te} = (Q_a - q) S_{te} \quad (2.13)$$

Onde:

Q_a = vazão afluente (L.d^{-1});

q = vazão de lodo de excesso (L.d^{-1});

S_{ta} = DQO afluente (mgDQO.L^{-1});

S_{te} = DQO efluente (mgDQO.L^{-1}).

De acordo com van Haandel e Marais (1999) o fluxo de material descarregado no lodo de excesso pode ser determinado através da massa dos sólidos voláteis

suspensos (SVS), da DQO da fase líquida (DQO da fase líquida do lodo de excesso igual à do efluente) e da proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos orgânicos em suspensão ($f_{cv} = 1,48 \text{ mgDQO} \cdot \text{mg}^{-1} \text{SVS}$):

$$MS_{xv} = q(f_{cv} X_v + S_{te}) = qf_{cv} X_v + qS_{te} \quad (2.14)$$

O fluxo de material oxidado é calculado através da taxa de consumo de oxigênio do material carbonáceo (TCO_c) obtida a partir da diferença entre a TCO_{total} e a TCO_n devido à nitrificação (através da variação de nitrato).

$$MS_o = TCO_c V_r \quad (2.15)$$

Onde:

V_r = volume do reator (L).

Dividindo-se o fluxo de saída pelo fluxo de entrada, determina-se o fator de recuperação do material orgânico que, se for maior que 90 por cento, pode-se dizer que o sistema está sendo operado sob condições estacionárias (carga constante de material orgânico).

O balanço de massa do material carbonáceo pode ser também, e mais facilmente, determinado a partir das frações da DQO afluente:

$$mS_{te} = \frac{S_{te}}{S_{ta}} \quad (2.16)$$

$$mS_{xv} = \frac{\left(\frac{q}{Q_a}\right) f_{cv} X_v}{S_{ta}} \quad (2.17)$$

$$mS_o = \frac{R_n TCO_c}{S_{ta}} \quad (2.18)$$

$$B_o = mS_{te} + mS_{xv} + mS_o \quad (2.19)$$

Onde:

mS_{te} = fração da DQO afluente descarregada no efluente;

mS_{xv} = fração da DQO afluente descarregada como lodo de excesso;

mS_o = fração da DQO afluente oxidada no sistema.

2.3.5 Cinética do metabolismo de utilização do material orgânico

A cinética do metabolismo de utilização do material orgânico do afluente se refere à velocidade com que os processos de oxidação e síntese no sistema de lodo ativado ocorrem. A partir do conhecimento da cinética dos processos de utilização, descreve-se a remoção do material orgânico, o crescimento do lodo e o consumo de oxigênio.

O primeiro modelo cinético de utilização do material orgânico foi desenvolvido por Monod (1948) para descrever a fermentação de açúcares de uvas por culturas puras de leveduras. O modelo se resume em (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999):

1 – A taxa de crescimento de microrganismos é proporcional à taxa de utilização do substrato pelos microrganismos:

$$r_c = \left(\frac{dX}{dt} \right)_c = Y r_u = -Y \left(\frac{dS}{dt} \right)_u \quad (2.20)$$

Onde:

r_c = taxa de crescimento de microrganismos;

X = concentração de microrganismos;

S = concentração do substrato;

Y = fator de crescimento do lodo;

u, c são índices que se referem à utilização e ao crescimento respectivamente.

2 – A taxa de utilização do substrato depende da concentração deste substrato da seguinte maneira:

$$r_u = \frac{K_{ms} S}{(S + K_{ss})} X \quad (2.21)$$

Onde:

r_u = taxa de utilização do substrato;

K_{ms} = constante de utilização específica máxima do substrato pelo lodo;
 K_{ss} = constante de meia saturação.

Combinando as duas equações anteriores, tem-se que:

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_c = \frac{YK_{ms}S}{(S + K_{ss})} X \quad (2.22)$$

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_c = \frac{\mu_m S}{(S + K_{ss})} X \quad (2.23)$$

Onde:

μ_m = taxa de crescimento específica máxima de microrganismos.

O crescimento bacteriano é função da disponibilidade de substrato no meio. Quando o substrato se apresenta em baixa concentração, a taxa de crescimento é proporcionalmente reduzida. Dessa forma, a matéria carbonácea é, no tratamento de esgotos, um fator limitante do crescimento.

Quando não se tem limitação de substrato o valor de $\mu = \mu_m$.

Marais e Ekama (1976) sugeriram que a taxa de utilização do material orgânico e a taxa de crescimento do lodo, fossem medidas através da determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO) relacionada com essa utilização:

$$TCO_u = (1 - f_{cv}Y)r_u \quad (2.24)$$

Como a taxa de crescimento de lodo é ligada diretamente à taxa de utilização, tem-se:

$$r_c = Y_h r_u = \frac{Y_h}{(1 - f_{cv}Y)TCO_u} \quad (2.25)$$

De acordo com van Haandel e Marais (1999), a respiração endógena é o consumo de oxigênio associado ao decaimento do lodo ativo. Por outro lado, a oxidação de material extracelular é denominada de respiração exógena.

A Tabela 2.4 mostra valores das constantes cinéticas para esgoto doméstico.

TABELA 2.2: Valores numéricos das constantes cinéticas para esgoto doméstico.

Coefficientes Cinéticos	Esgoto doméstico	Referências
	3,7	Lawrence e McCarty (1970) apud Bailey e Ollis, (1977).
μ_m (d^{-1})	2,4 - 7,2	Horan (1990).
	1,5 – 5,0	Metcalf e Eddy (2003)
K_{ms} (mgDQO/L)	20,0	Dold <i>et al.</i> (1980) apud van Haandel (2006).
	22,0	Lawrence e McCarty (1970) apud Bailey e Ollis, (1977).
K_{ss} (mgDQO/L)	5,0	Dold <i>et al.</i> (1980) apud van Haandel (2006).

2.3.5.1 Influência da temperatura

A temperatura tem uma grande influência sobre o metabolismo, afetando as taxas de oxidação da matéria carbonácea e nitrogenada. Em geral, as taxas da maioria das reações químicas e bioquímicas aumentam com a temperatura. Nas reações biológicas, a tendência de aumento das taxas mantém-se até uma certa temperatura ótima. Acima dessa temperatura, a taxa decresce devido, provavelmente, à destruição de enzimas a temperaturas mais elevadas (SAWYER & McCARTY, 1978 apud VON SPERLING, 1997).

De acordo com Arceivala (1981 apud VON SPERLING, 1997), entre 10 e 30°C, $\mu_{m\max}$ aumenta com a temperatura. Já o valor de K_{ss} diminui ligeiramente com temperaturas de 10 a 20°C, aumentando então substancialmente até 30°C.

A constante de decaimento varia com a temperatura (t), e pode ser expressa dessa forma:

$$b_h = 0,24 \cdot 1,04^{(t-20)} \quad (2.26)$$

Quanto mais alta a temperatura, mais rápido será o decaimento de lodo ativo no sistema de lodo ativado e, portanto, maior o consumo de oxigênio para respiração endógena e, conseqüentemente, menor será a produção de lodo de excesso.

Existem parâmetros que variam de acordo com o modelo cinético simples do decaimento de lodo ativo proposto por Marais e Ekama (1976), como a concentração de sólidos orgânicos em suspensão e a taxa de consumo de oxigênio. Dessa forma, pode-se estimar a constante de decaimento através desses parâmetros.

A partir de experimentos realizados por van Haandel *et al.* (1986) em uma batelada de lodo gerado a uma idade de lodo de 5 dias e com temperatura controlada de 22°C, pôde-se determinar a constante de decaimento b_h . A Figura 2.4 mostra respectivamente a constante b_h determinada a partir da variação da TCO e dos sólidos suspensos voláteis.

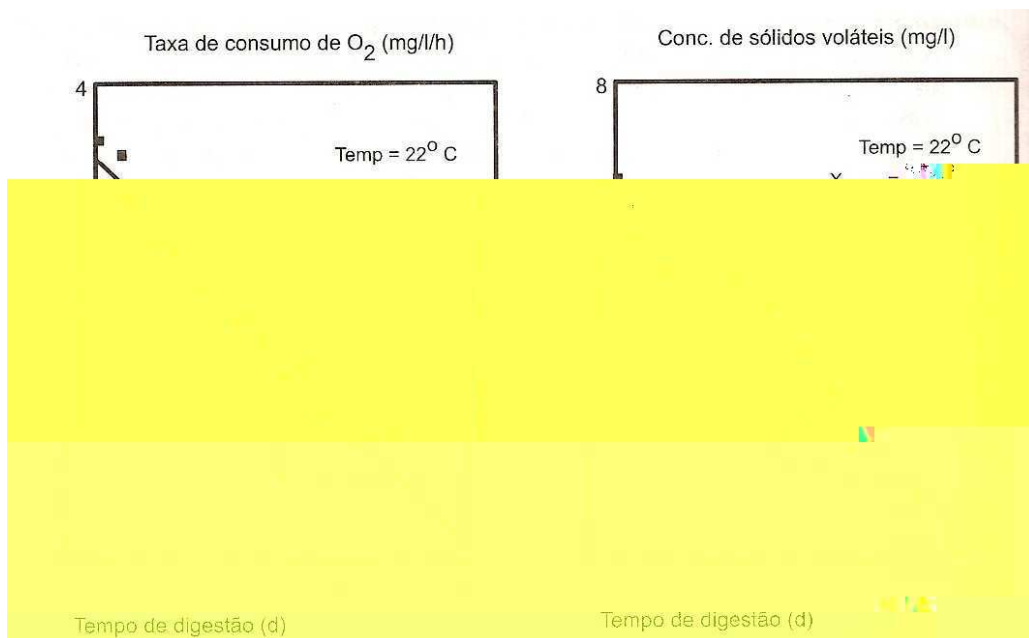


FIGURA 2.4: Determinação de b_h a partir da TCO e da concentração de lodos voláteis (extraído de van Haandel e Marais, 1999).

Ainda, usando-se a técnica de bateladas exemplificada acima e usando os métodos (TCO, X_v , N_n e Alc) determinaram a constante b_h na faixa de 20 a 32°C, obtendo-se o seguinte resultado:

2.3.5.2 Influência do pré-tratamento anaeróbio

O sistema de lodo ativado é eficiente na remoção de sólidos suspensos, material orgânico e nutrientes, gerando um efluente de boa qualidade. Por outro lado, o custo de implantação, de operação e de manutenção, é alto. O pré-tratamento anaeróbio de águas residuárias pode ser uma alternativa para redução de custos de aeração em sistemas de ativado, gerando um efluente ainda de boa qualidade.

Os processos anaeróbios desenvolvidos em reatores de alta taxa, a exemplo do reator UASB, apresentam como principais vantagens a remoção de material orgânico a uma taxa orgânica volumétrica muito mais elevada que a do sistema de lodo ativado, com tempo de permanência de algumas horas e produção de lodo já estabilizado. O pós-tratamento do efluente digerido se faz necessário para reduzir a concentração residual do material orgânico e, dependendo do destino final, reduzir a concentração de nutrientes e a população de organismos patogênicos.

Sistemas de lodo ativado que recebem efluente de uma unidade anaeróbia de pré-tratamento necessitam de uma menor capacidade de oxigenação, o que leva a uma significativa redução nos custos operacionais com energia elétrica (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Os custos de construção podem também ser reduzidos, já que a unidade de pré-tratamento anaeróbia pode ser usada para a estabilização do lodo e ainda gerar um lodo mais concentrado, reduzindo o custo de disposição de lodo (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

No Brasil, vêm sendo utilizados reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo - reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) para tratamento de esgoto à taxa elevada. Os reatores UASB se distinguem por ter um separador de fases (lodo, água e gás), que garante uma alta concentração de lodo. Os reatores UASB funcionam da seguinte forma: a água residuária que entra no reator flui no sentido ascendente passando pela densa massa de lodo (zona de digestão) onde a matéria orgânica é digerida, resultando na produção de biogás e no crescimento de lodo. A Figura 2.5 representa um esquema do reator UASB. A Figura 2.6 mostra a

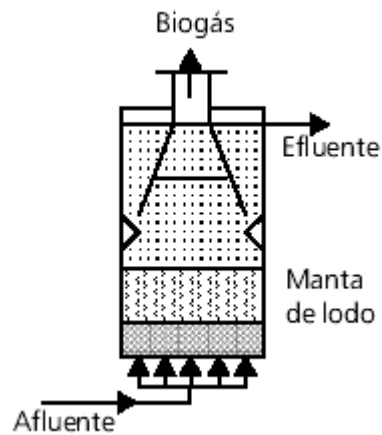


FIGURA 2.5: Esquema de um UASB.

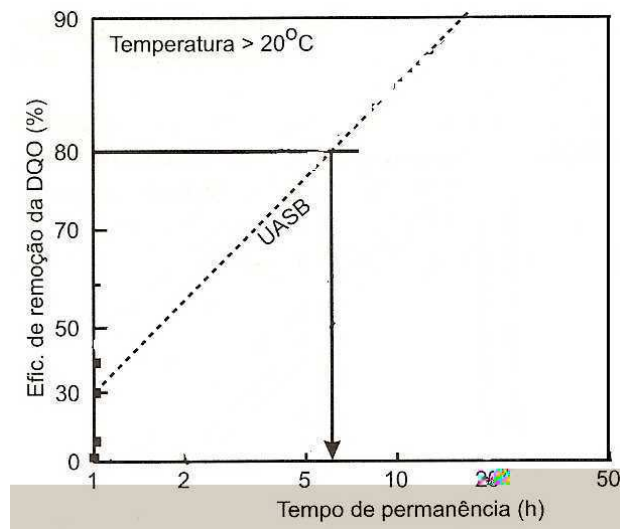


FIGURA 2.6: Relação entre a eficiência de remoção de material orgânico e o tempo de permanência para o UASB (adaptação de van Haandel e Marais, 1999).

Van Haandel e Marais (1999) verificaram que a teoria de lodo ativado se aplica também a sistemas de lodo ativado alimentados com esgoto bruto e digerido (meio a meio), tendo também verificado que, aparentemente, parte do material dissolvido que não é biodegradável num ambiente aeróbio pode ser removido em ambiente anaeróbio, gerando um efluente final com DQO menor do que um sistema convencional.

O pré-tratamento afeta tanto a concentração como a composição do material orgânico a ser tratado no sistema de lodo ativado. Reatores anaeróbios eficientes removem grande parte do material orgânico e dos sólidos em suspensão, reduzindo a massa de DQO e a fração de material não biodegradável e particulado e, conseqüentemente, a demanda de oxigênio no sistema de lodo ativado.

2.4 Respirometria

A respirometria é uma técnica que permite medir a quantidade de oxigênio utilizada pelos microrganismos durante a degradação da matéria orgânica. Os aparelhos que fazem esse processo são chamados de respirômetros. Os respirômetros permitem determinar a velocidade com que os microrganismos consomem oxigênio, ou seja, a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO).

A respirometria pode ser usada para controle do desempenho e da operação de sistemas de lodo ativado porque permite determinar, entre outros:

- o balanço de massa do material orgânico e nitrogenado;
- a toxicidade de afluentes industriais;
- a atividade de lodo em termos da taxa máxima de utilização do material orgânico;
- o grau de estabilização de lodo em digestores aeróbios;
- a cinética do sistema de lodo ativado.

2.4.1 Tipos de respirômetros

Ros (1993) classifica os respirômetros como:

- Fechados: não permitem a troca de material com o meio externo, podendo ser manométricos, volumétricos ou combinados. Como exemplo tem-se o frasco de DBO.
- Abertos: Permitem trocas de material com o meio, podendo ser contínuo ou semicontínuo.

2.4.2 Princípio respirométrico

- Respirômetros semicontínuos: A TCO é determinada a partir da variação da concentração de OD em função do tempo. Princípio simples, em que através da aeração a concentração de OD é elevada de um valor mínimo (OD_{\min}) até um valor máximo (OD_{\max}), sendo, então, a aeração interrompida. O decréscimo de OD, devido à atividade das bactérias presentes no licor misto, é registrado em função do tempo

até que se estabeleça o valor mínimo pré-fixado, quando então o valor da TCO é calculado de acordo com a equação:

$$TCO = \frac{dOD}{dt} = \frac{OD_{m\acute{a}x} - OD_{m\acute{i}n}}{t_1 - t_0} \quad (2.28)$$

O método semicontínuo tem uma desvantagem quando é realizado o teste em sistema de lodo ativado em escala real, pois quando os aeradores são desligados, a agitação do sistema continua favorecendo a entrada de oxigênio e, se desligada a agitação, ocorre a sedimentação do material suspenso, não permitindo uma leitura correta da TCO. Pode-se, como alternativa, construir um reator em escala de bancada com as mesmas condições do sistema real.

Um exemplo de respirômetro semicontínuo é o Respirômetro Beluga que é constituído basicamente de um reator, um aerador, um agitador e um eletrodo de oxigênio dissolvido (OD) (Figura 2.7).



FIGURA 2.7: Foto do Respirômetro Beluga.

- Respirômetros contínuos: a TCO é medida sob aeração contínua do licor misto e, para que possa ser determinada, é preciso determinar a constante de transferência K_{la} e a concentração de saturação de OD no efluente do sistema de tratamento para uso da equação:

$$TCO = K_{la}(OD_s - OD_l) \quad (2.29)$$

Os respirômetros contínuos apresentam como vantagem, a utilização no sistema sem interrupção da aeração. Como desvantagem, requerem valores constantes de TCO e da constante de transferência, que pode não ocorrer, pois podem variar com o tempo.

3.1 Material

3.1.1 Localização dos experimentos

Os experimentos foram realizados nas instalações experimentais que atendem às pesquisas desenvolvidas dentro do Programa de Saneamento Básico – PROSAB, da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande. As instalações ficam localizadas na antiga estação depuradora de esgotos de Campina Grande.

3.1.2 Descrição dos sistemas

Foram operados, em paralelo, dois sistemas de lodo ativado em escala piloto, sendo um alimentado com esgoto bruto – sistema LA e outro alimentado com esgoto digerido proveniente de um reator UASB – sistema UASB+LA, como também dois reatores anaeróbios do tipo UASB, sendo um alimentado somente com esgoto bruto - UASB(EB) e o outro com esgoto bruto e efluente de um sistema de lodo ativado - UASB(EB+EF). Os sistemas de lodo ativado e os reatores anaeróbios foram alimentados de forma contínua.

SISTEMA LA

O sistema LA (Figura 3.1), construído em escala piloto, era alimentado com esgoto bruto da cidade de Campina Grande, proveniente de um poço de visita localizado no mesmo terreno das instalações experimentais. O sistema era constituído por um reator anóxico seguido por um aerado, cada um com capacidade para 75 litros, e um decantador de 35 litros. O reator anóxico recebia 240 L/d de esgoto bruto, 480 L/d de lodo de retorno do reator aerado e 480L/d de lodo de retorno do decantador. A Figura 3.1 contém um esquema e uma foto do sistema LA. Também faziam parte do sistema os seguintes elementos:

- uma bomba tipo DL MA C/LIVELLO, 50/60HZ, 230V, que alimentava o sistema com esgoto bruto;
- duas bombas dosadoras de recirculação - Prominent, com capacidade de vazão de 20 L/h;
- agitadores mecânicos de eixo vertical com palhetas, acionados por um motor trifásico, 1/3 HP, de baixa rotação (45rpm) para evitar decantação dos sólidos em suspensão do lodo;
- dois aeradores (tipo nebulizadores) que, através de pedras porosas presas no fundo do reator, supriam de oxigênio os microrganismos.

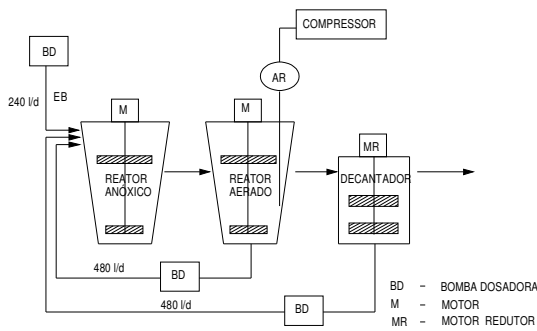


FIGURA 3.1: Esquema da configuração e foto do sistema LA.

SISTEMA UASB+LA

O sistema UASB+LA (Figura 3.2) era formado por um digestor anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), seguido de um decantador e de um sistema de lodo ativado. O sistema de lodo ativado era composto por um reator aerado de 75 litros e um decantador de 60 litros. O sistema de lodo ativado era alimentado com o efluente decantado do reator UASB. Esse sistema ainda era composto de:

- uma bomba dosadora de recirculação - Prominent, com capacidade de vazão de 20 L/h.
- um agitador mecânico de eixo vertical com palhetas, que era acionado por um motor trifásico, 1/3 HP, de baixa rotação (45rpm). Isso, para evitar a decantação do lodo em suspensão;
- um aerador, tipo nebulizador, para oxigenação do reator aerado através de pedras porosas presas no fundo do reator.

O reator UASB era um tubo de PVC com volume útil de 60 litros e diâmetro de 100mm. Como não havia descarte intencional do lodo de excesso do reator UASB, foi colocado um decantador entre o reator UASB e o sistema de lodo ativado. O lodo anaeróbico retido no decantador era acumulado por 1 semana, era retirada uma amostra para obtenção da concentração de sólidos voláteis e utilizado para fazer os testes respirométricos. O reator UASB era alimentado com esgoto bruto através de uma bomba do tipo DL MA C/LIVELLO - 50/60 HZ - 230V e com o efluente do próprio sistema UASB+LA, o objetivo de alimentar o UASB com efluente do UASB+LA era verificar se favoreceria ao aparecimento de bactérias facultativas. O reator operava com uma vazão de 480L/dia (240L/dia de esgoto bruto + 240L/dia de efluente UASB+LA) e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3 horas.

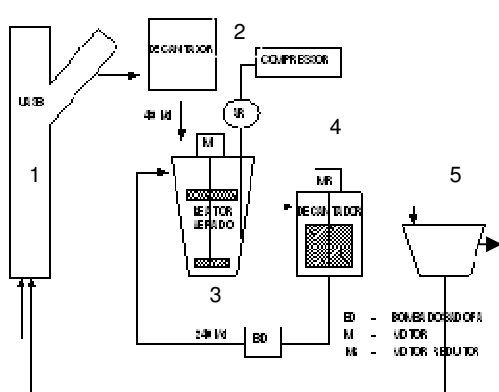


FIGURA 3.2: Esquema da configuração e foto do sistema UASB+LA.

SISTEMA UASB (EB)

O sistema UASB (EB) (Figura 3.3) era constituído de um reator do tipo UASB, alimentado com o esgoto bruto. O reator UASB era alimentado através de uma bomba do tipo DL MA C/LIVELLO - HZ 50/60 - 230V. O corpo do reator era um tubo de PVC de 200 mm de diâmetro com volume útil de 120L. O separador de fases era um tubo de PVC de 150 mm de diâmetro, externo ao corpo do reator e formando um ângulo de 45° com a horizontal. Assim como o UASB que precedia o sistema UASB+LA, ao reator se seguia um decantador para acumular o lodo anaeróbico de excesso (esse lodo era utilizado nos testes respirométricos). O reator operava com uma vazão de 480L/dia e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 horas. O lodo de excesso presente no efluente desse reator anaeróbico era sedimentado e acumulado

no decantador por uma semana, para ser utilizado nos testes respirométricos era retirado o sobrenadante e estimada a concentração de sólidos voláteis. O lodo decantado foi denominado de decUASB(EB).

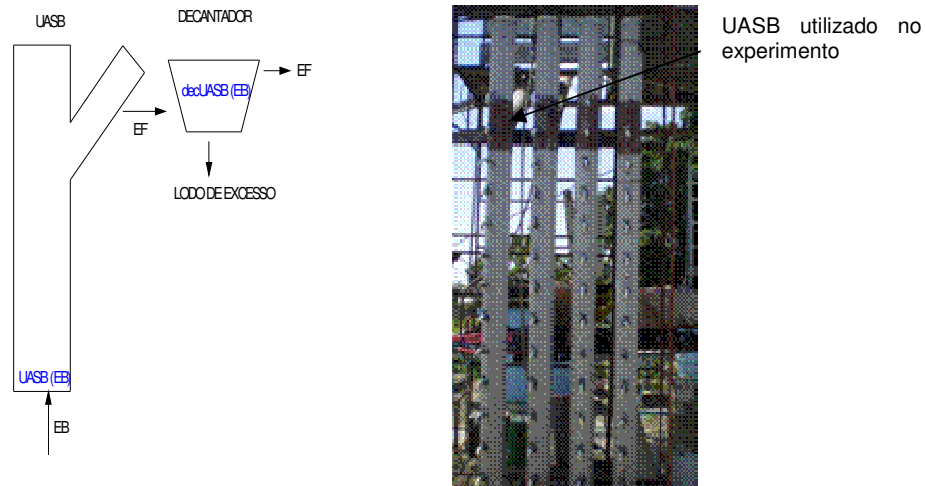


FIGURA 3.3: Esquema da configuração e foto do sistema UASB(EB).

SISTEMA UASB(EB+EF)

O sistema UASB(EB+EF) (Figura 3.4) era constituído de um reator UASB, seguido de um decantador para acúmulo do lodo produzido em uma semana. O reator era alimentado continuamente com uma vazão de 240L/d de esgoto bruto e 240L/d de efluente de um sistema de lodo ativado (UASB+LA), já descrito anteriormente. O reator UASB foi operado com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3 horas. O reator UASB, feito de um tubo de PVC de 150 mm de diâmetro e altura de 2,65 metros, tinha volume útil de 60L e era alimentado através de uma bomba do tipo DL MA C/LIVELLO - HZ 50/60 - 230V. O decantador que recebia o efluente UASB(EB + EF) foi denominado de decUASB (EB + EF).

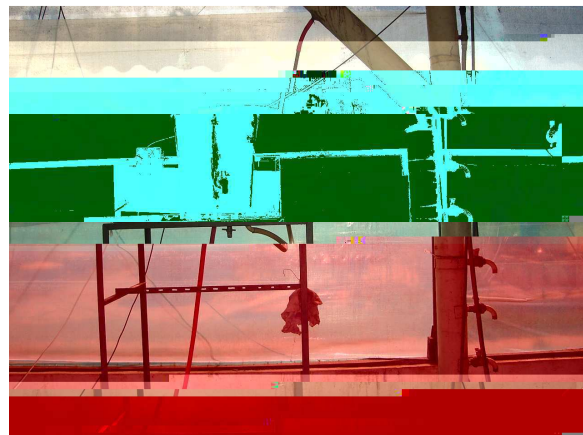
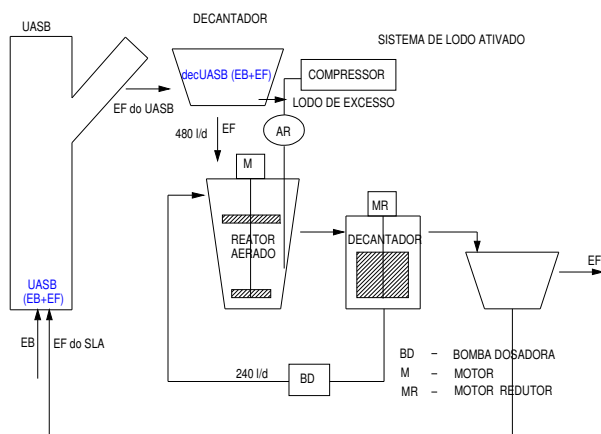


FIGURA 3.4: Esquema da configuração e foto do sistema UASB (EB+EF).

3.2 Métodos

3.2.1 Operação dos sistemas

A investigação experimental foi iniciada em fevereiro de 2006 e teve a duração de 12 meses. Durante toda a investigação, os reatores foram operados simultaneamente e sob condições ambientais idênticas.

O esgoto bruto era peneirado para retirar os sólidos grosseiros e depois armazenado em um tanque de 1000 litros, de onde era bombeado para os sistemas através de bombas peristálticas.

Para manter a idade de lodo aeróbio de 15 dias, estabelecida para ambos os sistemas de lodo ativado, diariamente eram descartados 5 e 10 litros de lodos dos reatores aerados dos sistemas UASB+LA e LA, respectivamente. O lodo que era expulso ocasionalmente com o efluente dos dois sistemas era coletado, armazenado no tanque de efluente final e retornado aos reatores aerados semanalmente. A Tabela 3.1 resume as condições operacionais dos sistemas LA, UASB+LA, e a Tabela 3.2 a dos digestores UASB(EB) e UASB(EB+EF).

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) nos reatores aerados foi mantida em torno de 2,0 mg/L (NBR-12209/92). A idade de lodo adotada foi de 15 dias para favorecer o processo de nitrificação uma vez que, com uma idade de lodo menor, não ocorria o processo de nitrificação.

TABELA 3.1: Dimensões e condições operacionais dos sistemas LA e UASB+LA.

	LA	UASB+LA
Dimensões		
Volume do reator anóxico (L)	75	-
Volume do reator aerado (L)	75	75
Operação		
Vazão afluyente (L/d)	240	480
TDH total no sistema de LA (h)	15	3,75
TDH no reator UASB (h)	–	3
Idade de lodo (dias)	15	15
Temperatura média (°C)	25 ± 1	25 ± 1

TABELA 3.2: Dimensões e condições operacionais dos sistemas UASB(EB) e UASB(EB+EF).

	UASB(EB)	UASB(EB+EF)
Diâmetro (mm)	200	150
Vazão (L/d)	480	240+240
Volume útil (L)	120	60
TDH (h)	6	3
Carga orgânica (gDQO/d)	280	146

Eram feitas manutenções diárias e semanais nos sistemas, tais como: remoção do lodo aderido nas paredes dos reatores aerados; aferição da concentração de OD dos reatores aerados; controle das vazões de alimentação e de recirculação de todos os sistemas.

Durante as primeiras quatro semanas de operação não foram feitas análises, dando tempo para o lodo se adaptar ao regime operacional imposto. A partir daí, eram coletadas amostras semanais, até janeiro de 2007, para caracterizar o desempenho dos sistemas. Durante a operação dos sistemas houve um período compreendido entre agosto e novembro de 2006 onde não foram coletadas as amostras, nem feito testes de caracterização do lodo devido ao mau desempenho dos sistemas. Embora não tenha sido confirmada, suspeitava-se que havia a presença de substâncias tóxicas no esgoto, que inibiram o metabolismo das bactérias.

3.2.2 Variáveis analisadas

As amostras para análises laboratoriais do sistema UASB+LA eram coletadas no tanque de armazenamento do esgoto bruto peneirado (ponto EB), no decantador (balde) do efluente do UASB (ponto ED), na saída do descarte do reator aerado (ponto R11) e na saída do efluente do sistema (ponto EF1). Do sistema LA eram coletadas amostras no tanque de armazenamento de esgoto bruto (ponto EB), no reator anóxico (ponto R12), na saída do descarte do reator aerado (ponto R22) e no balde do efluente do sistema (ponto EF2). O Quadro 3.1 mostra resumidamente os pontos de coleta de amostras.

QUADRO 3.1: Descrição dos pontos analisados dos dois sistemas de lodo ativado.

Pontos	Descrição dos pontos
SISTEMA UASB+LA e LA	
EB	Esgoto bruto, o mesmo para os dois sistemas.
ED	Esgoto digerido (efluente do reator UASB).
R11	Licor misto do reator aerado
EF1	Efluente final.
R12	Efluente do reator anóxico do sistema LA.
R22	Efluente do reator aerado do sistema LA.
EF2	Efluente do sistema LA.

O horário das coletas variava entre 8 e 9 horas da manhã, sendo as amostras coletadas imediatamente analisadas. As variáveis analisadas, a frequência de análise e seus respectivos métodos analíticos estão apresentados na Tabela 3.3.

TABELA 3.3: Variáveis analisadas na monitoração dos sistemas UASB+LA e LA, frequência em que eram realizados e seus respectivos métodos analíticos.

Variáveis	Frequência	Métodos analíticos	Referência
pH	semanal	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
DQO	semanal	Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (1995)
Alcalinidade	semanal	Kapp	BUCHAUER (1998)
NTK	semanal	Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1995)
N-NH ₃	semanal	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> (1995)

Variáveis	Freqüência	Métodos analíticos	Referência
N-NO ₃	semanal	Ácido cromotrópico	APHA <i>et al.</i> (1995)
X _T	semanal	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
X _V	semanal	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1995)
TCO	semanal	Semicontínuo	VAN HAANDEL e CATUNDA (1982)

3.2.3 Testes respirométricos

A Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) traduz a velocidade com que os microrganismos aeróbios consomem oxigênio. Em termos práticos, os valores da TCO refletem a atividade biológica ou o metabolismo do lodo em tempo real.

A TCO era determinada utilizando-se o respirômetro Beluga, do tipo aberto e de forma semicontínua. A aeração era controlada pelo *software* S32c, que ativava o aerador quando a concentração de OD atingia o limite inferior estabelecido, desativando-o quando esta atingia o limite superior também estabelecido e iniciando ciclos de períodos com e sem aeração. Durante os períodos sem aeração o Beluga determinava a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo.

A Figura 3.5 mostra a tela do monitor de operação do respirômetro (*software* S32c – respirômetro Beluga) durante um teste respirométrico realizado com uma batelada de lodo aeróbio, onde foi utilizado o monossustrato acetato de sódio. A tela apresenta duas janelas. Na janela superior, vê-se o gráfico da concentração de OD, traçado a partir dos dados de OD medidos durante os períodos com aeração (completados quando era atingida a concentração limite superior de OD) e os sem aeração (completados quando a concentração de OD era reduzida até atingir o limite inferior). Nos testes respirométricos, as concentrações de OD de referências mínima e máxima usadas foram de 1,0 e 3,0mg/L. Os valores de referência foram escolhidos de acordo com a resposta metabólica do lodo para que não houvesse erro na leitura da TCO. Observa-se que, em alguns testes, os valores de referência foram alterados, a exemplo do que mostra a Figura 3.5.

Os dados pontuais da temperatura do licor misto, da concentração de OD e da TCO podem ser lidos diretamente na tela e no lado esquerdo do gráfico.

Na janela inferior vê-se o respirograma, ou seja, os valores da TCO em função do tempo, calculados pelo *software S32c* do respirômetro Beluga. Pode-se observar que, no início do teste e antes de se adicionar o substrato, os valores da TCO são praticamente constantes e mínimos e representam a TCO devido à respiração endógena (TCO_{end}). Observa-se também que, depois da adição do substrato, a TCO atinge um valor máximo devido à respiração exógena (TCO_{exo}) ou seja, devido a utilização do substrato adicionado. Ao ser consumido o substrato, o valor da TCO cai, estabelecendo-se novamente a TCO_{end} . O valor da TCO_{exo} é determinada diminuindo-se da $TCO_{máxima}$ ($TCO_{máx}$

- recipiente para acomodar o lodo com 2 litros de capacidade;
- agitador magnético com haste, para manter o lodo em suspensão.

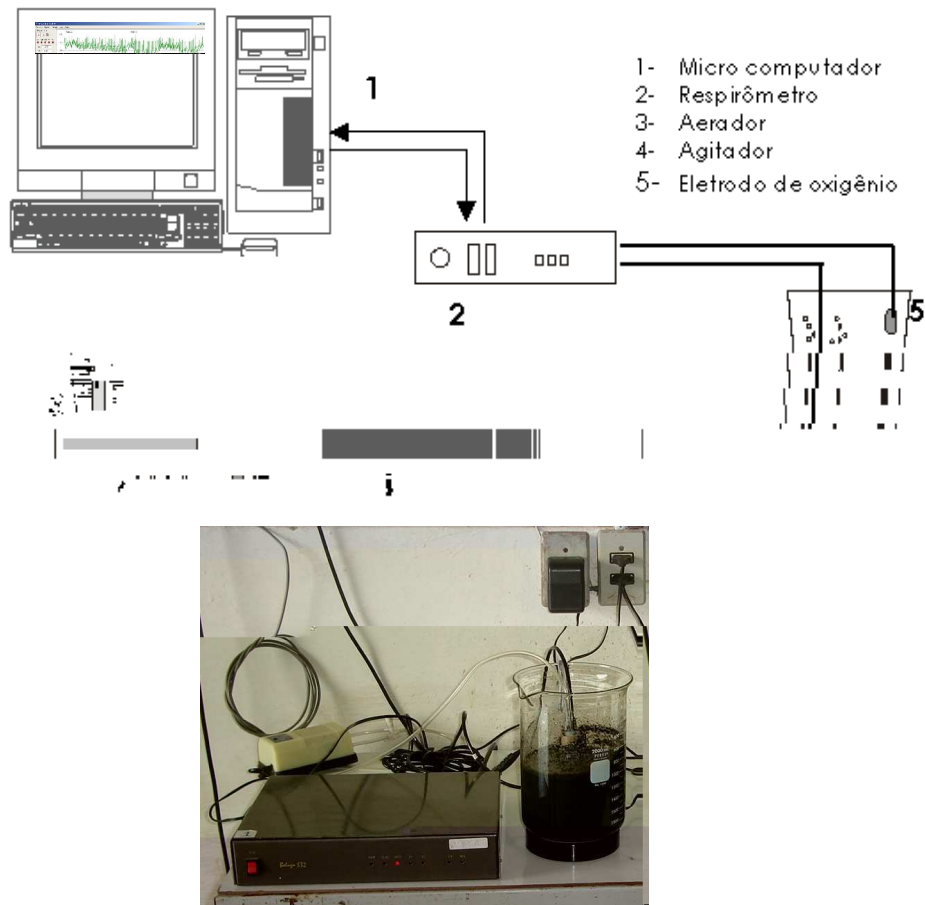


FIGURA 3.6: Esquema do sistema montado para realizar os testes respirométricos (superior) e foto de um teste em andamento.

SUBSTRATOS UTILIZADOS

Para realização dos testes respirométricos com bactérias heterotróficas, foram utilizados três monossustratos: Acetato de sódio, que é normalmente utilizado para testes com bactérias heterotróficas, etanol e metanol como substratos orgânicos alternativos a serem testados.

Acetato de sódio ($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$): Composto cristalino incolor que é usado em tampões para controle de pH em muitas aplicações de laboratório, em produtos alimentares, em eletro galvanização, em tinturaria, sabão, farmácia e em fotografia.

Etanol (C₂H₅OH): Álcool etílico, obtido da fermentação de açúcares, encontrado em bebidas como cerveja, vinho e aguardente, bem como na indústria de perfumaria e também como combustível.

Metanol (CH₃OH): Álcool metílico, inflamável, possui chama invisível, preparado pela destilação de madeiras, solvente industrial utilizado na indústria de plásticos, na extração de produtos animais e vegetais e também como solvente em reações de importância farmacológica, como no preparo de vitaminas, hormônios e também é usado como combustível.

Nos testes respirométricos, a mesma quantidade em termos de DQO, era utilizada para os três monossustratos.

Nas seções seguintes estão descritos os procedimentos feitos para realização dos testes.

3.2.3.1 Capacidade metabólica de bactérias heterotróficas

Foram realizados testes respirométricos para determinar as constantes cinéticas das bactérias heterotróficas a partir da determinação da TCO máxima (TCO_{máx}) e da TCO endógena (TCO_{end}). A finalidade foi verificar a capacidade metabólica de cada lodo, a influência do pré-tratamento e também a influência do substrato usado sobre os valores das constantes cinéticas determinadas a partir dos testes respirométricos. Foram usados: acetato de sódio (substrato normalmente utilizado), metanol e etanol. A TCO_{máx} era obtida após a adição desses substratos, enquanto a TCO_{end} era obtida na ausência do substrato e correspondia à respiração endógena.

O procedimento utilizado durante os testes respirométricos era:

1. inicialmente ligava-se o respirômetro e se procedia a calibração do eletrodo de oxigênio para a temperatura ambiente;
2. uma amostra de 1 (um) litro do licor misto era coletada do lodo descartado dos reatores aerados dos sistemas UASB+LA e LA;
3. a amostra era, então, submetida à agitação e aeração controlada pelo respirômetro, sendo assim mantida até que todo material orgânico biodegradável, presente na amostra, fosse utilizado e se estabelecesse uma TCO contínua e mínima (TCO endógena), correspondente à respiração endógena;

4. quando se estabelecia a respiração endógena, era adicionado o monossustrato, sendo registrada pelo respirômetro a TCO exógena;

5. esperava-se chegar novamente na respiração endógena que ocorria quando todo o substrato era utilizado.

A partir daí e com o auxílio da teoria de lodo ativado desenvolvida por Marais e seus colaboradores, determinavam-se as constantes cinéticas das bactérias heterotróficas: taxa de utilização específica máxima do substrato solúvel (K_{ms}), taxa de crescimento específico máxima (μ_m) e constante de meia saturação (K_{ss}), como:

$$\mu_m = \frac{Y_h K_{ms}}{X_a} \quad (3.1)$$

Onde:

μ_m = taxa de crescimento específico máximo das bactérias heterotróficas (/d);

Y_h = coeficiente de rendimento das heterotróficas - 0,45 mg X_a /mg S_b (MARAIS & EKAMA, 1976);

K_{ms} = taxa de utilização máxima do material carbonáceo (mg/L/d);

X_a = concentração de bactérias heterotróficas (mg/L).

Marais e Ekama (1976) mostraram que na utilização do material orgânico, 2/3 deste material formam nova massa bacteriana e 1/3 é oxidado. Desse modo, correlacionaram a taxa de utilização à taxa de consumo de oxigênio máxima (TCO_{máx}), de acordo com a equação:

$$K_{ms} = 3TCO_{mc} \quad (3.2)$$

Tendo-se determinado a TCO_{mc}, para se calcular K_{ms} e μ_m é necessário se determinar a concentração de lodo ativo X_a . O valor da concentração pode ser estimada por dois critérios independentes:

(1) a teoria de lodo ativado mostra que a concentração de lodo ativo se expressa como (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999):

$$X_a = \frac{Y_h R_h S_b}{(1 + b_h R_s) R_h} \quad (3.3)$$

Onde:

R_h = tempo de permanência do líquido (d);

S_b = DQO do afluente (mg/L);

b_h = constante de decaimento de lodo ativo (/d);

R_s = idade de lodo (d).

(2) a partir da TCO endógena, determinada na ausência de material extracelular, também pode ser determinado o valor de X_a (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999):

$$TCO_{end} = f_{cv}(1-f)b_h X_a \quad (3.4)$$

Onde:

f_{cv} = razão DQO/SVS em lodo orgânico – 1,50 mgDQO/mgSVS (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999);

f = fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno - 0,2 (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Com o valor da TCO_{mc} , pode-se calcular também o valor da constante de meia saturação do substrato, K_{SS} . A constante de meia saturação do substrato é a quantidade de substrato restante quando a TCO é a metade da TCO_{mc} . O valor de K_{SS} é determinado, calculando-se a área limitada pelo valor da $TCO_{mc}/2$ e a TCO endógena, que é estabelecida após o consumo total do substrato, área em azul conforme está mostrado na Figura 3.7.

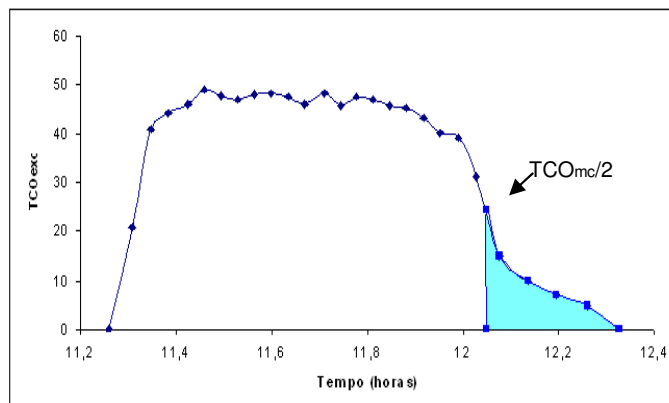


FIGURA 3.7: Curva para o cálculo da constante de meia saturação do substrato.

3.2.3.2 Determinação das frações oxidadas e sintetizadas

A área da curva compreendida entre a TCO endógena e a TCO exógena representa o consumo de oxigênio para a utilização do substrato. Esse consumo de oxigênio é equivalente à DQO do substrato consumido no catabolismo. Para avaliar a DQO catabolizada e anabolizada, foram feitos testes respirométricos utilizando-se material totalmente biodegradável e solúvel, a exemplo do acetato de sódio. Dessa forma, ao se determinar a fração de DQO oxidada, por diferença desta com a DQO total do substrato, determinava-se a DQO anabolizada.

Para determinação respirométrica da DQO oxidada, integrava-se a área correspondente à TCO exógena (Figura 3.8). A área obtida corresponde à quantidade de oxigênio utilizada no catabolismo e, conseqüentemente, à DQO oxidada.

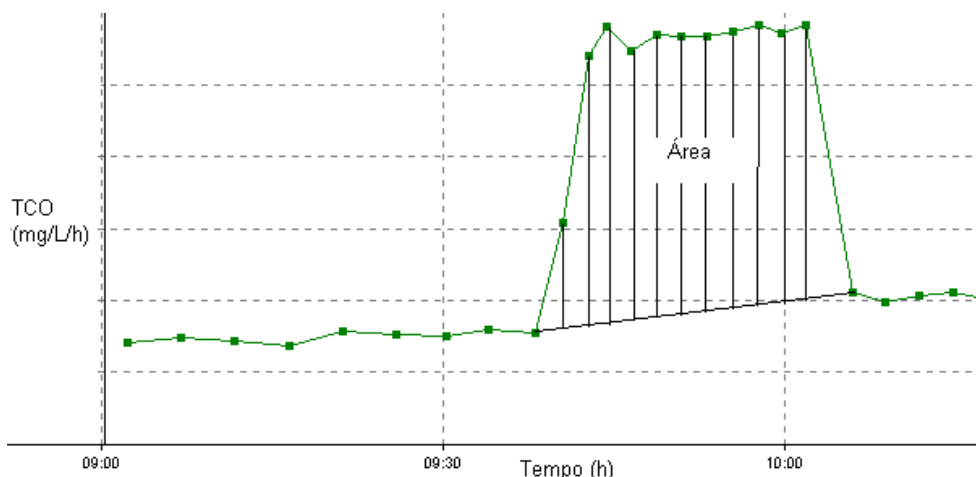


FIGURA 3.8: Integração da TCO exógena para quantificação do substrato oxidado.

3.2.3.3 Decaimento das bactérias heterotróficas

Para poder determinar o decaimento das bactérias heterotróficas, foi feito o seguinte procedimento:

1. de cada um dos sistemas de lodo ativado em operação LA e UASB+LA, foram tomados 20 litros de lodo e colocados em dois baldes;
2. amostras dos lodos foram tomadas para determinar a concentração de sólidos e a TCO inicial;
3. os lodos nos baldes foram deixados com aeração, mas sem alimentação;
4. diariamente e praticamente na mesma hora, retirava-se um litro de cada lodo para determinar a TCO;

5. com o auxílio do programa Excel, calculou-se a taxa de decaimento do lodo aplicando-se logaritmo natural aos valores de TCO em função do tempo. O coeficiente angular da reta que melhor passou pelos pontos deu o valor do decaimento.

3.2.3.4 Sobrevivência das bactérias heterotróficas

Para o teste de sobrevivência das bactérias, procedeu-se da seguinte forma:

1. de cada um dos sistemas LA e UASB+LA foram tomados 20 litros de lodo (licor misto);
2. foram determinadas a concentração de sólidos do lodo e a TCO_{end} inicial e TCO_{exo} inicial com adição do monossustrato, acetato de sódio;
3. os lodos foram armazenados em baldes, sendo mantidos sem alimentação e sem oxigênio;
4. em dias escolhidos, inicialmente de dois em dois dias e posteriormente semanalmente devido a pouca variação, fazia-se o teste respirométrico;
5. deixou-se de fazer o teste quando a TCO exógena ficou praticamente constante.
6. Com o valor de sólidos suspensos voláteis, obteve-se o valor da TCO endógena e TCO exógena específica, dividindo o valor de TCO pelo valor da concentração de sólidos.

3.2.3.5 Capacidade metabólica de lodos anaeróbios

A capacidade metabólica de lodo anaeróbio foi determinada para os lodos do conteúdo do reator UASB(EB), UASB(EB+EF) e do efluente decantado durante 1 semana dos reatores UASB(EB) e UASB(EB+EF). Tão logo coletado o lodo, fazia-se o teste respirométrico, aplicando-se o monossustrato acetato de sódio ao se estabelecer a TCO endógena. A capacidade metabólica era avaliada a partir dos valores da TCO máxima (TCO_{mc}) e da constante de meia saturação (K_{ss}).

CAPÍTULO 4

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 Desempenho dos sistemas

Durante o período em que foi realizado o experimento, que compreendeu março/2006 a janeiro/2007, os sistemas operados UASB+LA, LA, UASB(EB) e UASB(EB+EF), funcionaram com o desempenho esperado até agosto/2006. Então, provavelmente devido à presença de alguma substância tóxica no esgoto bruto, tiveram o seu desempenho prejudicado. No final de dezembro se observou a recuperação do desempenho dos sistemas, sendo então reiniciadas as coletas de dados dos parâmetros de desempenho e os testes respirométricos. Os dois períodos somados totalizaram 6 meses de dados.

O desempenho dos sistemas de lodo ativado foi avaliado a partir das seguintes variáveis: pH, alcalinidade, DQO, sólidos totais, NTK, nitrogênio amoniacal e nitrato.

A Tabela 4.1 apresenta os valores médios mensais relativos ao pH e à alcalinidade total. Os valores do pH do esgoto bruto variaram na faixa de $7,1 \leq \text{pH} \leq 7,5$, sendo a média desses valores de 7,4, enquanto que as médias do pH dos efluentes dos sistemas UASB+LA e LA foram de 7,5 e de 7,6, respectivamente. Quanto à alcalinidade, o valor médio no esgoto bruto foi de 343 mgCaCO₃/L, enquanto que nos efluentes dos sistemas UASB+LA e LA foram de 168 mgCaCO₃/L e de 181 mgCaCO₃/L, respectivamente.

TABELA 4.1: Valores médios mensais de pH e alcalinidade total dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.

Meses	pH				Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)			
	EB	UASB+LA		LA	EB	UASB+LA		LA
		UASB	EF	EF		UASB	EF	EF
Abril	7,4	7,4	7,5					
Mai	7,4	7,6	7,5	7,6	253	272	148	154
Junho	7,3	7,3	7,2	7,2	373	313	160	151
Julho	7,4	7,4	7,2	7,5	387	339	164	197

(CONTINUAÇÃO)

Meses	pH				Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)			
	EB	UASB+LA		LA	EB	UASB+LA		LA
		UASB	EF	EF		UASB	EF	EF
Agosto	7,5	7,6	7,6	7,7	394	373	216	186
Janeiro	7,1	7,7	8,0	7,9	308	279	150	217
Média	7,4	7,5	7,5	7,6	343,0	315,2	167,6	181,0
Máximo	7,5	7,7	8,0	7,9	394,0	373,0	216,0	217,0
Mínimo	7,1	7,3	7,2	7,2	253,0	272,0	148,0	151,0
σ	0,1	0,2	0,3	0,3	60,7	42,1	27,9	28,3

A Tabela 4.2 apresenta os valores médios mensais de DQO do esgoto bruto, do esgoto digerido, dos efluentes e as respectivas remoções dos sistemas. O valor médio da DQO do esgoto bruto foi de 477 mg/L. No sistema de lodo ativado, que recebia esgoto digerido (UASB+LA), o valor médio do afluente foi 251 mg/L. Os valores médios de DQO dos efluentes finais dos sistemas UASB+LA e LA foram de 25 e 47 mg/L, respectivamente. A remoção média de matéria orgânica nos sistemas UASB+LA e LA foi, respectivamente, de 95 e de 90%.

TABELA 4.2: Valores médios mensais de DQO dos afluentes e efluentes e as eficiências de remoção dos sistemas UASB+LA e LA.

Meses	EB	UASB+LA				LA	
		Afluente	UASB	EF	E%	EF	E%
Abril	238	132	108	25	89	9	96
Maio	459	240	128	21	95	47	90
Junho	544	286	151	27	95	54	90
Julho	465	248	177	31	93	55	88
Agosto	652	337	139	21	97	66	90
Janeiro	502	264	92	25	95	51	90
Média	477	251	133	25	95	47	90
Máximo	652	337	177	31		66	
Mínimo	238	132	92	21		9	
σ	137	68	30	4		20	

A Tabela 4.3 mostra os valores médios mensais das frações de sólidos suspensos do licor misto dos sistemas UASB+LA e LA. Como pode ser visto, a concentração média de sólidos suspensos do licor misto do sistema LA ficou em torno de 3530 mg/L, enquanto o valor médio do licor misto do sistema UASB+LA foi menor (2093 mg/L), por ser parte da matéria orgânica removida no reator UASB que antecede o sistema de lodo ativado.

TABELA 4.3: Valores médios mensais de sólidos suspensos do licor misto e suas frações dos sistemas UASB+LA e LA.

Meses	UASB+LA			LA		
	X _t	X _f	X _v	X _t	X _f	X _v
Abril	1899	932	967	3246	1094	2152
Mai	1608	594	1014	2905	955	1952
Junho	1852	788	1064	3236	1142	2094
Julho	2524	1172	1352	3273	1276	1997
Agosto	2070	728	1343	4802	1423	3379
Janeiro	2606	1002	1604	3717	1248	2469
Média	2093	869	1224	3530	1190	2341
Máximo	2606	1172	1604	4802	1423	3379
Mínimo	1608	594	967	2905	955	1952
σ	395	208	249	675	162	540

Na Tabela 4.4 encontram-se os valores médios mensais de NTK dos afluentes e efluentes dos sistemas e as eficiências de remoção. Os valores médios de NTK do esgoto bruto variaram de 30,9 a 51,2 e, para o esgoto digerido, de 17,7 a 42,4 mg/L. Nos efluentes dos sistemas UASB+LA e LA, os valores médios foram de 6,7 e de 3,9 mg/L, respectivamente. A eficiência de remoção de NTK foi de 84,1 e de 90,7%, respectivamente para sistemas UASB+LA e LA.

TABELA 4.4: Valores médios mensais de NTK dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.

Meses	EB	UASB+LA			LA	
		UASB	EF	E%	EF	E%

(CONTINUAÇÃO)

Meses	EB	UASB+LA			LA	
		UASB	EF	E%	EF	E%
Junho	41,3	22,6	2,3	94	1,4	97
Julho	51,2	31,7	4,0	92	2,0	96
Agosto	43,3	42,4	17,5	60	1,1	97
Janeiro	46,7	17,7	4,9	90	10,4	78
Média	41,8	29,3	6,7	84,1	3,9	90,7
Máximo	51,2	42,4	17,5		10,4	
Mínimo	30,9	17,7	2,2		1,1	
σ	7,1	8,9	5,9		3,7	

A Tabela 4.5 apresenta os valores médios mensais de amônia dos afluentes, efluentes e as eficiências de remoção dos sistemas. Como pode ser visto, o valor médio de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto foi de 38,0 mg/L e do esgoto digerido de 25,0 mg/L. A concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes dos sistemas UASB+LA e LA foi de 5,2 e de 3,1 mg/L, respectivamente, com uma média de remoção de 86,2 e 91,6%.

TABELA 4.5: Valores médios mensais de amônia dos afluentes e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.

Meses	EB	UASB+LA			LA	
		UASB	EF	E%	EF	E%
Abril	25,4	24,8	2,2	91	1,7	93
Maio	35,3	31,8	8,1	77	4,9	86
Junho	41,3	18,7	1,1	97	0,6	99
Julho	46,4	28,3	2,8	94	0,9	98
Agosto	41,3	29,4	12,2	70	0,6	99
Janeiro	38,5	17,2	4,9	87	9,6	75
Média	38,0	25,0	5,2	86,2	3,1	91,6
Máximo	46,4	31,8	12,2		9,6	
Mínimo	25,4	17,2	1,1		0,6	
σ	7,2	6,0	4,2		3,6	

Na Tabela 4.6 estão os valores médios mensais da concentração de nitrato determinada no licor misto e no efluente dos sistemas. No sistema UASB+LA, o reator aerado apresentou um valor médio de nitrato de 20,3 mg/L, enquanto que no efluente foi de 21,8 mg/L. Já no sistema LA, os valores de nitrato no reator anóxico variaram de 0,3 a 17,0 mg/L, mostrando que no reator anóxico estava ocorrendo desnitrificação, embora parcial. A concentração média de nitrato no efluente do sistema LA foi de 11,5 mg/L.

TABELA 4.6: Valores médios mensais de nitrato do licor misto e efluentes dos sistemas UASB+LA e LA.

Meses	UASB+LA		LA		
	Aerado	Efluente	Anóxico	Aerado	Efluente
Abril	31,1	30,9	0,3	7,7	8,5
Mai	22,1	18,4	1,4	6,2	6,9
Junho	25,2	23,3	17,0	25,2	22,1
Julho	21,1	20,9	2,1	12,6	11,4
Agosto	15,7	18,4	1,1	8,5	8,5
Janeiro	6,4	19,1	9,6	13,5	11,8
Média	20,3	21,8	5,3	12,3	11,5
Máximo	31,1	30,9	17,0	25,2	22,1
Mínimo	6,4	18,4	0,3	6,2	6,9
σ	8,5	4,8	6,7	6,9	5,5

4.2 Atividade metabólica das bactérias heterotróficas

4.2.1 Capacidade metabólica

Para verificar e quantificar a atividade metabólica das bactérias heterotróficas, geradas a partir de esgoto bruto e esgoto digerido, foram realizados testes respirométricos usando-se três monossustratos: acetato de sódio, etanol e metanol. A partir dos testes respirométricos foi possível obter dados de TCO_{\min} (TCO_{end}) e da TCO_{\max} , que subtraída do valor da TCO_{\min} fornece o valor da TCO_{exo} referente à adição do substrato. Para determinação das constantes: K_{ms} , μ_m e K_{ss} , se procedeu da seguinte forma:

A determinação da concentração de bactérias ativas X_a foi feita através da expressão:

$$TCO_{end} = f_{cv}(1-f)b_h X_a$$

Como exemplo, para os dados retirados da Tabela 4.7 em relação ao monossustrato acetato de sódio e o lodo LA, tem-se:

$$TCO_{mc} = 69,28 \text{ mg/L/h}$$

$$X_a = 2267,50 \text{ mg/L}$$

$$K_{ms} = 4988,50 \text{ mg/L/d}$$

$$\mu_m = 0,99 \text{ /d}$$

$$X_a = \frac{TCO_{end}}{f_{cv}(1-f)b_h} = \frac{32,07(24)}{1,50(1-0,2)(0,283)} = 2267,50 \text{ mg/L}$$

Com o valor da TCO_{exo} , devido à adição do substrato, calcula-se o valor de K_{ms}

$$K_{ms} = 3TCO_{mc} 24 = 3(69,28)24 = 4988,50 \text{ mg/L/d}$$

Com os valores de K_{ms} e X_a , pode-se calcular o valor de μ_m

$$\mu_m = \frac{Y_h K_{ms}}{X_a} = \frac{0,45(4988,50)}{2267,50} = 0,99$$

Com o valor da TCO_{mc} , pode-se calcular também o valor da constante de meia saturação do substrato, K_{ss} . A constante de meia saturação do substrato é a quantidade de substrato restante quando a TCO é a metade da TCO_{mc} . O valor de K_{ss} é determinado, calculando-se a área limitada pelo valor da $TCO_{mc}/2$ e a TCO endógena estabelecida após o consumo total do substrato e que pode ser vista na Figura 4.1 [respirograma (curva da TCO) obtida num teste com o lodo do sistema LA, usando-se acetato de sódio como substrato]. O valor da área hachurada é igual a 1,28 mg/L, que é o valor de K_{ss} .

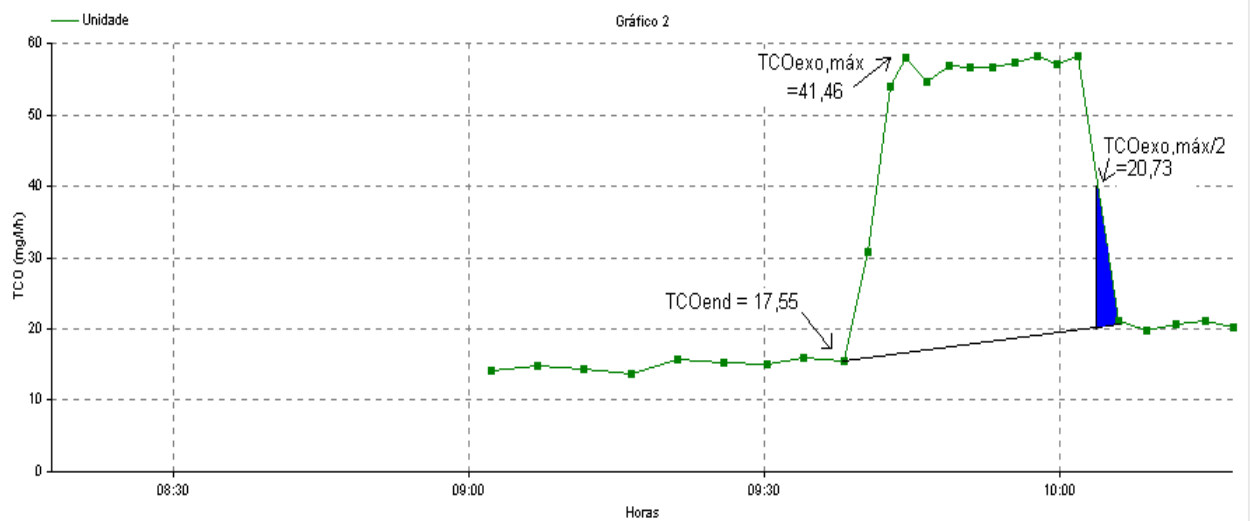


FIGURA 4.1: Respirograma para o cálculo da constante de meia saturação do substrato.

Na Tabela 4.7 estão apresentados os valores médios das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas determinados em testes respirométricos com os lodos gerados nos sistemas LA e UASB+LA, tendo-se: acetato, etanol e metanol como substratos usados nos testes. Os valores da razão entre a TCO exógena e endógena (TCO_{exo}/TCO_{end}), da TCO exógena específica (TCO_{mc}/X_v) e do desvio da

4.2.2 Determinação das frações oxidadas e sintetizadas

Na Tabela 4.8 encontram-se as frações de material oxidado para cada tipo de lodo analisado (UASB+LA e LA) usando os monossustratos acetato de sódio, etanol e metanol, bem como a média da fração oxidada dos três monossustratos. A Figura 4.2 ilustra como foi determinada a fração oxidada do substrato utilizado no teste respirométrico, o lodo utilizado foi gerado no sistema LA e o monossustrato utilizado foi acetato de sódio, numa dosagem de 60 mgDQO por litro de licor misto. A integração da área da curva resultou em 12,60 mgDQO oxidadas, significando dizer que 21% de DQO adicionada foi oxidada, ou seja, a fração oxidada foi de 0,21.

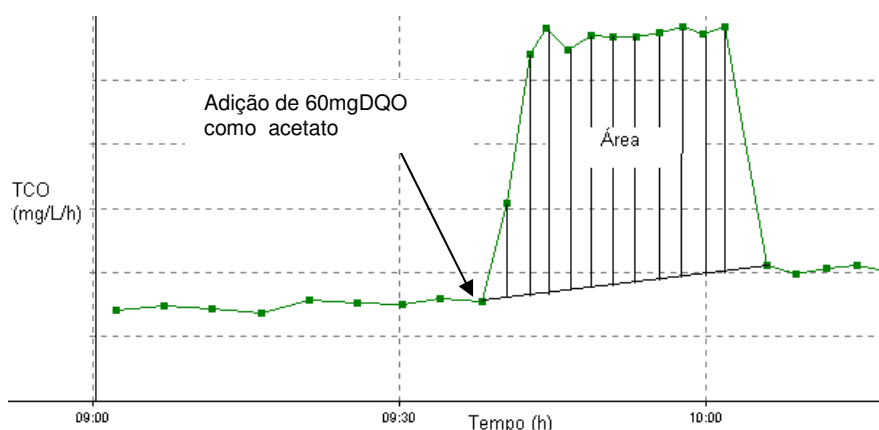


FIGURA 4.2: Respirograma gerado pelo lodo do sistema LA onde foi adicionado 60 mg DQO de acetato.

TABELA 4.8: Fração de material oxidado

Sistemas	Acetato	Etanol	Metanol	Média
UASB+LA	0,28	0,36	0,42	0,35
LA	0,24	0,25	0,29	0,26

4.2.3 Coeficiente de rendimento das bactérias heterotróficas, Y_h

A Tabela 4.9 mostra os valores de Y_h (Coeficiente de rendimento das heterotróficas) calculados a partir da determinação da DQO oxidada, dos lodos dos sistemas UASB+LA e LA com os respectivos monossustratos utilizados.

“A fração de material orgânico anabolizado é assim apresentada: no metabolismo de 1g de DQO, obtém-se uma massa Y de microrganismos com uma DQO de $f_{cv}Yg$, portanto, do material orgânico uma fração $f_{cv}Y$ é anabolizada e o restante, $(1 - f_{cv}Y)$, é catabolizada” (VAN HAANDEL e MARAIS,1999).

Considerando o valor da fração oxidada ($1 - f_{cv}Y$) do sistema LA (valor médio para os três monossustratos utilizados) de 0,26, tem-se:

$$1 - 1,50 Y = 0,26$$

$$Y = 0,49 \text{ mgX}_a/\text{mgS}_b$$

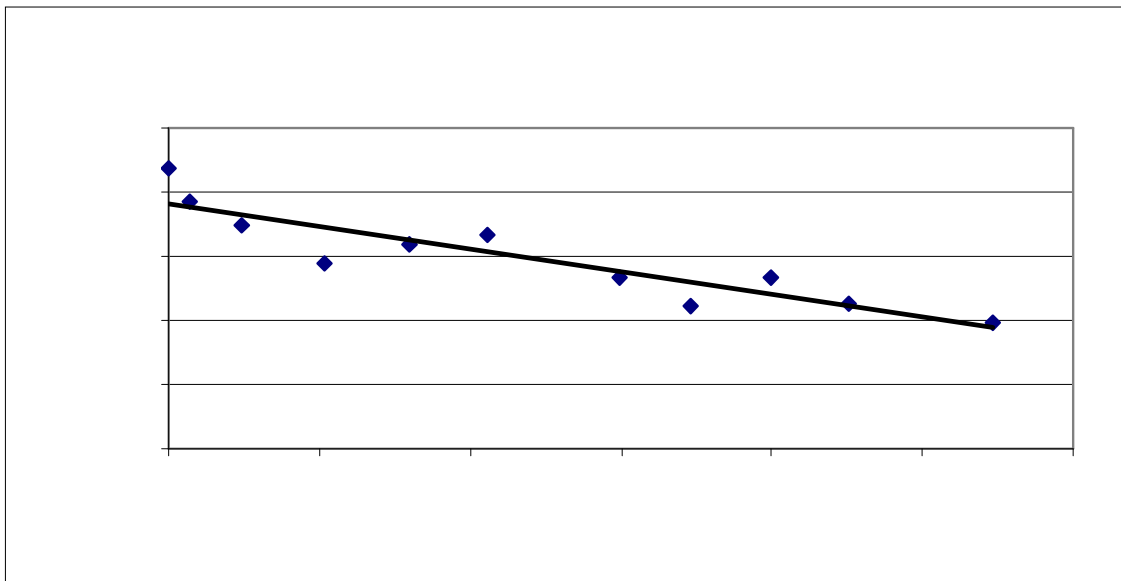
Já para o sistema UASB+LA, o valor encontrado foi de 0,43 mgX_a/mgS_b.

TABELA 4.9: Valores médios de Y_h para os lodos dos sistemas UASB+LA e LA.

	Acetato	Etanol	Metanol	Média
UASB+LA	0,48	0,43	0,39	0,43
LA	0,51	0,50	0,47	0,49

4.2.4 Decaimento das bactérias heterotróficas

Para verificar o decaimento das bactérias heterotróficas presentes no lodo dos sistemas de lodo ativado, media-se diariamente a TCO de uma batelada de lodo, mantido aerado, mas sem adição do substrato, conforme descrito na Seção 3.2.3.3 do Capítulo 3. Os dados obtidos ao longo do experimento com os lodos dos sistemas UASB+LA e LA foram colocados num gráfico semilogaritmo e numa planilha do Excel, sendo traçada a melhor linha reta (Figuras 4.3 e 4.4). O coeficiente angular das retas obtidas expressa o valor da taxa de decaimento, b_h : sendo de 0,09/d para o lodo gerado no sistema UASB+LA e de 0,17/d para o lodo do sistema LA.



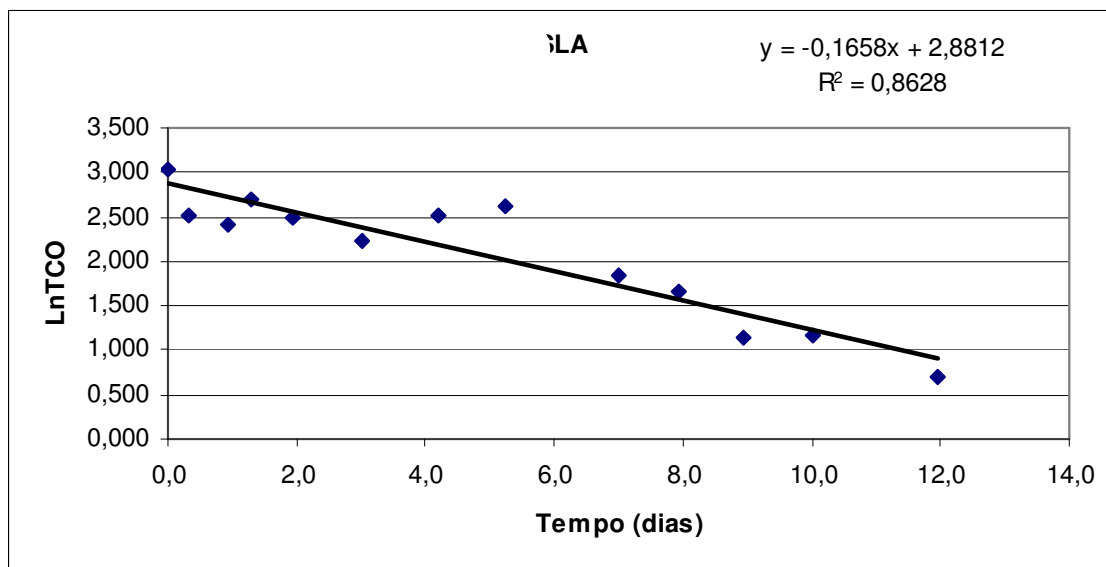


FIGURA 4.4: Determinação gráfica do decaimento da TCO com o tempo do lodo LA.

4.2.5 Sobrevivência das bactérias heterotróficas

Através de testes respirométricos, pode-se obter a variação da TCO endógena específica, $TCO_{end,esp}$ (Figura 4.5 e 4.6) e da TCO exógena específica, $TCO_{exo,esp}$ (Figura 4.7 e 4.8) com o tempo, dos lodos gerados nos sistemas UASB+LA e LA e submetidos a condições extremas de ausência de oxigênio e alimentação.

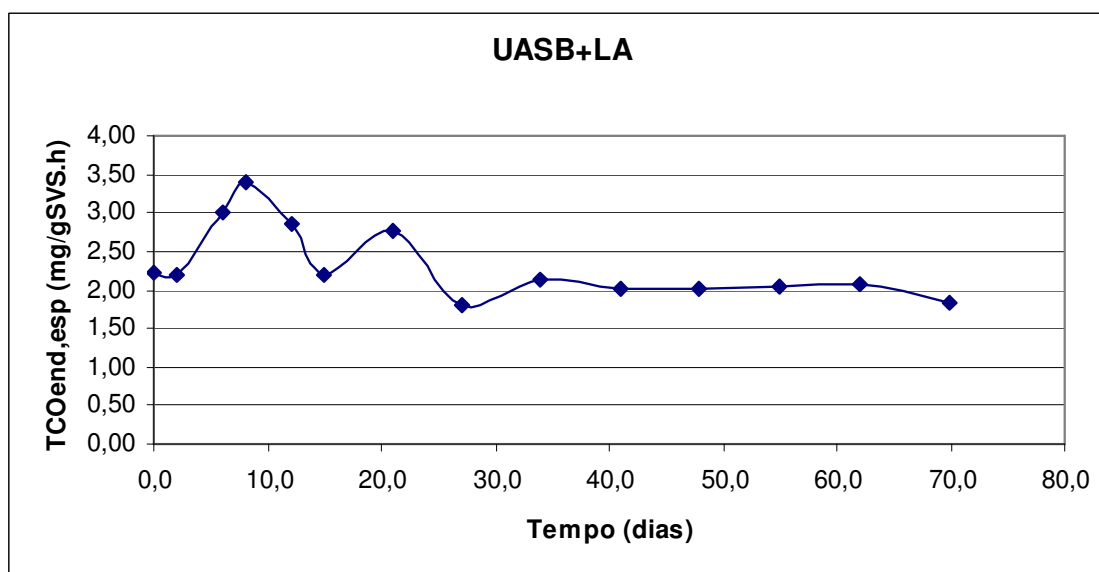


FIGURA 4.5: Variação da $TCO_{end,esp}$ com o tempo do lodo gerado no sistema UASB+LA, num teste de sobrevivência.

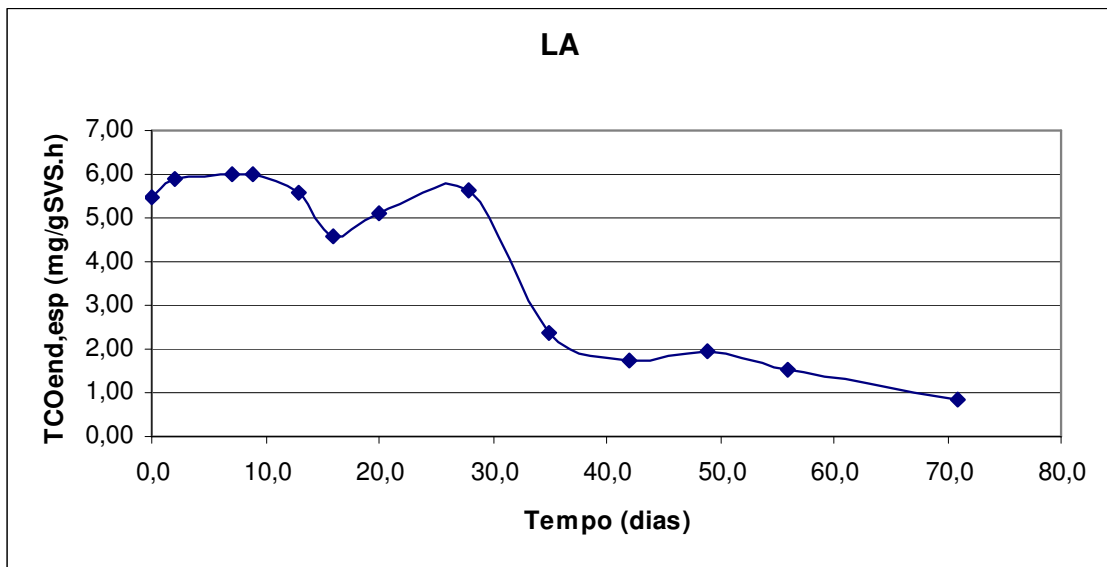


FIGURA 4.6: Variação da TCO_{end,esp} com o tempo do lodo gerado no sistema LA, num teste de sobrevivência.

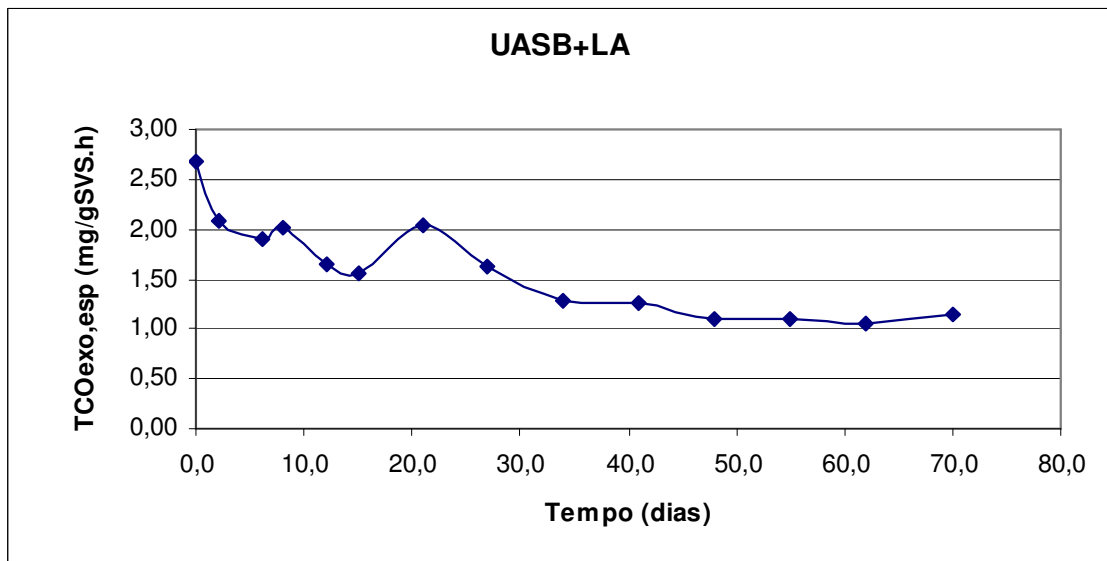


FIGURA 4.7: Variação da TCO_{exo,esp} com o tempo do lodo gerado no sistema UASB+LA, num teste de sobrevivência.

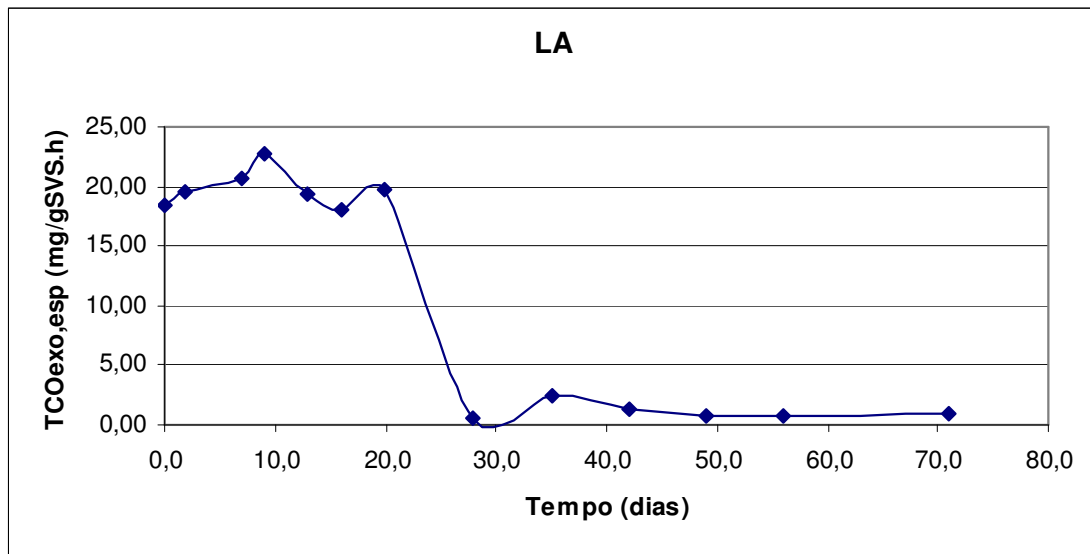


FIGURA 4.8: Variação da TCO_{exo,esp} do lodo gerado no sistema LA, num teste de sobrevivência.

4.3 Capacidade metabólica de lodos anaeróbios

A Tabela 4.10 contém os valores das constantes cinéticas de lodos anaeróbios obtidos a partir de testes respirométricos com o monossustrato acetato de sódio e a Tabela 4.11 contém a fração de material oxidado.

TABELA 4.10: Constantes cinéticas e valores que a determinam de lodos anaeróbios.

Origem do Lodo	TCO _{end} (mg/L/h)	TCO _{exo} (mg/L/h)	TCO _{exo} /TCO _{end}	TCO _{exo,esp} (mg/gX _v /h)	K _{ss} (mgDQO/L)
UASB (EB)	86,75	107,57	1,24	7,29	1,87
decUASB (EB)	23,23	26,71	1,15	7,91	1,19
UASB (EB+EF)	122,70	386,51	3,51	18,48	4,32
decUASB (EB+EF)	23,98	45,56	1,90	11,82	2,18

TABELA 4.11: Fração oxidada (em %) do material metabolizado pelos diferentes lodos anaeróbios

Tipos de Lodo			
UASB (EB)	decUASB (EB)	UASB (EB+EF)	decUASB (EB+EF)
28,58	25,37	26,06	20,33

5.1 Desempenho dos sistemas

Os parâmetros analisados de desempenho dos sistemas de lodo ativado foram: pH, alcalinidade, DQO, sólidos suspensos, NTK, nitrogênio amoniacal e nitrato.

Ambos os sistemas de lodo ativado (SLA) tiveram uma idade de lodo de 15 dias, tempo suficiente para ocorrer à remoção de matéria orgânica (MO) e também o processo de nitrificação.

Em média, o sistema UASB+LA removeu 95% de MO enquanto o sistema LA removeu 90%. A eficiência média de remoção de MO do reator UASB do sistema UASB+LA foi de 47%, considerando-se o baixo tempo de detenção hidráulica (TDH = 3 horas) no reator UASB, esta eficiência é bastante significativa.

A concentração de sólidos suspensos voláteis no sistema LA (2341mg/L) era maior que no sistema UASB+LA (1224mg/L) porque o reator aeróbio deste sistema recebia esgoto digerido e, portanto, uma carga orgânica menor que a do sistema LA que era alimentado com esgoto bruto.

Os valores do pH do EB que alimentava os sistemas UASB+LA e LA se mantiveram próximos ao neutro (entre 7,1 e 7,5), não influenciando o processo de nitrificação, uma vez que, de acordo com DERKS (2007), as bactérias autotróficas responsáveis pelo processo de nitrificação têm desempenho ótimo na faixa de 7,0 a 8,0. A alcalinidade do EB era alta, valor médio de 343 mgCaCO₃/L, suficiente para manter o pH neutro nos sistemas de lodo ativado.

A remoção de NTK e amônia no sistema UASB+LA (84,1% e 86,2%, respectivamente) era menor que a remoção no sistema LA (90,7% e 91,6%, respectivamente). Presume-se que a razão dessa diferença negativa de remoção para o sistema UASB+LA seja devido a alguma substância inibitória (provavelmente sulfetos) que, estando presente no efluente do reator UASB, afetava a nitrificação.

Embora estivesse ocorrendo a desnitrificação no sistema LA, o efluente tinha uma concentração média de nitrato igual a 11,5 mg/L. Esse valor relativamente alto

era conseqüência da pequena fração de lodo presente no reator anóxico. Uma fração maior levaria certamente a uma desnitrificação mais eficiente.

Analisando o desempenho de ambos os sistemas com relação à remoção de MO e produção de lodo secundário em termos de sólidos voláteis, vê-se que o pré-tratamento anaeróbio traz evidentes vantagens para o sistema de lodo ativado:

- (1) a redução em quase 50% da carga orgânica afluyente ao sistema de lodo ativado leva a uma redução dos custos operacionais em termos de diminuição da demanda de oxigênio e possibilidade de produção de energia elétrica a partir do metano produzido no reator anaeróbio;
- (2) há possibilidade de se estabilizar o lodo aeróbio no reator UASB. Pesquisas realizadas na UFCG, dentro do programa PROSAB, mostraram que é possível estabilizar todo o lodo aeróbio produzido num sistema UASB+LA (CONSENTINO, *et al.*, 2005).
- (3) eventualmente, também, haverá redução de custo de investimentos com a redução do volume do reator aerado e instalação de menor capacidade de aeração.

Por outro lado o pré-tratamento anaeróbio tende a prejudicar o processo de nitrificação como ficou demonstrado pelos resultados aqui apresentados e por Guimarães (2003).

5.2 Metabolismo das bactérias heterotróficas

5.2.1 Capacidade metabólica

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 4.7, vê-se que para os monossustratos utilizados, a cinética do metabolismo bacteriano foi fortemente influenciada pelo tipo de lodo (lodo gerado com esgoto bruto ou lodo gerado com esgoto digerido) e pelo monossustrato utilizado (acetato de sódio, etanol e metanol);

Os valores de μ_m a 25°C, (valores encontrados de 0,21 a 1,12), são muito baixos para os monossustratos utilizados, quando comparado com valores encontrados na literatura. Metcalf e Eddy (2003), indicam um valor de taxa de crescimento de bactérias variando entre 1,5 e 5,0 para uma temperatura média de

20°C; Lawrence e McCarty (1970), indicam 3,7 e Horan (1990), 2,4 a 7,2. Isso mostra que, provavelmente o esgoto bruto que alimentava os sistemas poderia conter substâncias inibitórias às bactérias, reduzindo sua capacidade metabólica normal.

Para um mesmo monossustrato, observou-se que os valores de μ_m do lodo que recebia esgoto bruto era muito diferente do valor do lodo que recebia esgoto digerido, mostrando que um processo de pré-tratamento anaeróbio pode modificar o metabolismo das bactérias heterotróficas no sistema de lodo ativado.

Para um mesmo lodo, os valores de μ_m também foram diferentes para os monossustratos utilizados, indicando que a facilidade das bactérias degradarem os substratos depende da natureza desses. É interessante observar que o monossustrato “preferido” no sistema LA foi o acetato ($\mu_m = 0,99/d$), mas este foi o de menor afinidade no sistema UASB+LA ($\mu_m = 0,39/d$). No sistema UASB+LA o valor de μ para os álcoois foi $\mu_m = 0,90/d$ para etanol e $\mu_m = 1,12/d$ para metanol, enquanto os valores correspondentes no sistema de LA foram somente $\mu_m = 0,23/d$ para etanol e $\mu_m = 0,21/d$ para metanol. Essas grandes diferenças demonstram que lodos gerados com diferentes substratos (esgoto bruto e esgoto digerido) apresentam capacidades metabólicas distintas.

O valor da taxa de consumo de oxigênio específica, que reflete a capacidade metabólica do lodo por grama de sólidos suspensos voláteis, mostra que o lodo que tem uma maior capacidade metabólica é aquele gerado a partir de EB, quando o teste respirométrico era feito com o monossustrato acetato de sódio. Todavia, a faixa de valores obtidos com os dois lodos aeróbios e os três substratos específicos (4 a 19 $\text{mgO}_2/\text{gX}_v/\text{h}$) pode ser considerada baixa comparada com a faixa de valores normalmente encontrada em sistemas de lodo ativado, que é de 15 a 35 $\text{mgO}_2/\text{gX}_v/\text{h}$ (Marais e Ekama, 1976).

Os valores baixos da constante de meia saturação (K_{ss} sempre menor que 10 mg/L), mostram que o metabolismo do material orgânico solúvel tenderá a ocorrer a toda velocidade. Não ser que a concentração se torne muito baixa (em torno de 10 mg/l), isto tem implicação importante para o sistema de lodo ativado, podendo-se esperar que, sob condições operacionais normais, a remoção de material orgânico solúvel seja substancialmente completa.

5.2.2 Determinação das frações oxidadas e sintetizadas

A fração de matéria orgânica oxidada variou segundo o tipo de lodo e do monossustrato utilizado, não se igualando ao valor empírico de $1/3 = 0,33$ encontrado por Marais e Ekama (1976) para o substrato esgoto bruto. Essa constatação indica que o fator de síntese celular Y_h é variável, dependendo da natureza do substrato e possivelmente também do lodo.

Os valores encontrados na Tabela 4.8 indicam que a fração oxidada na utilização pelas bactérias heterotróficas dos três monossustratos tende a variar tanto com a natureza do lodo aeróbio como com o próprio monossustrato. A média da fração oxidada para o lodo do sistema LA foi 0,26 (média para os três monossustratos utilizados), valor menor que 0,33, enquanto que para o lodo gerado a partir de esgoto digerido (ED) foi encontrada uma fração de 0,35, valor maior que os 0,33 estabelecidos na teoria de lodo ativado desenvolvida por Marais e seus colaboradores. Em todos os casos, a fração oxidada de metanol era bem maior que a de acetato. Os resultados indicam que o lodo do sistema LA tende a usar menos material orgânico para oxidação, de modo que mais lodo é sintetizado do que no caso do lodo do sistema UASB+LA.

5.2.3 Coeficiente de rendimento, Y_h

Os valores de Y_h determinados a partir dos dados obtidos para os dois tipos de lodo e os 3 monossustratos utilizados (Tabela 4.9) mostram um valor médio de Y_h para os dois tipos de lodo: UASB+LA ($0,43 \text{ mgX}_a/\text{mgS}_b$) e LA ($0,49 \text{ mgX}_a/\text{mgS}_b$). Esses valores estão dentro da faixa indicada, de 0,35 a $0,52 \text{ gSVS.g}^{-1}\text{DQO}$, por VAN HAANDEL e MARAIS (1999).

5.2.4 Decaimento das bactérias heterotróficas

De acordo com as Figura 4.3 e 4.4 que mostram a redução na TCO endógena de bactérias heterotróficas geradas a partir de EB e ED, o decaimento das bactérias geradas a partir de ED ($0,09/\text{d}$) é mais lento que o decaimento das bactérias geradas a partir de EB ($0,17/\text{d}$), mostrando que as bactérias geradas de ED são mais

resistentes às condições adversas como, por exemplo, falta de alimento. É interessante observar que os valores encontrados nos dois sistemas ficam bem abaixo do valor sugerido por Van Haandel e Marais (1999) de $b_h = 0,24 \cdot 1,04^{(t-20)}$, ou seja, $b_h = 0,3/d$ para a temperatura de 25°C prevalecente no período de geração de lodo.

5.2.5 Sobrevivência das bactérias heterotróficas

Através dos testes respirométricos foi possível obter a variação da TCO_{end} e TCO_{exo} com o tempo e verificar o tempo que as bactérias geradas em sistemas de LA, tratando esgoto bruto e esgoto digerido, sobrevivem quando submetidas às condições extremas de ausência de oxigênio e alimentação.

As Figuras 4.5 e 4.6 que mostram a variação da taxa de consumo para respiração endógena específica $TCO_{end,esp}$ durante o experimento, evidenciam que as bactérias geradas no sistema que recebia esgoto digerido apresentaram pequena variação na $TCO_{end,esp}$ (entre 2 e 2,5 $mgOD.gSVS^{-1}.h^{-1}$) durante um período de mais de dois meses sem alimentação e aeração, indicando que as bactérias têm uma capacidade de sobrevivência na ausência de substrato e oxigênio durante este período prolongado. Já as bactérias geradas no sistema que recebia esgoto bruto permaneceram com a mesma $TCO_{end,esp}$ (entre 5 e 6 $mgOD.gSVS^{-1}.h^{-1}$) durante 1 mês aproximadamente, caindo após esse período para valores baixos, na faixa de $1mgOD.gSVS^{-1}.h^{-1}$. Desse modo, neste lodo, grande parte das bactérias morrem após a imposição de falta de substrato e oxigênio durante um mês.

As Figuras 4.7 e 4.8 mostram a $TCO_{exo,esp}$ das bactérias heterotróficas geradas nos dois sistemas. Observa-se que as bactérias heterotróficas geradas no sistema de lodo ativado alimentado com esgoto bruto mantêm sua capacidade metabólica por um período em torno de 20 dias. Esse valor também foi encontrado por Costa (2001) para um sistema de lodo ativado do tipo Bardenpho, tratando esgoto bruto. Já as bactérias geradas no sistema alimentado com esgoto digerido apresentam uma queda gradual, mas permanecendo no segundo mês sem aeração e sem alimentação um valor constante próximo de $1,0 mgOD.gSVS^{-1}.h^{-1}$.

O teste de sobrevivência das bactérias heterotróficas mostrou que a interrupção programada no fornecimento de aeração para o sistema, com o objetivo

de economizar energia, ou mesmo por falta de energia, não acarreta problemas para a massa de bactérias existente no sistema, desde que respeitado o tempo que podem suportar sem a presença de oxigênio e alimentação.

5.3 Capacidade metabólica oxidativa de lodos anaeróbios

Os testes respirométricos permitiram verificar a ocorrência de metabolismo oxidativo de bactérias presentes no lodo anaeróbio, coletados dos reatores UASB(EB), UASB(EB + EF) e dos decantadores desses dois reatores.

Na Tabela 4.10 podem ser observados os valores obtidos das constantes cinéticas para os quatro lodos testados. Os lodos anaeróbios dos reatores anaeróbios alimentados com esgoto bruto - UASB(EB) e com esgoto bruto e efluente de um SLA - UASB(EB+EF) apresentam uma TCO_{end} e TCO_{exo} maior do que os lodos coletados dos decantadores dos reatores UASB - decUASB(EB) e decUASB(EB+EF), devido serem lodos de dentro do sistema, sendo mais concentrados. Também pode ser visto na mesma Tabela 4.10 que a TCO_{exo} é aproximadamente igual a TCO_{end} , para os lodos UASB(EB) e decUASB(EB), enquanto que para o lodo que recebe efluente do sistema de lodo ativado a TCO_{exo} chega a ser 3,5 vezes maior que a TCO_{end} para o UASB(EB+EF) e aproximadamente 2 vezes para o decUASB(EB+EF). A entrada de EF de SLA favorece o aparecimento de bactérias facultativas (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Os dados indicam ainda que a taxa de consumo de oxigênio do lodo depende da natureza do afluente aplicado para geração do lodo.

A taxa de consumo de oxigênio por unidade de massa

CAPITULO 6 CONCLUSÕES

Em cumprimento aos objetivos propostos, conclui-se que:

Quanto ao desempenho dos sistemas:

- os sistemas UASB+LA e LA apresentaram um bom desempenho na remoção de matéria orgânica, respectivamente, 95% e 90%; mas a combinação UASB+LA pode afetar a nitrificação.

Quanto à capacidade metabólica:

- a taxa de utilização de monossustratos por bactérias heterotróficas depende da natureza da água residuária usada para gerá-las: esgoto bruto ou esgoto digerido;
- diferentes monossustratos levam a valores diferentes da taxa de utilização e, conseqüentemente, a valores diferentes da taxa de crescimento das bactérias heterotróficas;
- a taxa de utilização dos monossustratos etanol e metanol é maior para o lodo gerado a partir de esgoto digerido, enquanto que para o lodo gerado a partir de esgoto bruto, a taxa de utilização é maior quando o substrato é acetato;
- a fração oxidada dos monossustratos utilizados pelas bactérias heterotróficas variou entre 0,24 e 0,42, dependendo da natureza do monossustrato e do lodo gerado, esses valores são do valor empírico de 0,33 encontrado para utilização de material orgânico do esgoto bruto;
- O decaimento de bactérias geradas a partir de esgoto digerido ($b_h=0,09/d$) é mais lento do que o de bactérias geradas a partir de esgoto bruto ($b_h=0,17/d$). O fato das bactérias geradas a partir de esgoto digerido receberem um alimento de mais difícil degradação resulta em bactérias mais adaptadas as condições adversas.

Quanto à sobrevivência das bactérias heterotróficas:

- as bactérias geradas em SLA alimentados com esgoto digerido sobrevivem por mais tempo às condições de falta de oxigênio e alimentação do que as geradas com esgoto bruto por serem geradas a partir de um material de mais difícil degradação.
- a capacidade metabólica das bactérias heterotróficas geradas em SLA alimentados com esgoto digerido fica reduzida pela metade em SLA após 1 mês do teste de sobrevivência.
- as bactérias heterotróficas geradas em SLA alimentados com esgoto bruto sobrevivem com a mesma capacidade metabólica em torno de 20 dias, sofrendo uma redução drástica após esse período.

Quanto ao lodo anaeróbio:

- Lodos gerados em ambiente anaeróbio apresentam capacidade de metabolismo oxidativo na presença de oxigênio;
- A taxa de consumo de oxigênio é diferente para lodos gerados a partir de esgoto bruto e lodos gerados a partir de esgoto bruto + efluente de sistema aeróbio, possivelmente devido à entrada de nitrato contido nesse efluente que pode favorecer o aparecimento de bactérias facultativas;
- A capacidade metabólica oxidativa dos lodos anaeróbios gerados foi bastante significativa, principalmente a do lodo que também recebia efluente do sistema de lodo ativado. A média de $18,5 \text{ mgO}_2/\text{gX}_v/\text{h}$ é comparável à de lodos gerados em sistemas de lodo ativado (geralmente na faixa de 15 a 35 $\text{mgO}_2/\text{gX}_v/\text{h}$ segundo Marais e Ekama, 1976);
- A fração oxidada do monossustrato (acetato) utilizado pelas bactérias varia entre um mínimo de 0,20 (determinada para o lodo dec UASB (EB+EF)) e 0,29 (determinada para o lodo UASB (EB)). Os valores são menores que 0,33, valor este encontrado por Marais & Ekama, (1976) para esgoto bruto;
- Os valores de K_{ss} são muito baixos, próximos ao de $5,0 \text{ mgDQO/L}$ como relatado por Dold *et al.* (1980), demonstrando que a remoção de material

orgânico biodegradável e solúvel em ambiente aeróbio ocorre à taxa máxima até que a concentração do substrato tenha um valor muito baixo.

A respirometria se mostrou adequada para elucidar o crescimento, o decaimento e sobrevivência das bactérias heterotróficas geradas em ambiente aeróbio, bem como demonstrar que lodo anaeróbio apresenta metabolismo oxidativo.

CAPITULO 7
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker, 1981.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th edition. Washington: American Public Health Association, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1992.

BAILEY, J. E. e OLLIS, D.F. **Biochemical engineering fundamentals**. Mc Graw Hill, 1977.

BRODERSEN, C. F. e McCARTY, P.L. **Theory and extended aeration activated sludge**. J. Wat. Pollut. Control Fed., 1962.

BUCHAUER, K. A.

DERKS, Y. M. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética da nitrificação.** 2007. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

DOLD, P.L.; EKAMA, G.A. e MARAIS, G.V.R. **A General model for the activated sludge process.** Prog. Wat. Tech, 1980.

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

HENZE, M.; GRADY, C. P. L.; GUJER, W.; MARAIS, G. V. R; MATSUO, T.; **Activated sludge model n^o1.** London: Scientific and technical reports, 1986.

HOOVER, S.R. e PORGES, N. **Assimilation of dairy waste by activated sludge II: The equations of synthesis and rate of oxygen utilization.** Sew. and Ind. Wastes J., 1952.

HORAN, N. J. **Biological wastewater treatment systems: Theory and operation.** Chichester: John Wiley e Sons, 1990.

JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 4 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

LAWRENCE, A. W. e McCARTY, P.L. **Unified basic for biological treatment design and operation.** J. Sanit. Eng. Div., ASCE, 1970.

MARAIS, G. V. R e EKAMA, G. A. **The activated sludge process: Steady state behaviour.** Water S. A. 1976.

McCARTY, P.L. **Anaerobic waste treatment fundamentals.** Part II: Environmental Requirements and Control. Public Works, 1964.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: Treatment disposal reuse.** 4.ed. New York: McGraw-Hill Book, 2003.

MONOD, J. **La technique de culture continue: theorie et applications.** Ann. Inst. Pasteur, 1948.

PAVLOSTATHIS, S.G. **Basic concepts of biological process.** In: CERVANTES, F.J.; PAVLOSTATHIS, S.G. e VAN HAANDEL, A. C. (editores). Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters. London: IWA Publishing, 2006.

QASIM, S. **Wastewater Treatment Plants.** Technomic, 1994.

ROS, M. **Respirometry of activated sludge.** Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, 1993.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P.L. **Chemistry for Environmental Engineering.** 3ª edition. New York: McGraw-Hill , 1978.

SUTTON, P.M., JANK, B.E., MONAGHAN, B.A. e MURPHY, K.L. **Single sludge nitrogen removal systems.** Research report N°88, Canada: Environmental Protection Service, 1979.

SYMONS, J. M. e McKINNER, R. E. **Growth and endogenous metabolism: a discussion.** Proc. 1st Int. Conf. on Water Pollution control, Pergamon Press, London, Reino Unido, 1958.

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, P.F.C. **Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgotos.** Revista Engenharia Sanitária, v 21, n 4,1982.

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, P.F.C. **O balanço de massa em sistemas de tratamento com lodo em suspensão.** Revista Engenharia Sanitária, v 22, 4,1983.

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, P. F. C **Dimensionamento e otimização de digestores aeróbios de lodo ativado.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v 25, n 2, Rio de Janeiro: 1986.

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

VAN HAANDEL, A. C. e MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande: Epgraf, 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; MONROY, O.; CELIS, B.; RUSTRIAN, E. e CERVANTES, F.J. **Principles of process design for industrial wastewater treatment systems.** In: CERVANTES, F.J.; PAVLOSTATHIS, S.G. e VAN HAANDEL, A. C. (editors). Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters. London: IWA Publishing, 2006.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados.** V.4. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade federal de Minas Gerais, 1997.