



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM SISTEMA COMBINADO
ANAERÓBIO/AERÓBIO UTILIZANDO LODO COMO FONTE ENDÓGENA DE
CARBONO**

MARIELLE FERREIRA DE OLIVEIRA

CAMPINA GRANDE – PB

2012

MARIELLE FERREIRA DE OLIVEIRA

**TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM SISTEMA COMBINADO
ANAERÓBIO/AERÓBIO UTILIZANDO LODO COMO FONTE ENDÓGENA DE
CARBONO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Tavares de Sousa

CAMPINA GRANDE – PB

2012

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

O48t

Oliveira, Marielle Ferreira de.

Tratamento de esgotos sanitários em sistema combinado anaeróbio/aeróbio utilizando lodo como fonte endógena de carbono [manuscrito]. / Marielle Ferreira de Oliveira – 2012.

93 f. : il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

“Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental”

1. Tratamento de esgotos. 2. Biodegradabilidade da matéria orgânica. 3. Remoção biológica de nutrientes. 4. Respirimetria.
I. Título.

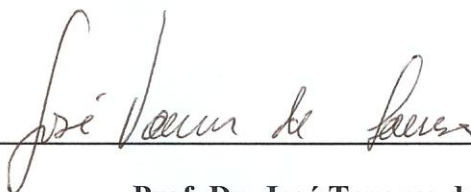
21. ed. CDD 628.3

MARIELLE FERREIRA DE OLIVEIRA

**TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM SISTEMA COMBINADO
ANAERÓBIO/AERÓBIO UTILIZANDO LODO COMO FONTE ENDÓGENA
DE CARBONO**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 23/03/2012

BANCA EXAMINADORA



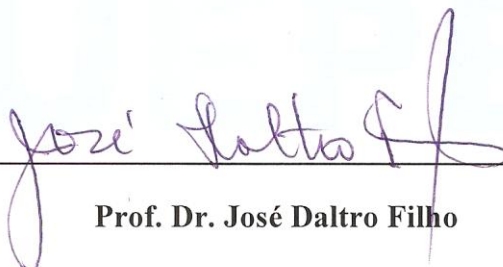
Prof. Dr. José Tavares de Sousa

(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. Wilton Silva Lopes

(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. José Daltro Filho

(Examinador Externo – Universidade Federal de Sergipe – UFS)

DEDICATÓRIA

À minha família “guerreira”, aos meus amados pais, **Luciano Francisco de Oliveira** e **Maria do Socorro Ferreira Oliveira** e às minhas queridas irmãs **Marília Carinna de Oliveira Fernandes** e **Marianne Ferreira de Oliveira**.

Vocês representam as jóias mais valiosas, meus pilares, criaturas de Deus, razões da minha vida.

“Painho”, “Mainha”, “Mazinhas” essa vitória é nossa!!!

AGRADECIMENTOS

À Deus, meu escudo e minha proteção, pelo dom da vida, por revigorar minhas forças, sempre, e não ter permitido que eu desanimasse e fraquejasse diante dos desafios e dificuldades, as quais foram muitas. Obrigada Senhor Jesus Cristo do fundo do meu coração!

Aos meus queridos pais, Luciano e Socorro, sinônimos de determinação, garra e coragem, pelo amor e confiança em mim depositados, dedicação e doação na minha formação pessoal e profissional.

Às minhas irmãs Marília e Marianne e ao meu cunhado Rivaldo, pelo apoio, acolhida e estadia em sua casa, pela torcida e por acreditarem no meu potencial.

Aos meus avós, tias, tios, primas e primos, que foram testemunhas da minha luta diária.

À João Felipe, pela força, incentivo e compreensão pelas vezes que fui ausente.

Ao professor José Tavares de Sousa, pela orientação, paciência, amizade e apoio nos momentos que precisei.

Aos professores Valderi, Wilton e Rui, pela amizade, força e contribuição durante a realização desta pesquisa.

À amiga Viviane pela enorme ajuda prestada no monitoramento do sistema experimental.

À Israel, pelos seus ensinamentos e disponibilidade de material.

Aos amigos da turma de mestrado, em especial à Hindria, Alaine e Marcell, por terem acompanhado minha trajetória, pelos seminários, provas e exercícios compartilhados juntos, pelos momentos de estresse e conselhos trocados.

Ao amigo Rafael, pelos conhecimentos transmitidos em São Carlos.

Aos amigos do laboratório (PROSAB), em especial à Thays, Vinicius, Helder, Willams, Nélia, Andressa, Andreza e Vanessa, pela ajuda, companheirismo, desabafos e apoio nas atividades da pesquisa. Aos professores, Adrianus e Paula, pela amizade.

Às minhas eternas mestras Mônica e Luciene pelo incentivo ao Mestrado.

À Cássio, por sua contribuição nos desenhos dos reatores.

À UEPB, pela oportunidade de realização do Mestrado.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	ii
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. OBJETIVOS.....	03
2.1. Objetivo Geral.....	03
2.2. Objetivos Específicos.....	03
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	04
3.1. Sistemas de Tratamento Biológico de Águas Residuárias.....	04
3.2. Sistemas Anaeróbios.....	04
3.3. Sistemas Aeróbios.....	06
3.3.1. Sistema de Lodos Ativados Convencional.....	06
3.3.2. Composição do Lodo Ativado.....	07
3.3.3. Lodos Ativados em Reator de Bateladas Seqüenciais.....	08
3.4. Remoção de Nutrientes.....	09
3.4.1. Remoção Biológica de Nitrogênio.....	09
3.4.2. Remoção Biológica de Fósforo.....	10
3.4.3. Parâmetros que afetam os processos de tratamentos biológicos.....	12
3.5. Lise Celular.....	13
3.6. Hidrólise Fermentativa.....	16
3.7. Meio suporte em reatores biológicos.....	17
3.7.1. Meio suporte em reatores aeróbios.....	17
3.7.2. Meio suporte em reatores anaeróbios.....	18
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
4.1. Localização do Sistema Experimental.....	21
4.2. Descrição do Sistema Experimental.....	21
4.2.1. Primeira fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado.....	21
4.2.1.1. Procedimentos.....	22
4.2.2. Segunda fase: remoção biológica de nutrientes em RBS conjuntamente	

com RHF.....	23
4.2.3. Operação do reator.....	25
4.2.4. Terceira fase: reator combinado anaeróbio/aeróbio operado em regime de bateladas com recirculação.....	26
4.2.5. Meio suporte.....	28
4.2.6. Configuração do Sistema Experimental.....	30
4.3. Análises Físico-Químicas.....	31
4.4. Análises Estatísticas.....	32
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
5.1. Primeira fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado....	33
5.2. Segunda fase: Remoção biológica de nutrientes em RBS conjuntamente com RHF.....	40
5.2.1. DQO Filtrada.....	40
5.2.2. Remoção de Nutrientes.....	42
5.3. Terceira fase: Reator Combinado Anaeróbio/Aeróbio operado em regime de bateladas com recirculação.....	46
5.3.1. pH, Alcalinidade e AGV.....	46
5.3.2. DQO Bruta e Filtrada.....	48
5.3.3. Remoção de Sólidos Suspensos.....	50
5.3.4. Remoção de Compostos Nitrogenados.....	51
5.3.5. Fósforo Total e Ortofosfato.....	53
6. CONCLUSÕES.....	55
7. RECOMENDAÇÕES.....	56
8. REFERÊNCIAS.....	57
APÊNDICE.....	65
APÊNDICE A.....	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diferentes etapas da digestão anaeróbia.....	05
Figura 2. Representação esquemática do sistema experimental.....	23
Figura 3. Representação esquemática das dimensões do RBS.....	25
Figura 4. Representação esquemática das dimensões do: (A) Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB); (B) Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF); (C) Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).....	26
Figura 5. Esquema do sistema combinado UASB-Filtro.....	27
Figura 6. Corte da esponja sintética para utilização como meio suporte.....	29
Figura 7. Imobilização da esponja de fibra sintética em um dispositivo de plástico cilíndrico envolvido por uma tela de nylon e conectado a um agitador mecânico.....	29
Figura 8. Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1 de assimilação dos substratos utilizados.....	35
Figura 9. Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2 de assimilação dos substratos utilizados.....	37
Figura 10. Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de assimilação dos substratos utilizados.....	39
Figura 11. Comportamento da DQO filtrada do lodo de descarte antes e após a trituração.....	40
Figura 12. Comportamento do percentual da DQO filtrada do lodo de descarte após a trituração.....	41
Figura 13. Comportamento do fósforo solúvel do afluente e efluente no reator em bateladas seqüenciais.....	42
Figura 14. Comportamento do NTK do afluente e efluente no reator em bateladas seqüenciais.....	43
Figura 15. Comportamento do nitrogênio amoniacal do afluente e efluente no reator em bateladas seqüenciais.....	44
Figura 16. Comportamento do nitrogênio na forma de nitrito do efluente no reator em bateladas seqüenciais.....	45
Figura 17. Comportamento do nitrogênio na forma de nitrato do efluente no reator em bateladas seqüenciais.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Etapas do ciclo operacional do reator, com o tempo e a fase respectivamente.....	25
Tabela 2. Condições operacionais do reator de batelada seqüencial.....	26
Tabela 3. Parâmetros operacionais do sistema UASB-Filtro.....	27
Tabela 4. Parâmetros operacionais aplicados aos reatores: RHF e RAMSI.....	28
Tabela 5. Características da esponja de fibra sintética com abrasivo.....	29
Tabela 6. Distribuição temporal de um ciclo aplicado aos reatores RHF + RAMSI.....	31
Tabela 7. Parâmetros analisados no monitoramento dos sistemas, frequência em que foram realizados e seus respectivos métodos analíticos.....	32
Tabela 8. Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 1.....	34
Tabela 9. Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 2.....	36
Tabela 10. Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 3.....	38
Tabela 11. Valores médios, máximos e mínimos de pH, Alcalinidade e AGV do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.....	47
Tabela 12. Valores médios, máximos, e mínimos da DQO Bruta e Filtrada do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.....	48
Tabela 13. Valores médios, máximos, e mínimos da DQO Bruta e Filtrada do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) após adição do lodo primário no sistema.....	49
Tabela 14. Valores médios, máximos e mínimos de sólidos suspensos totais e voláteis do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.....	50
Tabela 15. Valores médios, máximos e mínimos das frações de nitrogênio avaliadas no tratamento de ED em reator combinado U-F + RAMSI.....	51
Tabela 16. Valores médios, máximos e mínimos de Fósforo total e Ortofosfato do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.....	53
Tabela 17. Cálculo referente ao metabolismo da matéria orgânica contida no substrato acetato utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.....	66
Tabela 18. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.....	66
Tabela 19. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação	

térmica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.....	67
Tabela 20. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.....	67
Tabela 21. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 1.....	68
Tabela 22. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 1.....	69
Tabela 23. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 1.....	70
Tabela 24. Cálculo referente ao metabolismo da matéria orgânica contida no substrato acetato utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.....	71
Tabela 25. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.....	71
Tabela 26. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.....	72
Tabela 27. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.....	72
Tabela 28. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 2.....	73
Tabela 29. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 2.....	74
Tabela 30. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante duas horas do teste respirométrico nº 2.....	75
Tabela 31. Cálculo referente ao metabolismo da matéria orgânica contida no substrato acetato utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 3.....	76
Tabela 32. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 3.....	76
Tabela 33. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 3.....	77

Tabela 34. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 3.....	78
Tabela 35. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 3.....	79

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AGV:	Ácidos Graxos Voláteis (mgHAc/L)
ANAB:	Anabolismo
ATU:	Alil-tioureia
CaCO_3^- :	Carbonato de Cálcio
CAGEPA:	Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba
CO_2 :	Dióxido de carbono
CH_4 :	Metano
CPU:	Central Processing Unit
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CAT:	Catabolismo
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mgO_2/L)
DQO:	Demanda Química de Oxigênio (mgO_2/L)
DQO_S :	DQO solúvel ($\text{mg O}_2/\text{l}$)
DQO_{S0} :	DQO solúvel inicial ($\text{mg O}_2/\text{l}$)
DQO_{P0} :	DQO particulada inicial ($\text{mg O}_2/\text{l}$)
DQO_{bsa} :	DQO biodegradável solúvel (mg/L)
DQO_{rb} :	DQO rapidamente biodegradável (mg/L)
DQO_{lb} :	DQO lentamente biodegradável (mg/L)
DP:	Decantador Primário
EB:	Esgoto Bruto
ED:	Esgoto Decantado
ETE:	Estação de Tratamento de Esgoto
F_b^b :	Fração biodegradável da DQO afluente
F_{rb} :	Fração de DQO rapidamente biodegradável
F_{lb} :	Fração de DQO lentamente biodegradável
H_2 :	Gás hidrogênio
H_2O :	Água
HCl:	Ácido clorídrico
MET:	Metabolismo
NaOH:	Hidróxido de sódio
$\text{N} - \text{NH}_4^+$:	Nitrogênio como amônia ($\text{mgN-NH}_4^+/\text{L}$)

N - NO ₃ ⁻ :	Nitrogênio como nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ /L)	
N – NO ₂ ⁻ :	Nitrogênio como nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ /L)	
N ₂ :	Gás nitrogênio	
NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl	
O ₂ :	Gás oxigênio	
OAF:	Organismos Acumuladores de Fosfato	
OD:	Oxigênio Dissolvido	
OD _{máx} :	Oxigênio dissolvido máximo	
OD _{mín} :	Oxigênio dissolvido mínimo	
PHA:	Polihidroxidoalcanoato	
PHB:	Polihidroxidobutirato	
PHV:	Polihidrovalerato	
PET:	Polietileno Tereftalato	
pH:	Potencial hidrogeniônico	
P-PO ₄ ⁻³ :	Ortofosfato (mgP-PO ₄ ³⁻ /L)	
P:	Fósforo (mgP/L)	
PVC:	Cloreto de Polivinila	
RBS:	Reator em Batelada Seqüencial	
RHF:	Reator de Hidrólise e Fermentação	
RAMSI:	Reator Aeróbio com Meio suporte Submerso Imobilizado	
rpm:	Rotação por minuto	
SPE:	Substância Polimérica Extracelular	
SST:	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	
SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	
S _{DQO} :	Solubilização DQO (%)	
TCO:	Taxa de Consumo de Oxigênio (mgO ₂ /L.h)	
TDH:	Tempo de Detenção Hidráulica (h)	
TRC:	Tempo de Retenção Celular (d)	
UASB:	Upflow Anaerobic Sludge Blanket	
U-F:	UASB-Filtro	
X _e :	Resíduo endógeno	
X _h :	Biomassa heterotrófica	
X _{u, inf} :	Matéria orgânica afluyente não biodegradável	Δt:
Variação do tempo (h)		

RESUMO

A pesquisa teve como objetivo principal tratar esgotos sanitários através de sistema combinado anaeróbio/aeróbio, utilizando lodo primário e lodo de excesso lisado como fonte endógena de carbono para remoção de nutrientes, buscando produzir efluente com baixas concentrações de material carbonáceo e de nutrientes e menor produção de lodo de excesso. O experimento foi realizado em três fases. Na primeira, foram realizados testes respirométricos como ferramenta para avaliar a biodegradabilidade de lodo biológico lisado, por meio de técnicas de lise celular induzida: ação mecânica, térmica e reação ácido-base. Na segunda fase, foi monitorado um Reator em Batelada Seqüencial (RBS) conjuntamente com Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF), o qual recebia lodo de excesso do RBS, triturado por ação mecânica e lodo primário. O RBS e o RHF foram operados com TRC de 3,36 e 10 dias, respectivamente. A terceira fase foi constituída de reator anaeróbio seguido de reator aerado com meio suporte (esponja sintética de poliuretano) submerso imobilizado (RAMSI) operado em regime de bateladas com recirculação. Os resultados obtidos através dos testes respirométricos constataram que o lodo térmico apresentou concentração de material rapidamente biodegradável superior ao lodo triturado e ao lodo lisado por reação ácido-base. Os valores dos percentuais da DQO solubilizada variaram de 1,6% a 4,2%, com uma média de 2,6%. O sistema apresentou resultados promissores para a remoção de nutrientes, com eficiência de remoção de 85%, 93% e 98% para fósforo solúvel, nitrato e nitrito, respectivamente. Entretanto, o efluente final manteve-se com concentração média de nitrogênio amoniacal de $27 \text{ mgN-NH}_4\text{.L}^{-1}$, considerada fora dos padrões de lançamento. O sistema combinado, reator anaeróbio e reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado (RAMSI), removeram de forma eficiente material carbonáceo (88%), SST (86%), SSV (90%), NTK (94%) e N-NH_4^+ (96%). Produzindo efluente com concentrações médias de nitrito e nitrato, respectivamente de $0,19 \text{ mgN-NO}_2^-\text{.L}^{-1}$ e $2,52 \text{ mgN-NO}_3^-\text{.L}^{-1}$. Após a adição do lodo primário no sistema, este apresentou um melhor desempenho, com eficiência de remoção de DQO bruta e filtrada de 95%. No entanto, o processo de remoção de fósforo foi considerado insatisfatório, visto que não havia descarte de lodo no reator RAMSI. Apresentando uma eficiência de remoção de apenas 20% para o fósforo total e 22% para o ortofosfato.

Palavras-chave: tratamento de esgotos; biodegradabilidade da matéria orgânica; remoção biológica de nutrientes; respirometria.

ABSTRACT

The research aimed to treat sewage through combined anaerobic/aerobic system, using primary sludge and lysed excess sludge as an endogenous carbon source for removal of nutrients, aiming to produce effluent with low concentrations of organic material and nutrients and lower production excess sludge. The experiment was conducted in three phases. In the first, were performed respirometric tests as tool to assess the biodegradability of lysed biological sludge, through by techniques of cellular lysis induced: mechanical action, thermal and acid-base reaction. In the second phase, was monitored a Sequential Batch Reactor (SBR) together with Fermentation and Hydrolysis Reactor (FHR), which received excess sludge of SBR, tritured by mechanical action and primary sludge. SBR and FHR were operated with TRC of 3.36 and 10 days respectively. The third phase consisted of an anaerobic reactor followed by Immobilized Submerged with support Medium (polyurethane synthetic sponge) Aerated Reactor (ISMAR) operated in recirculation batch system. The results obtained from the respirometric tests found that the thermal sludge showed concentration biodegradable readily material greater than the tritured sludge and treated sludge by acid-base reaction. Values of the percentages of COD solubilized varied from 1.6% to 4.2%, with an average of 2.6%. The system presented promising results for the removal of nutrients, with removal efficiency of 85%, 93% and 98% for phosphorus soluble, nitrate and nitrite, respectively. However, the final effluent was maintained with concentration average of ammonia of $27 \text{ mgN-NH}_4\text{.L}^{-1}$, considered out of the discharge standards. The combined system, anaerobic reactor and Immobilized Submerged with support Medium Aerobic Reactor (ISMAR), removed efficiently carbonaceous material (88%), TSS (86%), SSV (90%), TKN (94%) and N-NH_4^+ (96%). Producing effluent with average concentrations of nitrite and nitrate, respectively of $0.19 \text{ mgN-NO}_2\text{.L}^{-1}$ and $2.52 \text{ mgN-NO}_3\text{.L}^{-1}$. After addition of primary sludge the system, this presented a better performance with efficiency of COD removal gross and filtered 95%. However, the process of phosphorus removal was considered unsatisfactory since there was sludge disposal in the ISMAR reactor. Introducing an efficiency of removing just 20% for total phosphorus and 22% for the orthophosphate.

Keywords: sewage treatment, biodegradability of organic matter, biological nutrient removal; respirometry.

1. INTRODUÇÃO

Os cenários iniciais do século XXI configuram preocupações constantes com o meio ambiente, tendo em vista que as mais diversas atividades humanas sobre o planeta Terra intensificaram-se de forma insustentável, desrespeitando a capacidade de suporte de muitos recursos naturais (BARRET e ODUM, 2007). Dentre os problemas ambientais que constitui entrave à sustentabilidade ambiental destaca-se a degradação dos ecossistemas aquáticos, afetando a disponibilidade de água.

O lançamento de efluentes contendo matéria orgânica, substâncias tóxicas, organismos patogênicos e nutrientes acarretam vários danos ao ambiente aquático e à saúde humana. Podendo levar à eutrofização dos corpos hídricos, favorecendo a proliferação de cianobactérias que produzem toxinas, as quais promovem doenças (CALIJURI et al., 2006), além do crescimento explosivo de algas e macrófitas aquáticas resultando na depleção do oxigênio dissolvido do corpo receptor (RAHIMI, 2011). Diante deste cenário, se faz necessário aprimorar e desenvolver tecnologias que possam promover a redução desses impactos sobre os recursos hídricos e à saúde humana.

Atualmente existem diversos tipos de sistemas de tratamento aeróbio de esgotos que apresentam um alto potencial de remoção de matéria orgânica e de outros poluentes. Uma dessas tecnologias é o Reator de Bateladas Sequenciais (RBS) (MOURA e TERAN, 2009).

Entre as tecnologias amplamente utilizadas no país para o tratamento anaeróbio de águas residuárias, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) apresentam um bom desempenho quanto à remoção de matéria orgânica. Entretanto, eles não promovem a eliminação de nutrientes e organismos patogênicos, tornando-se necessária a implantação de sistemas de pós-tratamento para fornecer um efluente de boa qualidade que atenda aos padrões ambientais.

Os sistemas conjugados anaeróbio/aeróbio têm-se apresentado como uma alternativa bastante promissora para a remoção de material carbonáceo e nutrientes. Em condições favoráveis, o sistema anaeróbio/aeróbio oferece grandes vantagens quando comparados aos sistemas de lodos ativados convencionais, que produzem efluentes de boa qualidade, a custos de implantação e de operação consideravelmente reduzidos (Van HAANDEL e MARAIS, 1999). No intuito de

otimizar o desempenho destes processos, a utilização de meio suporte para o crescimento do biofilme microbiano tem sido bastante estudado pela comunidade científica pelas diversas vantagens oferecidas.

Particularmente, os sistemas de tratamento de águas residuárias têm enfrentado grandes desafios, no tocante à eficiência da remoção biológica de nutrientes, especialmente durante a desnitrificação e remoção de fósforo, que estão estritamente relacionados com a fonte de carbono rapidamente biodegradável, chegando a ser um fator limitante ao processo. Sendo, necessário, em alguns casos, adicionar fonte de carbono. Entretanto, a adição de compostos orgânicos solúveis aumenta tanto os custos operacionais quanto a produção de lodo (HENZE e UCISIK, 2008).

Uma das formas de minimizar os custos em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) é aproveitar o lodo excedente dos sistemas anaeróbios e aeróbios e utilizá-lo como fonte de carbono. Dewil et. al. (2006) investigaram o potencial do uso de lodo excedente de um sistema de lodos ativados, tratado com o método de ultrassom, como fonte de carbono no processo de remoção de nutrientes, obtendo êxito, uma vez que uma fração considerável de DQO foi transformada em material orgânico biodegradável.

Os lodos gerados nesses sistemas, contendo material orgânico lentamente biodegradável, ao serem descartados, poderão ser tratados através de processos físico-químicos e biológicos, transformando-se, assim, em fontes de carbono prontas para serem utilizadas no sistema. Diante desta alternativa, além da adição de uma fonte de carbono necessária para as atividades metabólicas dos microrganismos na remoção de nutrientes, o lodo de descarte estará sendo aproveitado ao retornar para o sistema, reduzindo os custos operacionais e tendo um destino ambientalmente correto. Priambodo e Karnaningroem (2010) realizaram tratamentos físico-químicos do lodo de excesso de uma estação de tratamento de águas residuárias e obtiveram substrato prontamente biodegradável, o qual foi utilizado como fonte de carbono para a remoção biológica de fósforo, resultando numa melhoria do processo de tratamento biológico.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Tratar esgotos sanitários em sistema combinado anaeróbio/aeróbio, buscando produzir efluente com baixas concentrações de material carbonáceo e de nutrientes.

2.2. Objetivos Específicos

- Utilizar a respirometria para avaliar a biodegradabilidade de lodo digerido lisado por meio de tratamento físico, químico e biológico;
- Remover nutrientes (nitrogênio e fósforo) por processo biológico, utilizando reator de hidrólise e fermentação de lodo primário e lodo de excesso lisado como fonte endógena de carbono, vindo dessa forma reduzir a produção final de lodo;
- Monitorar reator anaeróbio seguido de reator aerado com meio suporte submerso imobilizado no processo de remoção de nutrientes.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Sistemas de Tratamento Biológico de Águas Residuárias

As atividades humanas vêm causando diversos impactos sobre os recursos hídricos de forma contínua e degradante, devido o lançamento inadequado de poluentes nos corpos d'água receptores, com deterioração da qualidade da água (TUNDISI, 2003), provocando alteração na sua composição química (TUNDISI, J. G., 2008 e TUNDISI, T. M., 2008). Alternativas como o uso de sistemas de tratamento biológico de esgoto têm se tornado tema de grande relevância, uma vez que tem como objetivo principal diminuir o aporte de constituintes indesejáveis ao meio ambiente.

O tratamento biológico de águas residuárias consiste na remoção de sólidos em suspensão, material carbonáceo, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos. A presença de teores excessivos de nutrientes no sistema aquático acelera o processo de eutrofização, sendo observada a proliferação de algas e outros vegetais aquáticos, resultando numa baixa concentração de oxigênio dissolvido, causando danos aos corpos aquáticos.

Os processos biológicos de tratamento de águas residuárias, têm passado por transformações consideráveis, ao longo dos anos, a fim de obter tratamentos com baixo custo operacional e eficientes. De modo geral, através de processos biológicos anaeróbios e aeróbios a matéria orgânica e alguns nutrientes presentes nos esgotos são estabilizados em substâncias mais simples e de baixo peso molecular (SOUSA e FORESTI, 2001).

3.2. Sistemas Anaeróbios

A digestão anaeróbia é caracterizada pela presença de microrganismos capazes de metabolizar material orgânico na ausência de um oxidante. Pode ser considerada como um processo que converte matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia e novas células bacterianas através de uma série de processos microbiológicos envolvidos.

Neste processo distinguem-se quatro etapas principais, hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, com a participação de três diferentes grupos de bactérias. O primeiro grupo, as bactérias hidrolíticas e acidogênicas, que hidrolisam substratos complexos (carboidratos, lipídios, proteínas, etc) a monômeros dissolvidos (açúcares, peptídeos, aminoácidos, etc) e ainda a gás carbônico, hidrogênio e ácidos orgânicos. O segundo grupo metabólico de bactérias, acetogênicas, que convertem os monômeros simples e ácidos graxos para o acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. O terceiro grupo constitui as bactérias metanogênicas que utilizam o H_2 , CO_2 e acetato para a produção de CH_4 e CO_2 (PILLI et al., 2010). O processo convencional da digestão anaeróbia e suas respectivas etapas estão apresentadas na Figura 1.

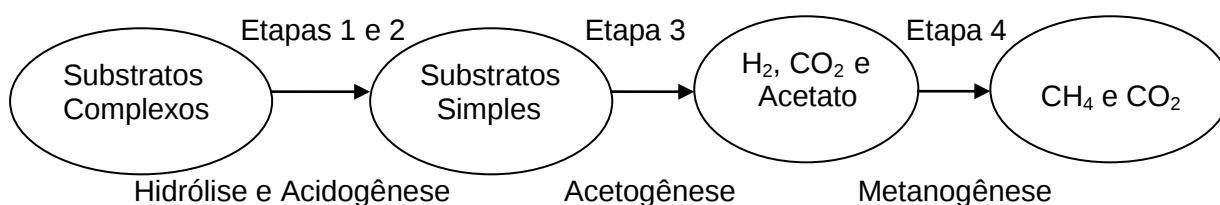


Figura 1. Diferentes etapas da digestão anaeróbia.

FONTE: PILLI et al. (2010).

Os sistemas clássicos concebidos para o tratamento anaeróbio de esgotos, utilizados no início do século passado, eram o Tanque Séptico e o Tanque Imhoff. A eficiência máxima nesses sistemas não excedia entre 30 e 50% de remoção da matéria orgânica, dependendo da natureza do esgoto e da eficiência de sedimentação (Van HAANDEL et al., 2006).

O desenvolvimento do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), na década de 1970, na Holanda, foi considerado um avanço muito importante. Foi originalmente desenvolvido para o tratamento de efluentes industriais e, com o passar dos anos, o seu potencial para o tratamento secundário de águas residuárias domésticas, tornou-se evidente, especialmente em regiões de clima quente, a exemplo da maioria dos países em desenvolvimento.

No Brasil, os reatores UASB têm sido amplamente utilizados para o tratamento de esgotos domésticos. Nesse sistema, o esgoto é introduzido pela

região inferior do reator (fluxo ascendente), e entra na região de digestão para decompor a matéria orgânica produzindo biogás e lodo.

Os reatores UASB são capazes de suportar altas taxas de carga orgânica e elevado tempo de retenção celular (idade de lodo).

Para garantir eficiência no UASB é necessário a ocorrência de uma série de princípios importantes durante a sua operação, tais como: assegurar o máximo contato entre a biomassa e o esgoto afluente a ser tratado; evitar o surgimento de curtos-circuitos; a existência de um dispositivo adequado para a separação do biogás, líquido e os sólidos, entre outros (Van HAANDEL et al., 2006).

As principais vantagens apresentadas no processo anaeróbio através de reatores UASB em relação aos processos aeróbios convencionais são: sistema compacto, com baixa demanda de área; baixo custo de implantação e operação; baixa produção de lodo; baixo consumo de energia; remoção eficiente de DBO/DQO, de 65 a 75%; etc. Entretanto, o efluente gerado no reator UASB possui características indesejáveis necessitando de pós-tratamento, uma vez que possui constituintes residuais como matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e organismos patógenos.

3.3. Sistemas Aeróbios

3.3.1. Sistema de Lodos Ativados Convencional

O processo de lodos ativados é o método mais comumente utilizado em todo o mundo para o tratamento biológico das águas residuárias domésticas e industriais (HAIT; MAZUMDER, 2011; RAMDANI et al., 2010). Esse processo consiste essencialmente em um tratamento aeróbio, que oxida a matéria orgânica em CO_2 , H_2O , NH_4 e novas células (BITTON, 2005).

Em 1914, E. Arden e W. T. Lockett (1914) impulsionaram a descoberta do processo de lodo ativado na Inglaterra. Eles observaram que a aeração do esgoto levou à formação de partículas em suspensão (floculadas) e descobriram que o tempo de remoção de contaminantes orgânicos foi reduzido de dias para horas, quando essas partículas foram formadas no sistema. Eles se referiram ao lodo resultante da sedimentação dessas partículas, como "ativado", e assim nasceu o processo de lodos ativados (RITTMAN e McCARTY, 2001).

Neste processo, os poluentes são transformados em produtos finais de qualidade adequada aos padrões ambientais e o efluente final tratado pode ser descarregado para o corpo d'água receptor (RAMDANI et al., 2010). Entretanto, uma grande quantidade de lodo é gerada durante este processo, sendo necessária a aplicação de medidas sustentáveis para o tratamento e disposição final adequados desse lodo.

O sistema convencional de lodo ativado inclui basicamente as seguintes unidades a serem destacadas: um tanque de aeração (que constitui o reator biológico) seguido de um tanque de decantação (o qual representa um decantador secundário). No tanque de aeração ocorre a oxidação da matéria orgânica e em determinadas condições, pode-se alcançar a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). No tanque de decantação ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa). Uma parcela desses sólidos sedimentados no decantador secundário é recirculada para o tanque de aeração, aumentando a concentração de biomassa ativa no reator, o que faz com que o tempo de retenção celular (idade do lodo) seja maior que o tempo de detenção hidráulica, proporcionando, assim, uma elevada eficiência no sistema. A outra parcela é descartada para manter uma boa relação entre A/M (alimento/microrganismo), sendo considerados para o sistema de lodo ativado convencional os valores de 0,3 a 0,8 KgDBO₅/KgSSV.d em termos das concentrações da demanda biológica de oxigênio (DBO₅) e de sólidos suspensos voláteis (SSV) (VON SPERLING, 2005).

3.3.2. Composição do Lodo Ativado

Feng et al. (2009) observando o efeito do tempo de retenção celular e da temperatura na fermentação do lodo de um sistema de lodos ativados, verificaram que o lodo do sistema era constituído de aproximadamente 40% de proteínas e 7% de carboidratos. O restante se caracterizava por 0,4% de lipídeos e 52,6% de outros constituintes em percentual de sólidos suspensos totais que representam a massa bacteriana.

A comunidade microbiana da biomassa, na forma de flocos biológicos em suspensão, se compõe de muitas espécies, entre as quais destacam-se: bactérias filamentosas, heterotróficas aeróbias, autotróficas nitrificantes, heterotróficas desnitrificantes, protozoários ciliados e flagelados aderidos a uma matriz de

polissacarídeos. As bactérias desempenham claramente um papel fundamental na conversão de uma grande diversidade de compostos orgânicos presentes e na remoção de nitrogênio e fósforo (MOUSSA et al., 2005).

Estudos anteriores lidando com a digestão aeróbia e anaeróbia de lodo ativado investigavam as formas de conceber e aperfeiçoar os processos que estabilizava a biomassa ativa heterotrófica (X_h). A degradação de sólidos geralmente era o mais importante parâmetro utilizado para avaliar a eficiência dos processos de digestão aeróbia e anaeróbia. O efeito desses processos sobre a degradação de cada fração orgânica do lodo ativado, no entanto, raramente era investigada. Além disso, considerava-se que as frações inativas de lodo biológico, como matéria orgânica afluente não biodegradável $X_{u, Inf}$ e resíduo endógeno X_e não passavam por uma transformação nesses processos de digestão (Ramdani et al., 2010).

3.3.3. Lodos Ativados em Reator de Bateladas Sequenciais

De modo geral, as tecnologias convencionais aplicadas na remoção biológica de nutrientes, as quais se encontram bem estabelecidas, demandam um alto custo na construção e operação desses sistemas. Todavia, nos últimos anos observa-se o uso do reator em bateladas. O processo de lodo ativado em reator em bateladas sequenciais (RBS) é um sistema biológico de tratamento de águas residuárias, constituído por um ou mais reatores, onde se realiza em uma mesma unidade a remoção de material carbonáceo, a remoção de nutrientes e a separação sólido-líquido através da sedimentação, sendo necessário apenas determinar os tempos de funcionamento das distintas etapas envolvidas no processo, bem como ajuste dos tempos de operação em função do tipo de esgoto e objetivo do tratamento (SOUSA e FORESTI, 2001). As vantagens mais importantes que se atribui ao sistema comparado com sistemas contínuos são a sua simplicidade, a boa sedimentabilidade do lodo e flexibilidade do tratamento, proporcionando a possibilidade de remoção de nutrientes. Além disso, o tratamento de água residuária em reator em batelada sequencial (RBS) é uma solução econômica e viável, uma vez que o consumo de energia pode ser programado através dos ciclos operacionais (PÉREZ et al., 2007). Na atualidade, este sistema tem sido amplamente utilizado no tratamento de águas residuárias domésticas.

O processo incorpora todas as etapas de tratamento em apenas uma unidade, através de ciclos de operação com durações bem definidas. Cada ciclo funciona com diferentes fases: enchimento, reação, sedimentação, descarga e repouso (para ajuste de ciclos) (COSTA et al., 2003).

Várias mudanças e estratégias podem ser realizadas em um ciclo de operação para o tratamento da água residuária, sobretudo a fim de se obter a remoção de nutrientes; tais como nitrogênio e fósforo, simultaneamente.

Nos últimos anos, face à crescente preocupação quanto ao lançamento de nutrientes nos cursos d' água, os reatores de batelada têm sido modificados para se alcançar a nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo (VON SPERLING, 2005).

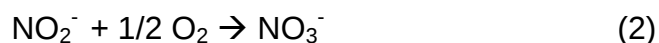
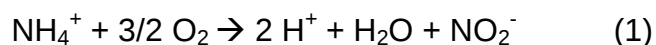
3.4. Remoção de Nutrientes

3.4.1. Remoção Biológica de Nitrogênio

A remoção biológica convencional de nitrogênio é alcançada por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação envolve duas etapas separadamente: nitritação e nitratação. Na nitritação o nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) é oxidado a nitrito (Equação 1). A nitratação consiste na conversão do nitrito a nitrato (Equação 2). Em seguida, este é reduzido a gás nitrogênio (N_2) (desnitrificação).

A nitificação ocorre na presença de oxigênio molecular dissolvido e de bactérias nitrificantes quimioautotróficas que utilizam CO_2 como fonte de carbono. A oxidação dos compostos nitrogenados funciona como fonte de energia para essas bactérias (METCALF & EDDY, 2003).

As equações 1 e 2 representam o processo de nitritação e nitratação, respectivamente.



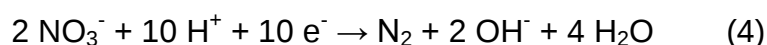
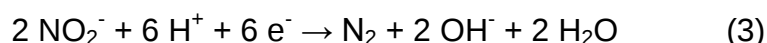
De acordo com as equações 1 e 2, a quantidade estequiométrica de oxigênio requerido, é de 3,43 mg de O_2 para a nitritação de 1 mg de NH_4^+ e de 1,14 mg de O_2 para nitratação de 1 mg de NO_2^- , totalizando uma demanda teórica de oxigênio para

nitrificação de 4,57 mg de O₂ por mg de NH₄⁺ (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; METCALF & EDDY, 2003; RAMDANI et al., 2010; SHARMA e AHLERT, 1977).

Os principais gêneros de bactérias responsáveis pela nitrificação são *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrosospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosogloea* e *Nitrosovibrio*. A nitratação ocorre pela ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, estando presentes também os gêneros *Nitrocystis*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* e *Nitrospina* (RITTMANN e McCARTY, 2001; BITTON, 2005).

A desnitrificação consiste na conversão do nitrato a nitrogênio gasoso em condições anóxicas. Participam desta conversão muitas bactérias anaeróbias ou facultativas, em que se encontram presentes os gêneros *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio* (METCALF & EDDY, 2003). Essas bactérias são heterótrofas, pois utilizam o nitrato e nitrito como receptor final de elétrons e como doadores de elétrons (fonte de carbono e energia): matéria orgânica solúvel presente no esgoto, matéria orgânica solúvel produzida durante a biodegradação do resíduo endógeno celular e fonte externa de carbono (acetato, metanol, entre outros).

A estequiometria da desnitrificação via nitrito e nitrato, respectivamente, está apresentada nas equações 3 e 4.



3.4.2. Remoção Biológica de Fósforo

A produção, em larga escala, de águas residuárias tem se tornado uma consequência das sociedades contemporâneas. Essas águas residuárias, sem tratamento, contêm grandes quantidades de nitrogênio e fósforo, nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização, sendo o fósforo, na maioria dos casos, o fator limitante para a diminuição ou até inibição deste processo. Portanto, é fundamental remover fósforo das águas residuárias (DE-BASHAN, L. E. e BASHAN, Y., 2004; VAN LOOSDRECHT et al., 1997).

Em 1965, Levin e Shapiro iniciaram os estudos sobre a evolução da remoção biológica de fósforo, quando desenvolveram investigações extensivas sobre o armazenamento e liberação do fósforo por microrganismos (MARAIS et al., 1983).

No processo de remoção biológica de fósforo, os microrganismos capazes de armazenar quantidades de fósforo em excesso na forma de polifosfatos são conhecidos como Organismos Acumuladores de Fosfato (OAF). Para promover o desenvolvimento destes e, conseqüentemente, remoção de fósforo, é necessária a existência de fases consecutivas de anaerobiose e aerobiose no sistema de tratamento (OEHMEN et. al., 2005; CHEN et al., 2005; OEHMEN, 2010).

No ciclo do fósforo, durante a fase anaeróbia e contendo concentrações suficientes de matéria orgânica biodegradável e solúvel, ocorre a indução da quebra do polifosfato. Em decorrência disto, as bactérias obtêm energia para armazenar polihidroxibutirato (PHB), com a liberação do ortofosfato para a fase líquida (MINO et al., 1987). AGV, de curta cadeia, como o acetato e o propionato, são indicados como fonte de carbono eficiente para o aumento da liberação de fósforo na fase anaeróbia (HU et al., 2003; OEHMEN et al., 2005). Outros AGV, tais como butirato, valerato, isovalerato e lactato, também têm sido utilizados para fins de remoção de fósforo (OEHMEN et al., 2004; PIJUAN et al., 2004).

Na fase aeróbia ocorre a oxidação do PHB e captura do fósforo solúvel. Durante o processo de remoção biológica de nutrientes, acreditava-se que os OAF não poderiam utilizar nitrato como aceptor de elétrons para seu crescimento, nem para acumular fosfato em condições aeróbias (WENTZEL et al., 1989). Em pesquisas realizadas por Ahn et al. (2001) e Tsuneda et al. (2006) constataram o surgimento de grupos de microrganismos capazes de remover fósforo, tais como: OAF e desnitrificantes (os quais utilizam tanto oxigênio quanto nitrato como aceptor de elétrons) e OAF aeróbios (utilizam apenas oxigênio).

O aspecto fundamental da remoção biológica de fósforo é a chamada absorção em excesso de P pelo lodo (em Inglês: *luxury uptake*): sob condições operacionais adequadas desenvolve-se um lodo com um teor de fósforo muito mais elevado que os 2,5 por cento normalmente encontrados em lodos de sistemas convencionais (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

As condições ideais para ocorrer luxúria de fósforo exigem concentração satisfatória de material de fácil assimilação pelos OAF e presença de fosfato no meio, para garantir elevada captura do mesmo na célula bacteriana. No fim da etapa

de aeração, o fósforo é removido junto com o descarte do lodo de excesso, caso contrário ele permanece no sistema.

Vários grupos de bactérias heterotróficas consideradas aeróbio-facultativas participam das reações metabólicas durante o processo de remoção biológica de fósforo como *Acinetobacter* (primeiras identificadas), *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, entre outras (METCALF & EDDY, 2003). Neste processo, uma vez que deve ser dada atenção especial quanto à disponibilidade de substrato, torna-se necessária a presença de um grupo de bactérias diversificado no licor misto com a finalidade de degradar os polímeros complexos em partículas menores e, assim, garantir a assimilação do material pelos OAF, os quais têm dificuldade em degradar a matéria orgânica que não se apresenta prontamente solúvel (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Cai et. al (2007) monitoraram um sistema de lodos ativados, operado em bateladas, tratando esgoto urbano, com *Pseudomonas putida* e obtiveram um efluente final com concentração de fósforo de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, correspondendo a uma eficiência de remoção de fósforo de 96%.

3.4.3. Parâmetros que afetam os processos de tratamentos biológicos

No desempenho da remoção biológica de nutrientes (nitrogênio e fósforo) faz-se necessário o controle de alguns parâmetros, para a manutenção das condições ideais, essenciais ao objetivo do tratamento, tais como:

OD: Na remoção biológica de fósforo ocorre a alternância entre condições anaeróbias e aeróbias. Na fase anaeróbia não deverá haver oxigênio dissolvido. No entanto, na fase aeróbia, no caso específico do processo de remoção biológica de nutrientes, a concentração ótima de OD encontra-se na faixa de 1,5 a 2,0 mgO_2/L (METCALF & EDDY, 2003). Caso contrário, a remoção de fósforo poderá reduzir e a nitrificação será limitada.

Temperatura: Nas regiões tropicais a temperatura de águas residuárias é alta, geralmente acima de 25°C , em que a nitrificação se desenvolve em sistemas de tratamento que utilizam a aeração como etapa do processo (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Para Barnes e Bliss (1983), a temperatura ótima para a ocorrência

do processo de nitrificação encontra-se na faixa de 25 a 36°C. As bactérias desnitrificantes possuem valor ótimo para a desnitrificação com temperatura em torno de 30 a 40°C (METCALF & EDDY, 2003)

pH: Para Metcalf e Eddy (2003), o pH ótimo para a nitrificação e remoção de fósforo compreende valores entre 7,5 a 8,0. Van Haandel e Marais (1999) recomendam como pH ótimo para a desnitrificação valores na faixa de 6,5 a 7,5 e que para $\text{pH} < 6,0$ e $\text{pH} > 8,5$ há uma grande diminuição da atividade de desnitrificação.

TRC: No caso específico das bactérias nitrificantes, as quais apresentam baixo rendimento celular e crescimento lento, estas exigem alto tempo de retenção celular (BARNES e BLISS, 1983), de 7 a 10 dias, enquanto as bactérias heterotróficas removedoras de fósforo se desenvolvem em TRC inferior a 3 dias. Sistemas que operam com TRC baixo, produz uma maior quantidade de lodo de excesso, tornando eficiente a remoção de fósforo do sistema, uma vez que este é retirado do sistema através do lodo excedente (EKAMA, SIEBRITZ e MARAIS, 1983).

Material orgânico biodegradável: A presença de doadores de elétrons é fator relevante durante o processo de remoção biológica de nutrientes. Na remoção biológica de fósforo, a solução para o bom desempenho do sistema é a presença de AGV, uma vez que a quebra da molécula de polifosfato ocorre quando há matéria orgânica solúvel. A disponibilidade desta também irá proporcionar o processo de desnitrificação, com a redução das formas oxidadas de nitrogênio, o nitrito e o nitrato.

3.5. Lise Celular

A produção de lodo em excesso é considerada como uma desvantagem inevitável inerente aos processos de lodos ativados. O lodo produzido no âmbito destes processos deve ter um destino adequado, uma vez que o custo do tratamento e disposição final do lodo chega a atingir até 60% dos custos operacionais de uma ETE (HENZE E UCISIK, 2008).

Pilli et al. (2010) afirmam que o rápido crescimento da industrialização e da urbanização no Século 21, resultou numa quantidade de lodo não gerenciável nas

estações de tratamento de esgotos (ETE's) e as leis para a disposição e tratamento final desse lodo estão se tornando cada vez mais rigorosas.

Uma das formas de minimizar o lodo gerado é a realização da lise celular que consiste na destruição da membrana plasmática bacteriana disponibilizando o material solúvel para os outros microrganismos presentes no sistema. Segundo Parsekian (2003), com o rompimento da parede bacteriana, são liberadas as substâncias contidas em seu interior (inclusive nitrogênio e fósforo) transformando esse material em fonte nutricional para os organismos presentes no tratamento.

A lise celular é o fenômeno que ocorre durante a fase endógena da atividade bacteriana, na qual os substratos das células mortas se difundem no meio alimentando as células vivas remanescentes (METCALF & EDDY, 2003). A aceleração dessa etapa do crescimento microbiano (lise celular induzida) pode ser realizada por processos químicos, físicos, mecânicos ou biológicos (AUDREY et al., 2011), utilizando-se técnicas de cisalhamento, pressão, choque de partículas e ultra-som (PILLI et al., 2010). Os equipamentos utilizados são moinhos de bolas, homogenizadores de alta pressão, homogeneizadores ultra-sônicos, jateamento, pirólise, reações ácido-base, entre outros (CAMPOS, 2004).

Borges e Chernicharo (2009) avaliaram o efeito do tratamento térmico do lodo excedente de reatores UASB sobre as características de biodegradabilidade da fração orgânica remanescente, empregando-se o biogás como fonte de energia. O tratamento térmico proporcionou a elevação da temperatura do lodo até valores próximos a 75° C, para tempos de aquecimento de sete horas. Amostras coletadas em diferentes momentos mostraram melhoras significativas na biodegradabilidade do lodo tratado termicamente, com incrementos de 60 vezes para a DBO filtrada, de 30% para a DBO total e 50% para a produção de biogás. Adicionalmente, o retorno do lodo tratado termicamente para o reator UASB não prejudicou as características do efluente.

Gavala et al. (2003) investigaram o efeito do pré-tratamento, a 70°C, de lodo primário e secundário em dois digestores, e concluíram que o pré-tratamento dos lodos mostrou efeito muito positivo sobre o potencial e a taxa de produção de metano quando submetidos à digestão anaeróbia em condições mesofílicas seguida de termofílicas.

Em estudos realizados por Henrique (2010) tratando esgoto bruto em reator seqüencial em batelada com fonte externa de carbono, o lodo de descarte utilizado

sofreu lise celular induzida por meio de reação ácido-base. Foi utilizada uma solução ácida de HCl (1N), até o momento em que as bactérias não apresentavam consumo de oxigênio. Após a inativação, o pH do lodo foi ajustado para valores próximos à neutralidade com solução alcalina de NaOH (1N) e utilizado no sistema. Os resultados evidenciaram que o lodo lisado como fonte de carbono auxiliou no processo de remoção de fósforo e nitrogênio, quando comparados com sistemas, operando nas mesmas condições tratando esgoto bruto sem adição externa de carbono, com eficiência média de remoção de 55% de nitrogênio e as remoções de fósforo total e ortofosfato foram de 43 e 50%, respectivamente.

Uma vez que, as bactérias presentes no lodo secundário excretam uma substância viscosa denominada de substância polimérica extracelular (SPE); constituída principalmente de proteínas, α -polissacarídeos e lipídeos de difícil solubilização, as eficiências de extração dessas substâncias presentes no lodo aeróbio e anaeróbio de excesso podem ser realizadas por meio de determinadas técnicas de lise. Em pesquisa realizada por Liu e Fang (2002), os resultados constatarem que o formaldeído em combinação com solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 1N foi mais eficiente na extração de SPE para os lodos.

Kampas et al. (2009) investigaram o potencial de desintegração mecânica do lodo de excesso de um sistema de lodo ativado para ser usado como uma fonte de carbono para remoção biológica de nutrientes, utilizando dois testes de laboratório. No teste de liberação de fósforo, a adição de lodo desintegrado como fonte de carbono foi capaz de aumentar a liberação de fosfato ($P-PO_4^{3-}$) de $14,9 \text{ mg.L}^{-1}$, quando comparado com o acetato ($7,9 \text{ mg.L}^{-1}$ de fosfato ($P-PO_4^{3-}$)), considerando a liberação de $4,3 \text{ mg.L}^{-1}$ de fosfato, sem adição de carbono. Da mesma forma, no teste de desnitrificação, a taxa de consumo do nitrato foi melhorada após a adição de lodo desintegrado ($14,9 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato) em comparação com acetato ($7,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato), levando em consideração a taxa obtida no reservatório de controle ($6,9 \text{ mg}$ de nitrato). O lodo foi desintegrado com um dispositivo *deflaker* (equipamento utilizado na indústria de papel), por um período de dois a cinco minutos.

Bougrier et al. (2005) estudaram os efeitos do ultra-som para promover a lise do lodo. A solubilização da DQO, sólidos e nitrogênio foi constatada. Flocos foram quebrados e os compostos foram solubilizados. Em termos de biodegradabilidade, a técnica de ultra-som levou a um aumento na produção de biogás.

A aplicação do método de ultra-som desempenha um papel importante no tratamento de lodos. No que diz respeito às características de desintegração do lodo, dois mecanismos são observados: em primeiro lugar, as forças de cisalhamento geradas pela implosão da bolha destroem as substâncias poliméricas extracelulares (SPE) e as paredes celulares dos microrganismos no lodo (DEWIL, 2006).

Em sistemas de tratamento de águas residuárias que apresentam concentrações de material orgânico solúvel insuficientes, o material orgânico disponibilizado pode ser utilizado como fonte de carbono no processo de desnitrificação e remoção de fósforo (KAMPAS et al., 2007).

3.6. Hidrólise Fermentativa

A hidrólise do lodo ocorre geralmente em reatores anaeróbios e consiste na primeira etapa de degradação anaeróbia.

Durante este processo, polímeros orgânicos complexos como polissacarídeos, proteínas e gorduras, macromoléculas que compõem a massa celular do lodo de excesso, são reduzidos em moléculas de menor peso molecular, solúveis em água, como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos. O processo de hidrólise ou solubilização do lodo de excesso é realizado por exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas. É caracterizado por ser um processo lento e que normalmente limita a taxa de digestão anaeróbia de lodo de excesso (FORESTI et al., 1999).

Uma vez que os microrganismos não conseguem assimilar o material particulado este deve sofrer hidrólise, com o fim de disponibilizar substrato para ser mais facilmente metabolizado.

Feng et al.(2009), monitoraram um sistema objetivando a fermentação do lodo ativado, com tempo de retenção celular de 12 dias, sob condições alcalinas, em um pH de 10, e obtiveram uma produção considerável de AGV de 933,5 mg/L.

Chen et al. (2007), analisaram o efeito de diferentes pH na hidrólise e acidificação do lodo de excesso de lodos ativados e obtiveram que a produção de AGV em condições alcalinas foi significativamente maior do que sob outras condições de pH. A concentração de AGV em pH 4,0, 7,0 e 10,0 foi, respectivamente, 354,49 mgHAc.L⁻¹, 842,00 mgHAc.L⁻¹ e 2.708,02 mgHAc.L⁻¹. Os ácidos graxos voláteis produzidos foram: acético, propiônico, iso-butírico, n- butírico,

iso-valérico e n-valérico, entretanto os ácidos acético, propiônico e iso-valérico foram os três principais produtos.

De acordo com Zhang, Huang e Hua (2010), os ácidos considerados como melhor fonte de carbono em ordem decrescente, são: acetato, ácido butírico e glicose.

Yuan et al. (2009) investigaram o efeito do tempo de retenção celular na fermentação de lodo ativado e concluíram que no TRC de 10 dias a produção de ácidos graxos voláteis (AGV) aumentou consideravelmente para 46% .

Ucisik e Henze (2008) estudaram a fermentação do lodo primário, lodo ativado de excesso e lodo misto, obtendo-se os seguintes resultados na produção de AGV: 19,1%, 6,5%, 21,37%, respectivamente. Esses valores constataram que a fermentação do lodo primário juntamente com o lodo de excesso produziram uma maior quantidade de AGV.

3.7. Meio suporte em reatores biológicos

3.7.1. Meio suporte em reatores aeróbios

O desenvolvimento de novas configurações de reatores aeróbios, com biomassa imobilizada em suporte inerte, têm se mostrado uma alternativa promissora quando aplicados a sistemas de tratamento de águas residuárias.

Lim et al. (2011) investigaram o desempenho de um reator em bateladas sequenciais de leito móvel, com espuma de poliuretano como meio suporte, na remoção de nitrogênio de águas residuárias com baixa relação C/N. Os resultados indicaram que com a presença do material suporte, verificou-se o desenvolvimento do biofilme, o qual estimulou o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, e obtiveram, com isso, uma eficiência de remoção de Nitrogênio total de 84%.

Abreu e Zaiat (2008) afirmam que a retenção de biomassa ativa no interior dos reatores é fator decisivo para o sucesso do processo de tratamento e depende de vários fatores operacionais e ambientais. A perda da biomassa com o efluente influencia negativamente o desempenho do tratamento. Uma forma de se evitar essa perda é sua imobilização em material suporte, formando os biofilmes. Assim, desvincula-se efetivamente o tempo de retenção celular do tempo de detenção hidráulica, havendo uma maior permanência dos microrganismos no reator.

Os processos de nitrificação e desnitrificação por meio de biomassa imobilizada têm sido estudados, extensivamente, no tratamento de águas residuárias. Muitas vezes, a remoção de nitrogênio tem sido prejudicada devido à baixa taxa de crescimento das bactérias envolvidas no processo. A imobilização é um método eficiente para manter os organismos de crescimento lento em reatores de fluxo contínuo, e a presença de um meio suporte facilita o acúmulo desses organismos no reator, aumentando o tempo de retenção celular, levando assim a um melhor desempenho do sistema no tocante a eficiência de remoção de nitrogênio, além da estabilidade (WIJFFELS e TRAMPER, 1995; SARTI et al., 2001; ROSTRON et al., 2001).

Nocko (2008) estudou as condições de operação para promover a remoção conjunta de nitrogênio e matéria orgânica em reator biológico de leito móvel, contínuo, operado sob aeração intermitente, alimentado com água residuária sintética, contendo nitrogênio amoniacal (90 a 110mg/L) e melaço como matéria orgânica (DQO de 450 a 550 mg/L). Foram utilizados dois reatores em escala de bancada, cada um com dois litros de volume útil, contendo diferentes meios suportes para a imobilização da biomassa: matrizes de poliuretano e anéis plásticos. Constatou-se que o desenvolvimento das populações microbianas imobilizadas na espuma de poliuretano apresentou uma maior fixação dos microrganismos quando comparado aos anéis plásticos.

3.7.2. Meio suporte em reatores anaeróbios

Os filtros anaeróbios são reatores que dispõem de uma camada de material suporte, leito, em cuja superfície ocorre a fixação de microrganismos e o desenvolvimento de biofilmes. Estes microrganismos também podem se agregar na forma de grânulos e flocos.

Biofilmes são descritos na literatura como microrganismos fixos em uma interface e imobilizado em uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) de origem microbiana (RAS et al., 2011).

No entanto, um dos fatores limitantes para esta tecnologia ainda tem sido o alto custo do material suporte, que na maioria dos casos é proporcional ao custo de construção do filtro. Neste contexto, deve-se utilizar um meio suporte de baixo custo, inerte e de textura adequada, a exemplo da esponja sintética de poliuretano. Os

filtros anaeróbios são capazes de reter grandes quantidades de biomassa, que formam biofilmes sob o meio suporte inerte (FANG, CHUI e LI, 1995).

A agregação de colônias de microrganismos em suporte inerte é uma técnica recomendada para manter maior quantidade de biomassa destinada à remoção de material carbonáceo e nutrientes. Algumas características tais como: elevada área superficial, resistência à abrasão, leveza e superfície de aderência são exigidas na seleção do material suporte, o qual deve ser inerte e nunca rapidamente biodegradável (SOUSA et al., 2009).

A influência das propriedades físicas e químicas do material suporte na formação do biofilme em reator anaeróbio tem sido tema de alguns estudos (Picanço et al., 2001; Yang et al., 2004). Habouzit et al.(2009) estudaram a aderência de bactérias metanogênicas em diferentes meios suporte. Os resultados indicaram que as propriedades físico-químicas do meio suporte influenciou significativamente na aderência de bactérias *Archea*. A relação *Archea*/Bactérias das comunidades microbianas aderidas, foi fortemente dependente da natureza do material suporte.

Além disso, filtros anaeróbios com meio suporte devem ser operados de maneira que otimize, de um lado, um período de rápido crescimento de um biofilme ativo e, por outro lado, este biofilme deve ser controlado para manter uma alta atividade específica e evitar entupimentos (ESCUDIÉ et al., 2011), os quais podem ocorrer caso a água residuária tenha uma concentração elevada de sólidos em suspensão.

Fang, Chui e Li (1995), investigaram a microestrutura de biogrânulos anaeróbios presentes em meio suporte de um reator UASB, através de análises microscópicas, tratando uma água residuária contendo uma variedade de substratos, tais como: acetato, propionato, sacarose, amido, benzoato, peptona e glutamato monossódico. Verificaram que a microestrutura dos biogrânulos foi dependente da cinética de degradação dos substratos. Para substratos como os carboidratos, a etapa inicial de degradação foi consideravelmente mais rápida e desenvolveu-se uma microestrutura dos biogrânulos em camadas. Por outro lado, para os substratos, tais como proteínas, nas quais a etapa inicial de degradação foi limitante, formou-se uma microestrutura uniforme. Essas descobertas são de importância para o desenvolvimento de modelos cinéticos para biogrânulos e biofilmes.

Ribeiro et al. (2005) estudaram a influência da fonte de matéria orgânica no processo de adesão de biomassa em matrizes de espuma de poliuretano, em reator

anaeróbio com leite empacotado. Foram realizados cinco experimentos em reatores alimentados com diferentes substratos: extrato de carne, glicose, amido, lipídios e substrato complexo, respectivamente. O processo de colonização de microrganismos na espuma de poliuretano foi monitorada em cada experimento para quantificar a produção de biomassa, identificar a produção de polímeros extracelulares e as características morfológicas das células aderidas ao meio suporte. Obtiveram uma variedade morfológica dependente dos constituintes dos substratos e a produção de substâncias poliméricas extracelulares acelerou a fixação dos microrganismos na superfície de poliuretano.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Localização do Sistema Experimental

O sistema experimental foi instalado e monitorado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), no município de Campina Grande – PB, com coordenadas geográficas de 07° 13' S e 35° 52' W e altitude aproximada de 550m.

O sistema foi alimentado com esgoto bruto, proveniente do esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande-PB, advindo do poço de captação do Interceptor Leste da Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), sendo captado por uma bomba submersa de 0,5HP, com bóia controladora de nível para regular o funcionamento da bomba de recalque. Em seguida, o esgoto era encaminhado para um decantador primário construído de PVC.

4.2. Descrição do Sistema Experimental

O sistema experimental de tratamento de esgoto sanitário foi realizado em três fases:

1) avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado, por ação induzida; 2) remoção biológica de nutrientes em RBS conjuntamente com RHF e 3) sistema combinado anaeróbio/aeróbio operado em regime de bateladas com recirculação.

4.2.1. Primeira fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado

Com o intuito de disponibilizar substrato, de origem endógena, mais rapidamente biodegradável, o lodo biológico passou por processo de lise celular induzida, através das seguintes técnicas:

1-Ação mecânica, a qual consistia no tritramento do lodo anaeróbio em um liquidificador com rotação 1200 rpm, por um período de tempo de 30 minutos.

2-Ação térmica, nesse processo o lodo anaeróbio era aquecido até atingir a temperatura de 50°C por um período de 30 minutos.

3-Reação ácido-base, nessa técnica foi utilizado uma solução de ácido clorídrico (HCl) a 1N para manter o pH do lodo anaeróbio em aproximadamente 4, ocorrendo assim a inativação da biomassa, essa foi observada pela respirometria. Confirmada a inativação, o pH era ajustado para valores próximos à neutralidade com solução alcalina de NaOH (1N).

Foram submetidos à lise celular dois tipos de lodos anaeróbios. Um lodo de reator anaeróbio com um ano de operação sem descarte, e um segundo lodo com reator funcionando por mais de dois anos. O lodo lisado foi submetido a testes respirométricos, e teve como finalidade avaliar a taxa de consumo de oxigênio e a taxa de remoção de matéria orgânica rapidamente biodegradável.

Para a realização dos testes foram utilizados os seguintes equipamentos: uma CPU (Central Processing Unit) para o armazenamento dos dados no programa Microsoft Excel, um *software* S32c instalado para controlar a aeração por meio do limite inferior (aeração é ativa) e do limite superior (cessa aeração), previamente estabelecidos. O registro da concentração de OD nos períodos sem aeração permite o cálculo da TCO. Os demais materiais utilizados foram monitor, mouse e teclado, repirômetro Beluga com saída para a CPU, aerador de oxigênio dissolvido, pedra porosa, eletrodo para medição de oxigênio dissolvido, béquer de 2L, agitador magnético com haste magnética para manter uma mistura homogênea do lodo durante todo o teste.

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) expresso em $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ registrada pelo *software* juntamente com o eletrodo pode ser calculada através da diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido máxima (OD_{max}), e a concentração de oxigênio dissolvido mínima (OD_{min}), previamente estabelecidas, ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), dividido pelo tempo decorrido entre o registro das concentrações máxima e mínima de OD (Δt) (horas).

4.2.1.1. Procedimentos

Inicialmente, a amostra (1 litro de lodo) foi submetida à agitação e aeração controlada pelo aparelho respirométrico Beluga com a finalidade de fazer com que toda a matéria orgânica fosse consumida até atingir uma taxa de consumo de oxigênio (TCO) mínima, denominada TCO endógena. Em seguida, adicionou-se 10mL de alil-tioureia (ATU), substância utilizada para inibir a atividade das bactérias

nitrificantes e, com isso, obter uma TCO endógena constante. Utiliza-se 10mL de ATU para cada 1 litro de amostra analisada, sendo este volume considerado suficiente para inibir o processo de nitrificação. Depois, adicionou-se 10mL do substrato acetato de sódio, correspondendo a uma concentração de DQO de 120mg/L, e após a biomassa atingir a TCO endógena, acrescentou-se 100mL de lodo biológico que sofreu lise celular por meio das três diferentes técnicas (ação mecânica, térmica e reação ácido-base). Para a adição de 100mL de cada tipo de lodo lisado, utilizou-se um intervalo de duas horas, tempo estabelecido para o consumo do material orgânico biodegradável.

Através dos respirogramas foi possível comparar a concentração de material orgânico solúvel presente em cada tipo de substrato adicionado, correspondendo a DQO rapidamente biodegradável (DQO_{rb}) e a DQO lentamente biodegradável (DQO_{lb}), durante duas horas de teste.

4.2.2. Segunda fase: remoção biológica de nutrientes em RBS conjuntamente com RHF

O sistema de tratamento era constituído de três unidades: decantador primário (DP), Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF) e Reator de Bateladas Sequenciais (RBS), conforme Figura 2.

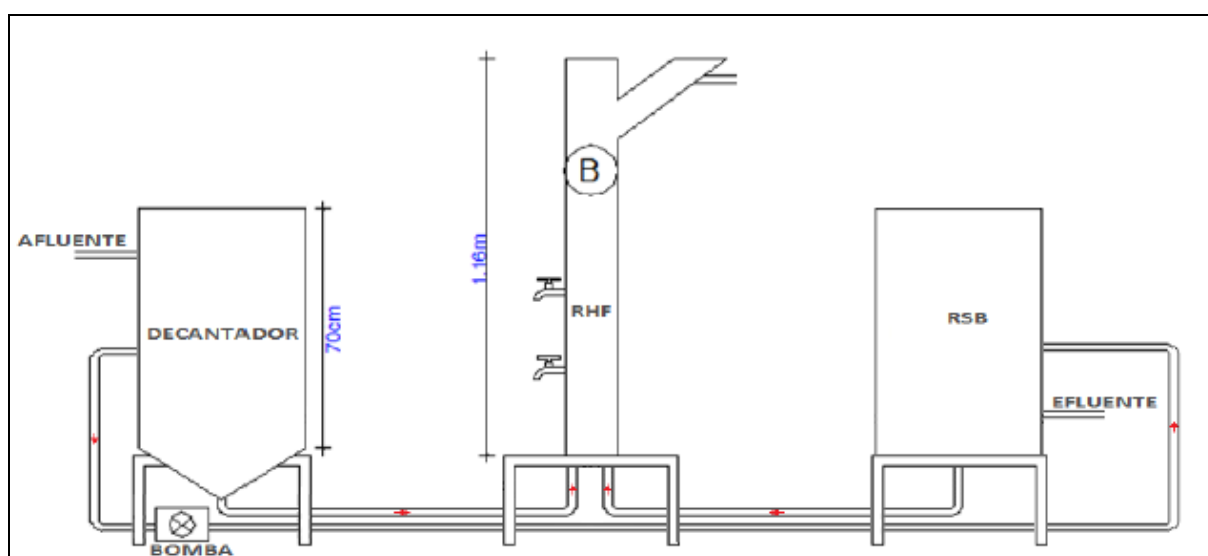


Figura 2. Representação esquemática do sistema experimental.

O Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF), foi construído de PVC, com formato cilíndrico, com diâmetro interno de 15 cm, altura total de 116 cm e altura útil

de 107 cm e volume aproximado de 23 L. O reator foi operado com tempo de retenção celular (TRC) de 10 dias.

O Reator de Bateladas Seqüenciais (RBS) foi construído em vidro, com formato de paralelepípedo, com 20cm de comprimento, 20cm de largura e 60cm de altura, contendo volume útil de 16,8 litros. Este reator era provido de duas saídas laterais para a coleta de amostras. A saída do efluente tratado situava-se a 21cm da base e a saída para o descarte do lodo estava localizada a 10,5cm da base. O reator era alimentado com esgoto decantado e 1 litro de lodo hidrolisado e fermentado, este adicionado diariamente e de forma manual. O esgoto bruto, o qual era encaminhado para o decantador primário, 100L. dia⁻¹, era recalcado do emissário da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA. O lodo primário era descarregado diariamente no RHF juntamente com o lodo de excesso do RBS após ser triturado por ação mecânica durante 30 minutos. A solubilização da DQO do lodo de excesso após a trituração pôde ser calculada através da equação 5, referenciada por Bougrier et. al. (2005):

$$S_{DQO} = (DQO_S - DQO_{S0}) / DQO_{P0} \times 100\% \quad (5)$$

Onde:

S_{DQO} : Solubilização DQO (%)

DQO_S : DQO solúvel (mg O₂/l)

DQO_{S0} : DQO solúvel inicial (mg O₂/l)

DQO_{P0} : DQO particulada inicial (mg O₂/l)

A realização da análise de DQO filtrada foi efetuada em papel de filtro com poros de 0,45 µm de diâmetro.

Para promover aeração no sistema RBS, foi utilizado um aerador provido de pedra porosa na extremidade da mangueira de saída do ar, fixada na parte inferior do reator e o misturador utilizado era de baixa rotação. Na Figura 3 apresenta-se o esquema das dimensões do reator de batelada seqüencial (RBS).

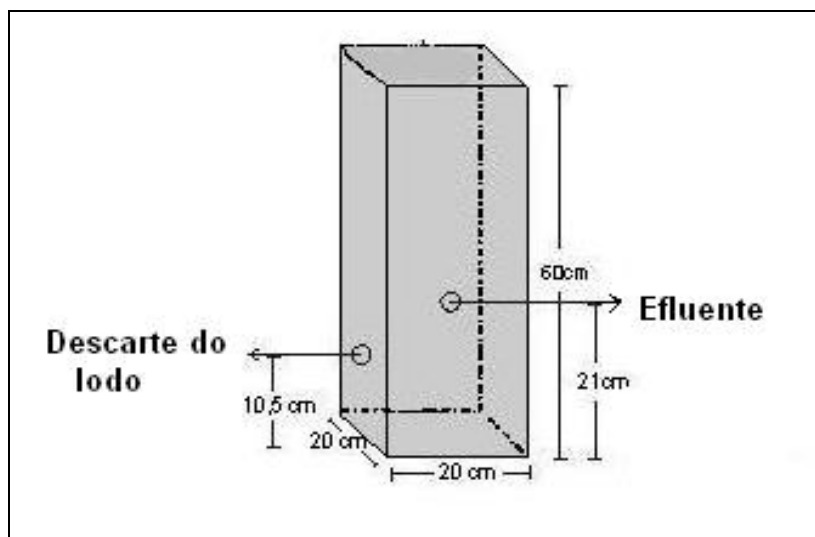


Figura 3. Representação esquemática das dimensões do RBS.

4.2.3. Operação do reator

O reator foi submetido a ciclos de operação pré-determinados, realizando-se dois ciclos diários de 12 horas, tratando o volume de 8,4L de esgoto por ciclo. A idade de lodo do reator era de 3,36 dias e o descarte do mesmo era realizado diariamente e de forma manual. Cada ciclo operacional era composto de etapas distintas, conforme apresentado na Tabela 1.

Na Tabela 1 são apresentadas as etapas de cada ciclo, com o tempo e a fase respectivamente.

Tabela 1 - Etapas do ciclo operacional do reator, com o tempo e a fase respectivamente.

Reator (ciclo com duração de 12 horas)		
Etapas	Tempo	Fase
1ª Alimentação – 50% (4,2L)	30 minutos	S/M e S/A
Etapas sem aeração	2h 15min	M e S/A
Etapas com aeração	2h 45min	M e A
2ª Alimentação	30 minutos	S/M e S/A
Etapas sem aeração	2h 15min	M e S/A
Etapas com aeração	2h 45min	M e A
Sedimentação	45 minutos	S/M e S/A
Descarga	15 minutos	S/M e S/A
Tempo total do ciclo	12 horas	

M = reação com mistura; A = reação com aeração; S/M = reação sem mistura; S/A = reação sem aeração.

Na Tabela 2 são apresentadas as condições operacionais do reator de batelada seqüencial.

Tabela 2 - Condições operacionais do reator de batelada seqüencial.

Condições operacionais	RBS
Volume útil do reator (L)	16,8
Idade de lodo (dias)	3,36
Volume de descarte de lodo diário (L)	5
Vazão (L/ciclo)	8,4
Vazão (L/d)	16,8
Tempo Detenção Hidráulica (TDH) (h)	12

4.2.4. Terceira fase: reator combinado anaeróbio/aeróbio operado em regime de bateladas com recirculação

A terceira fase do sistema experimental foi constituída de um sistema combinado: Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) acoplado a um filtro anaeróbio, seguido de Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF) acoplado a um Reator Aeróbio com meio suporte submerso imobilizado (RAMSI), conforme Figura 4.

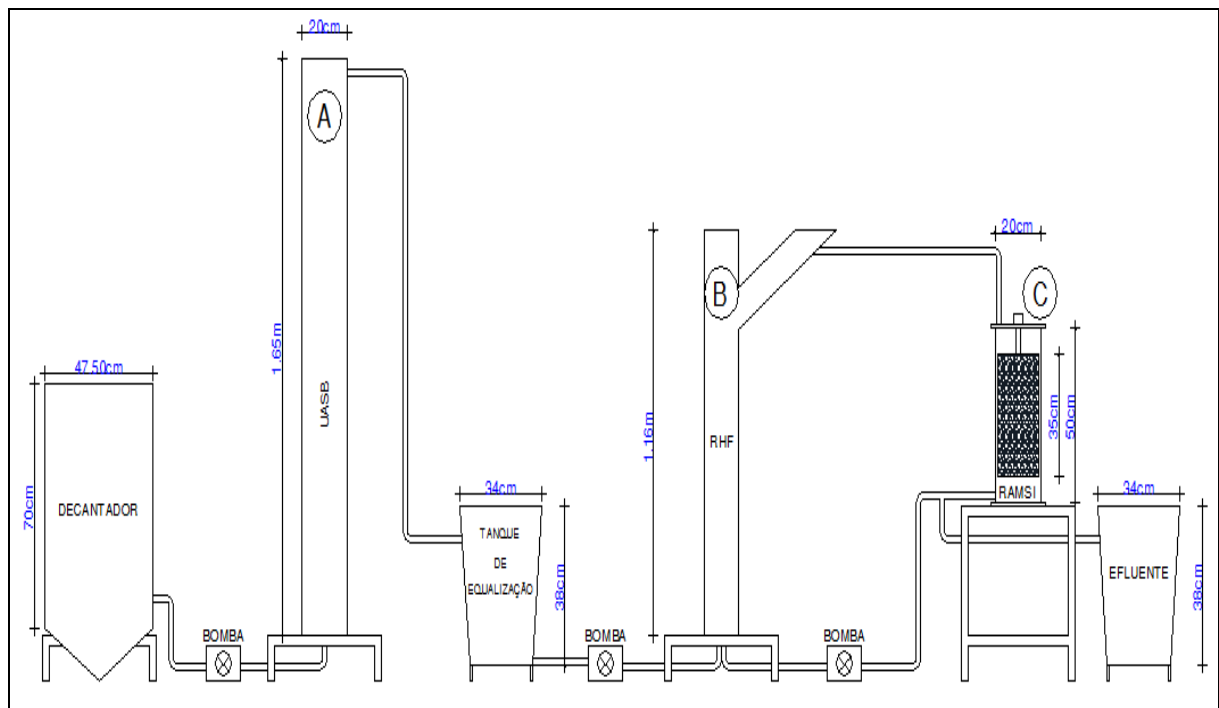


Figura 4. Representação esquemática das dimensões do: (A) Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB); (B) Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF); (C) Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).

O reator UASB, acoplado, na parte superior, a um reator de filtro biológico anaeróbio (Figura 5) construído de PVC, em formato cilíndrico, com 20 cm de diâmetro, altura total de 1,65 m e volume aproximado de 50L.

O sistema UASB-Filtro foi operado com TDH de 12 horas, vazão constante de 100 L.dia⁻¹ e TRC de 90 dias. A vazão afluyente do esgoto decantado, durante o funcionamento da bomba de alimentação, a limpeza dos acessórios e descarte de lodo de excesso eram monitorados diariamente.

Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros operacionais do sistema UASB-Filtro.

Tabela 3 – Parâmetros operacionais do sistema UASB-Filtro.

Parâmetros	Sistema UASB-Filtro
Volume do sistema (L)	50,0
Idade de lodo (dias)	90
Volume de descarte de lodo (L)	0,28
Vazão (L/d)	100
Tempo Detenção Hidráulica (TDH) (h)	12

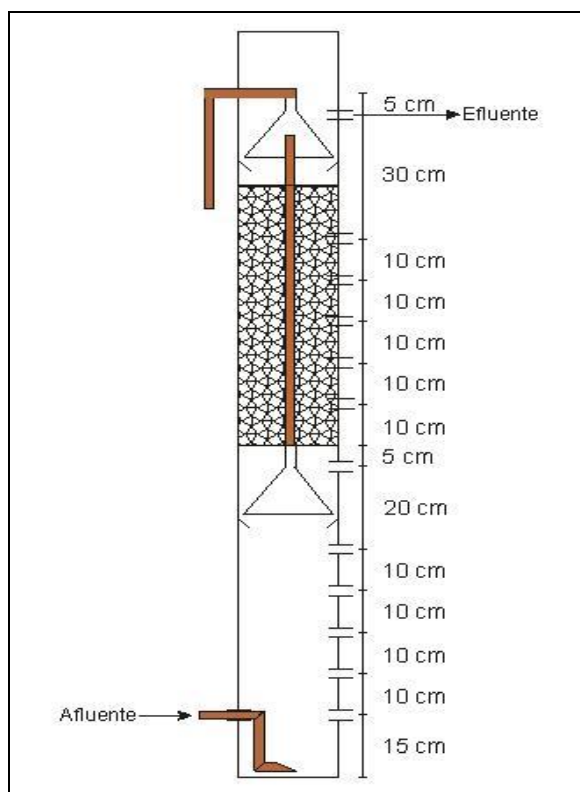


Figura 5. Esquema do sistema combinado UASB-Filtro.

O Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF), foi construído de PVC, com formato cilíndrico, com diâmetro interno de 15 cm, altura total de 116 cm, altura útil de 107 cm e volume aproximado de 23 L. O reator foi operado com TRC de 20 dias e vazão de recirculação de 46 L/d.

O Reator Aeróbio com Meio suporte Submerso Imobilizado (RAMSI) foi construído em acrílico, de formato cilíndrico, com diâmetro interno de 20 cm e altura de 50 cm, com volume útil de aproximadamente 12,6 L. O reator foi operado com TRC de 10 dias e vazão de 25,2 L/d. A parte interna do reator possuía um dispositivo de imobilização, no qual era fixado o meio suporte, submerso e imobilizado. Foram instalados difusores de ar na parte inferior do reator que uniformizou a aeração no sistema. O reator RAMSI foi operado para tratar efluente do reator UASB.

Na Tabela 4 estão apresentados alguns parâmetros operacionais utilizados para o RHF e o RAMSI.

Tabela 4– Parâmetros operacionais aplicados aos reatores: RHF e RAMSI.

Parâmetros	RHF	RAMSI
Volume do reator (L)	23	12,6
Idade de lodo (dias)	20	10
Volume de descarte de lodo diário (L)	1,15	1,260
Vazão (L/d)	46	25,2

4.2.5. Meio suporte

O meio suporte utilizado no reator RAMSI era esponja de fibra sintética com abrasivo para formação de biofilme. Essa esponja foi cortada em formato geométrico retangular, com largura de 2,0 cm, comprimento de 2,5 a 3,0 cm e espessura de 0,5 a 1,0 cm (Figura 6). Foram inseridas 960 destas partes geométricas de esponja no interior do reator. Essas esponjas estavam imobilizadas num dispositivo de plástico cilíndrico envolvido por uma tela de nylon conectado a um agitador mecânico, responsável pela homogeneização do esgoto a ser tratado no interior do sistema (Figura 7). Esse dispositivo tinha uma de suas extremidades fixada na base e outra no topo do reator.

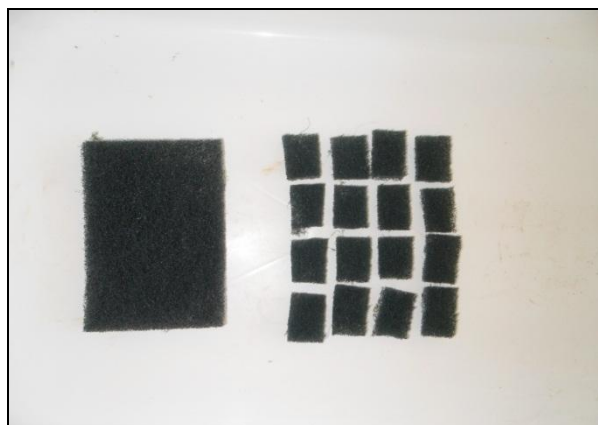


Figura 6. Corte da esponja sintética para utilização como meio suporte.



Figura 7. Imobilização da esponja de fibra sintética em um dispositivo de plástico cilíndrico envolvido por uma tela de nylon e conectado a um agitador mecânico.

A Tabela 5 mostra as características físicas da esponja de fibra sintética com abrasivo.

Tabela 5 – Características do meio suporte.

Parâmetros	Espuma de Fibra Sintética
Forma	Retangular
Volume de vazio (%)	98
Dimensões	Comprimento: 2,5 – 3,0 cm; Largura: 2,0 cm; Espessura: 0,5 - 1,0cm

4.2.6. Configuração do Sistema Experimental

O sistema experimental foi instalado e monitorado em regime de bateladas seqüenciais, com ciclos de 12 horas cada e, portanto, 2 ciclos.dia⁻¹, sendo tratado o volume de 12,6 L de esgoto por ciclo. Os descartes de lodo eram realizados diariamente e de forma manual.

As configurações operacionais aplicadas aos reatores RHF + RAMSI são apresentadas na Tabela 6.

Procedimento de alimentação e recirculação do sistema combinado: UASB + RHF + RAMSI

- (1) O reator anaeróbio (UASB) era alimentado com esgoto decantado (ED) em regime de alimentação contínua;
- (2) O efluente advindo do reator UASB, por fluxo ascendente, alimentava o Reator de Hidrólise e Fermentação (RHF) acoplado ao RAMSI (sistema com meio suporte e aerado);
- (3) O efluente do RAMSI (aerado e homogeneizado) era recirculado ao RHF simultaneamente pela parte inferior;
- (4) Após o término da recirculação, o efluente do RAMSI era decantado e, em seguida, era descarregado como efluente final.

Tabela 6 – Distribuição temporal de um ciclo aplicado aos reatores RHF + RAMSI.

Ciclo com duração de 12 horas		
Períodos	Duração do período (hora)	Tempo de Ciclo (%)
Alimentação	2,00	16,67
Recirculação + Aeração + Agitação	6,00*	50,00
Recirculação + Agitação	4,25	35,41
Sedimentação e Repouso	0,42	3,5
Descarga	0,25	2,08
Período de recuperação eletrônica ao próximo ciclo	0,08	0,7
Total	12,00	100

*A aeração + recirculação+ agitação é iniciada após a 1ª hora da alimentação.

4.3. Análises Físico-Químicas

Os parâmetros que foram monitorados durante a fase experimental, estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7- Parâmetros analisados no monitoramento dos sistemas, frequência em que foram realizados e seus respectivos métodos analíticos.

Parâmetros/Unidade	Frequências	Métodos Analíticos	Referência
pH	2/ semana	Potenciométrico	APHA (1998)
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	2/ semana	KAPP	BUCHAUER(1998)
DQO (mg.L ⁻¹)	2/ semana	Refluxação fechada	APHA (1998)
N-NTK (mg.L ⁻¹)	2/semana	Micro Kjeldhal	APHA (1998)
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Micro Kjeldhal	APHA (1998)
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Colorimétrico	APHA (1998)
P (mg.L ⁻¹)	2/semana	Espectrofotométrico	APHA (1998)
P-PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Espectrofotométrico	APHA (1998)
ST (mg. .L ⁻¹)	2/semana	Gravimétrico	APHA (1998)
SSV (mg.L ⁻¹)	2/semana	Gravimétrico	APHA (1998)
SST (mg.L ⁻¹)	2/semana	Gravimétrico	APHA (1998)
OD (mg.L ⁻¹)	Diário	Medidor de OD	
TCO (mgO ₂ .L ⁻¹ .h-1)	Diária	Semicontínuo	Respirometria

4.4. Análises Estatísticas

A análise estatística dos resultados obtidos no sistema foi realizada através de análises descritivas, utilizando o programa Microsoft EXCEL (2007). Os dados coletados foram apresentados em tabelas e gráficos no modelo coluna, os quais indicaram os valores médio, mínimo e máximo determinados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados e discutidos os resultados referentes ao período de monitoramento das três fases do sistema experimental, tratando esgoto sanitário. Para cada fase, serão discutidas as concentrações e o comportamento dos principais parâmetros físicos, químicos e biológicos.

5.1. Primeira fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado

Para avaliar a biodegradabilidade de lodo biológico lisado induzido por meio de diferentes técnicas de lise celular (ação mecânica, térmica e reação ácido-base), foram aplicados testes respirométricos, podendo-se verificar, quantitativamente, a concentração de matéria orgânica biodegradável contida no lodo submetido a cada tipo de técnica.

Com os dados de TCO apresentados nos testes, determinou-se por integração das áreas identificadas, a fração biodegradável solúvel (DQO_{bsa}), correspondendo a DQO rapidamente biodegradável (DQO_{rb}), e a DQO, lentamente biodegradável (DQO_{lb}) durante um período de duas horas. As Figuras 8, 9 e 10 representam os respirogramas obtidos durante a realização dos testes. O período de duração de cada teste oscilou entre um intervalo de 5 a 10 horas.

Conforme os dados apresentados nas Tabelas 8, 9 e 10, foi possível obter um comparativo entre os substratos utilizados nesta pesquisa, para identificar qual técnica de lise celular apresenta concentração de DQO_{rb} mais satisfatória. As áreas rachuradas nos gráficos, apresentadas nas Figuras 8, 9 e 10, indicam a DQO_{rb} (Área 1) e a DQO_{lb} (Área 2), as quais foram calculadas tendo como base a área do trapézio. Nas Tabelas 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34 e 35 (Apêndice A), encontram-se os cálculos referentes à matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização dos testes respirométricos.

Conforme os dados apresentados na Tabela 8, em relação ao substrato acetato de sódio, constatou-se que a fração biodegradável da DQO afluente metabolizada foi de 100%, indicando que 33%, 1/3 do material filtrado, correspondeu à fração teoricamente catabolizada no processo oxidativo e 67%, 2/3 do material filtrado, foi anabolizado, o que representa valor similar ao estabelecido por Van Haandel e Marais (1999), ao concluírem que no metabolismo de material orgânico num ambiente aeróbio, uma fração 0,67 ou 2/3 é sintetizada, enquanto uma fração de 0,33 ou 1/3 é oxidada.

Tabela 8. Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 1.

DQO metabolizada durante o teste				Teste respirométrico			
Substrato ^a	DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	DQO _{utilizada} (mg.L ⁻¹)	F _b ^b (%)	DQOrb ^c (mg.L ⁻¹)	DQOl _b ^d (mg.L ⁻¹)	F _{rb} ^e (%)	F _{lb} ^f (%)
Acetato	120	120	100	-	-	100	-
Lodo lisado (ação mecânica)	288	127	44,1	30	97	10,3	33,8
Lodo lisado (ação térmica)	220	74	33,6	27	47	12,3	21,3
Lodo lisado (ácido-base)	246	64	26,0	24	40	9,7	16,3

^aAcetato e lodo anaeróbio com TRC de um ano;

^bFração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste;

^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹);

^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹);

^eFração de DQO rapidamente biodegradável;

^fFração de DQO lentamente biodegradável.

Quanto ao lodo lisado por ação mecânica, verificou-se que a fração de DQO biodegradável foi de 44,1%, sendo que 10,3% da DQO do lodo, apresentou-se como material rapidamente biodegradável (DQO_{rb}) correspondendo a Área 1 conforme

Figura 8, demonstrando que houve aproximação com os resultados obtidos por Nóbrega (2009), Henrique (2010) e Miná (2011), em que um pequeno percentual do lodo lisado por ação mecânica correspondeu ao material rapidamente biodegradável.

Com relação ao lodo lisado por ação térmica, a fração do material rapidamente biodegradável foi de 12,3%, enquanto que no lodo lisado através da reação ácido-base, esta composição foi de 9,7% correspondendo as áreas 1 conforme o comportamento do gráfico durante o teste respirométrico nº 1, observado na Figura 8.

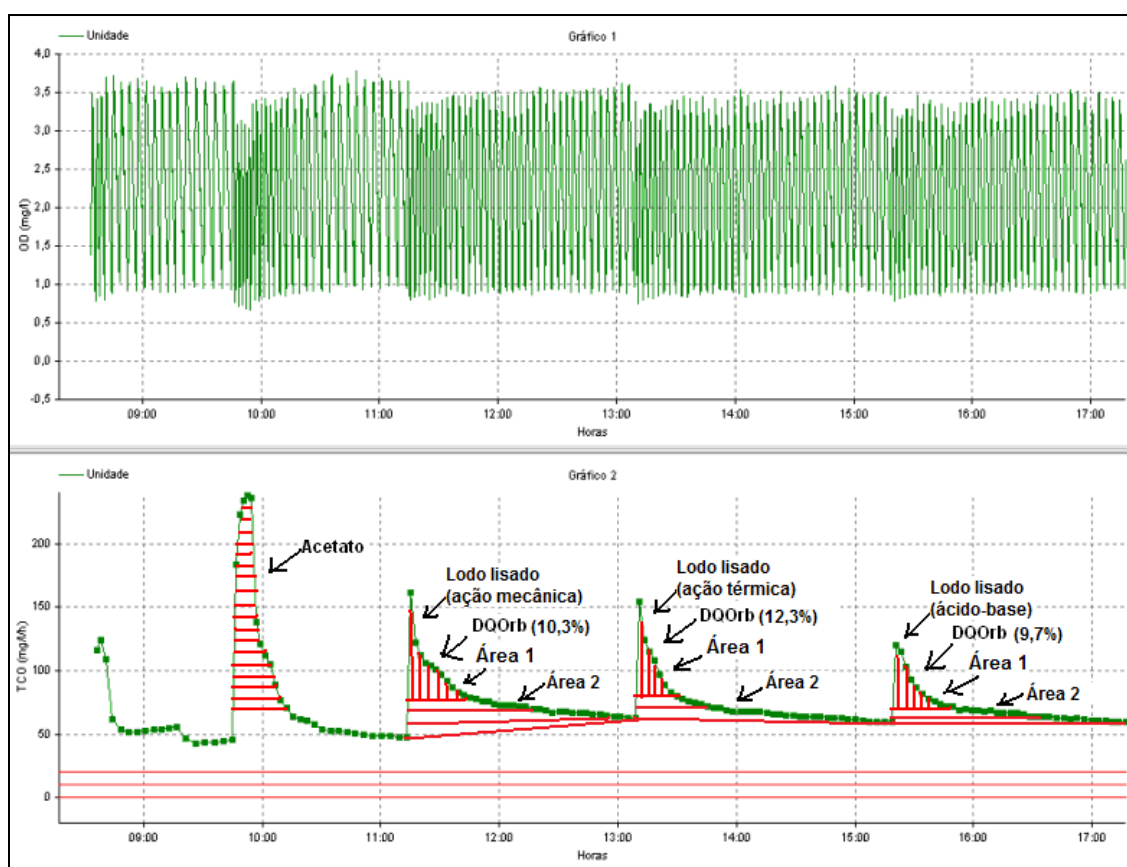


Figura 8. Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1 de assimilação dos substratos utilizados.

Feng et. al. (2009) examinaram a influência da temperatura na hidrólise do lodo de excesso em um sistema de lodos ativados e a produção de ácidos graxos voláteis em condições alcalinas, os resultados indicaram que os carboidratos e as proteínas presentes no lodo foram solubilizados a um pH 10 e temperatura a 20 °C. Entretanto, embora os autores tenham obtido a solubilização do lodo nessas condições, na presente pesquisa a solubilização do lodo foi obtida em condições diferentes, em que

utilizou-se lodo anaeróbio de excesso que sofreu lise celular submetido a um pH baixo (em torno de 4) e temperatura alta (50°C).

Chen et. al. (2007) estudaram o efeito do pH na hidrólise e acidificação do lodo aeróbio de excesso. O valor do pH foi controlado, entre 4,0 e 11,0, mantendo-se em condições ácidas e posteriormente em condições alcalinas, com adição de solução de ácido clorídrico (HCl) e solução de hidróxido de sódio (NaOH), obtendo assim, aumento significativo na hidrólise do lodo. No presente estudo, utilizou-se também uma solução ácida de HCl (1N) para inativação das bactérias e depois, o pH foi ajustado para valores próximos à neutralidade com solução alcalina de NaOH (1N).

Diante dos resultados apresentados na Tabela 9, o lodo lisado por ação térmica obteve maior fração de DQO rapidamente biodegradável, sendo de 25,3%, enquanto que a fração da DQOrb do lodo lisado por ação mecânica e do lisado por reação ácido-base foram de 10,9% e 11,8%, respectivamente, conforme Figura 9.

Tabela 9. Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 2.

DQO metabolizada durante o teste				Teste respirométrico			
Substrato ^a	DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	DQO _{utilizada} (mg.L ⁻¹)	F _b ^b (%)	DQOrb ^c (mg.L ⁻¹)	DQOl ^d (mg.L ⁻¹)	F _{rb} ^e (%)	F _{lb} ^f (%)
Acetato	120	120	100	-	-	100	-
Lodo lisado (ação mecânica)	212	152,9	72,1	23,1	129,8	10,9	61,2
Lodo lisado (ação térmica)	170	107,7	63,5	42,9	64,8	25,3	38,2
Lodo lisado (ácido-base)	85	74	87,1	10	64	11,8	75,3

^aAcetato e lodo anaeróbio com TRC de um ano;

^bFração biodegradável da DQO afluyente, durante duas horas de teste;

^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹);

^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹);

^eFração de DQO rapidamente biodegradável;

^fFração de DQO lentamente biodegradável.

A Figura 9 representa o respirograma obtido durante a realização do teste respirométrico nº 2.

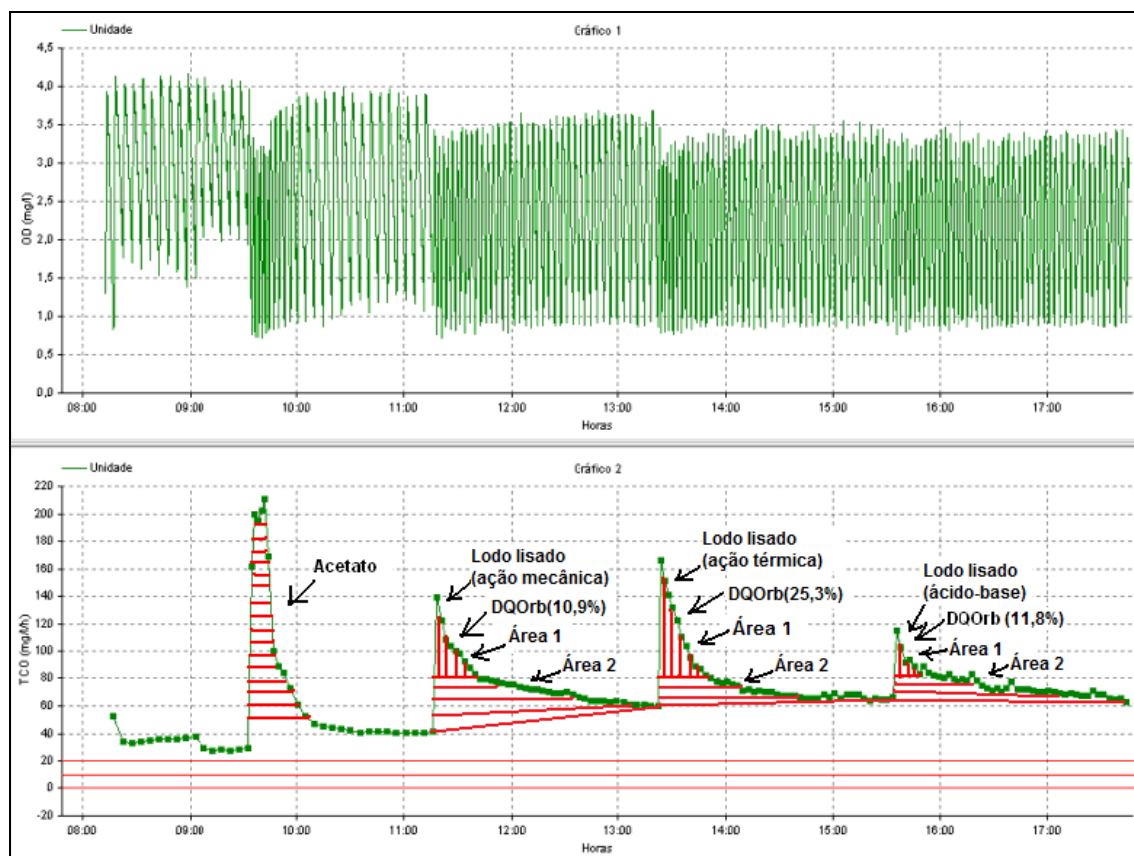


Figura 9. Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2 de assimilação dos substratos utilizados.

Zupancic e Ros (2008), realizaram um estudo sobre a biodegradabilidade de lodo ativado de excesso, submetido a diferentes temperaturas, e observaram que na primeira parte do experimento o lodo aeróbio foi degradado de forma eficiente entre 50°C e 55°C. No entanto, mesmo considerando que o lodo utilizado na presente pesquisa foi anaeróbio, a realização da lise foi constatada na mesma faixa de temperatura mantida pelos autores.

Em estudo realizado por Gavala et al. (2003) verificaram que o lodo primário é composto de carboidratos (55%), 18% de proteínas e 10% de lipídios, enquanto o lodo secundário consiste principalmente de massa bacteriana, 36% de proteínas e quantidades muito inferiores de carboidratos (20%) do que o lodo primário. Em

decorrência disso, as células bacterianas dificultam a decomposição biológica do lodo secundário, exigindo o pré-tratamento térmico, em que este destrói as paredes das células, tornando as proteínas acessíveis para a degradação biológica. Nesta pesquisa, o tratamento térmico do lodo anaeróbio de excesso foi realizado de forma exitosa a uma temperatura de 50°C.

Com base nos dados apresentados na Tabela 10, a fração da DQOrb do lodo lisado por ação mecânica e lodo lisado por ação térmica foram de 7,1% e 5,4% respectivamente, conforme Figura 10.

Tabela 10. Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 3.

DQO metabolizada durante o teste				Teste respirométrico			
Substrato ^a	DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	DQO _{utilizada} (mg.L ⁻¹)	F _b ^b (%)	DQOrb ^c (mg.L ⁻¹)	DQOl ^d (mg.L ⁻¹)	F _{rb} ^e (%)	F _{lb} ^f (%)
Acetato	120	120	100	-	-	100	-
Lodo lisado (ação mecânica)	450	96,8	21,5	31,9	64,9	7,1	14,4
Lodo lisado (ação térmica)	346	61,6	17,8	18,7	42,9	5,4	12,4

^aAcetato e lodo anaeróbio com TRC de dois anos;

^bFração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste;

^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹);

^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹);

^eFração de DQO rapidamente biodegradável;

^fFração de DQO lentamente biodegradável.

Audrey et. al. (2011) investigaram os efeitos do tratamento térmico em um sistema de lodos ativados e observaram que o tratamento térmico induz uma lise celular com o aumento da temperatura de 50°C para 95 °C. No entanto, o impacto na estrutura dos flocos limitou-se à elevação da temperatura em 50°C. Acima de 50°C a distribuição do tamanho dos flocos permaneceu praticamente constante. Sendo esta

temperatura a mesma mantida para a realização da lise celular do lodo no presente estudo, embora tenha sido utilizado lodo anaeróbio.

A Figura 10 representa o respirograma obtido durante a realização do teste respirométrico nº 3.

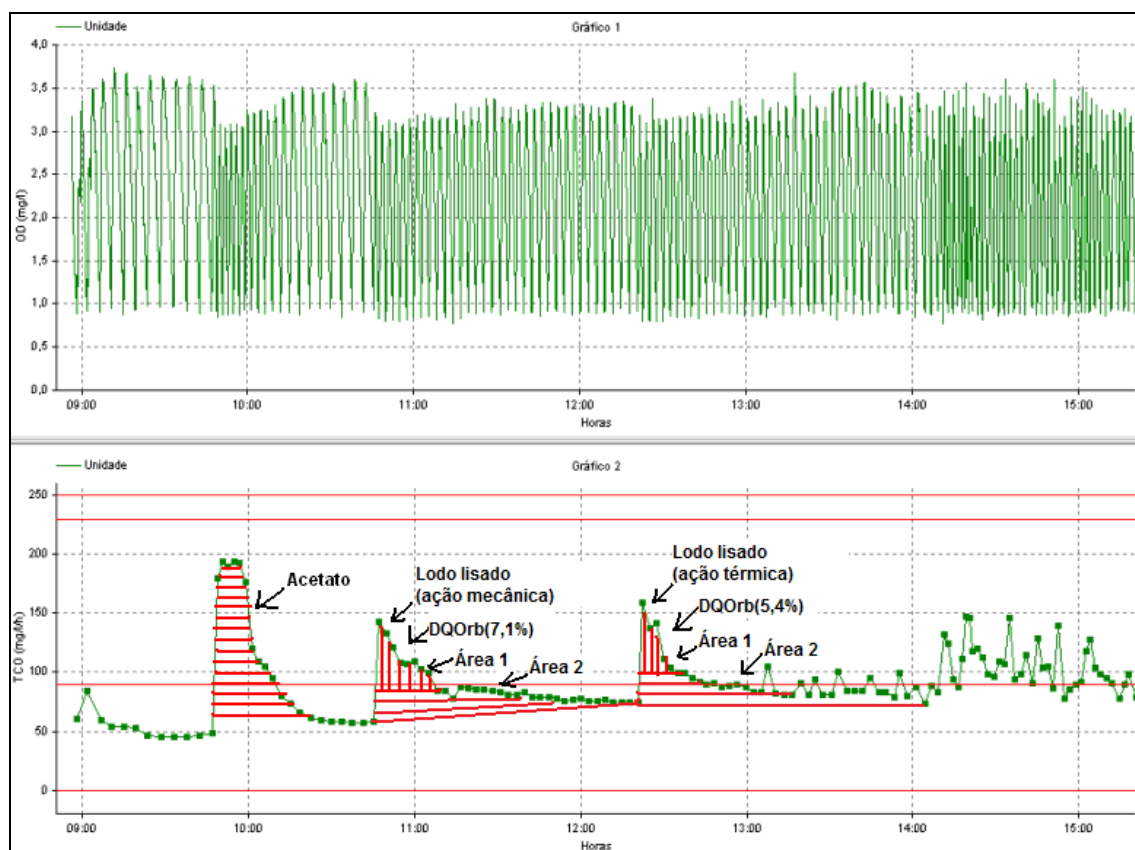


Figura 10. Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de assimilação dos substratos utilizados.

5.2. Segunda fase: Remoção biológica de nutrientes em RBS conjuntamente com RHF

5.2.1. DQO Filtrada

Na Figura 11 é possível avaliar o comportamento da DQO filtrada do lodo de descarte antes e após a realização da lise celular induzida por ação mecânica. Os valores das concentrações médias da DQO filtrada do lodo de descarte não triturado e lodo de descarte triturado foram de 63 mgDQO.L⁻¹ e 140 mgDQO.L⁻¹, respectivamente. Observou-se, com isso, que houve um acréscimo na DQO filtrada após a trituração do lodo de descarte, essa constatação confirma que o lodo foi solubilizado.

As substâncias poliméricas extracelulares (SPE), excretadas pelas bactérias presentes no lodo de descarte, constituídas principalmente de proteínas, carboidratos e lipídeos, podem ser extraídas através de métodos de lise celular (RAS et. al., 2011). Parsekian et. al. (2003) mencionam que a destruição mecânica das células, ao quebrar a parede celular dos microrganismos facilita sobremaneira a hidrólise, considerada a etapa mais lenta da digestão anaeróbia (PILLI et. al., 2010). Com isso, as partículas do lodo ao serem trituradas por ação mecânica se dissociam, tornando-se de fácil assimilação para os microrganismos.

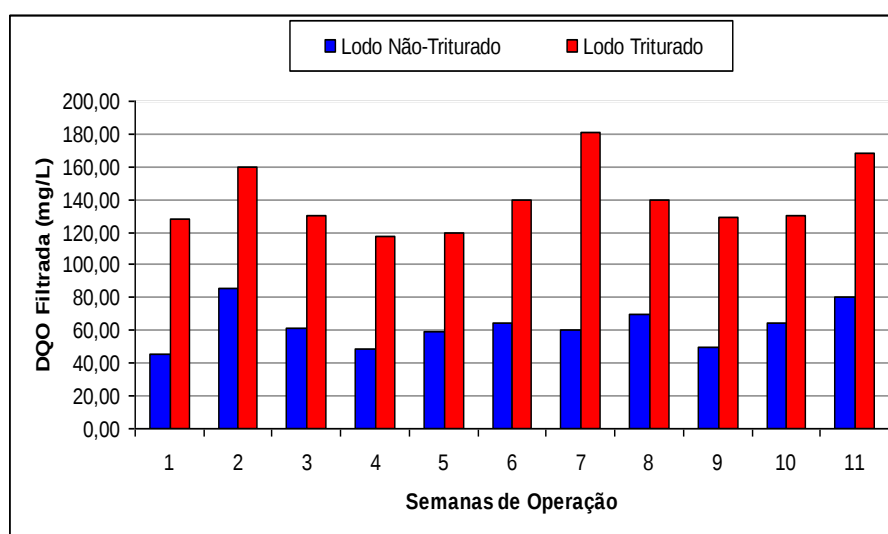


Figura 11. Comportamento da DQO filtrada do lodo de descarte antes e após a trituração.

A Figura 12 indica o percentual da DQO solubilizada, com base nos dados da DQO filtrada dos lodos de descarte apresentados na Figura 11.

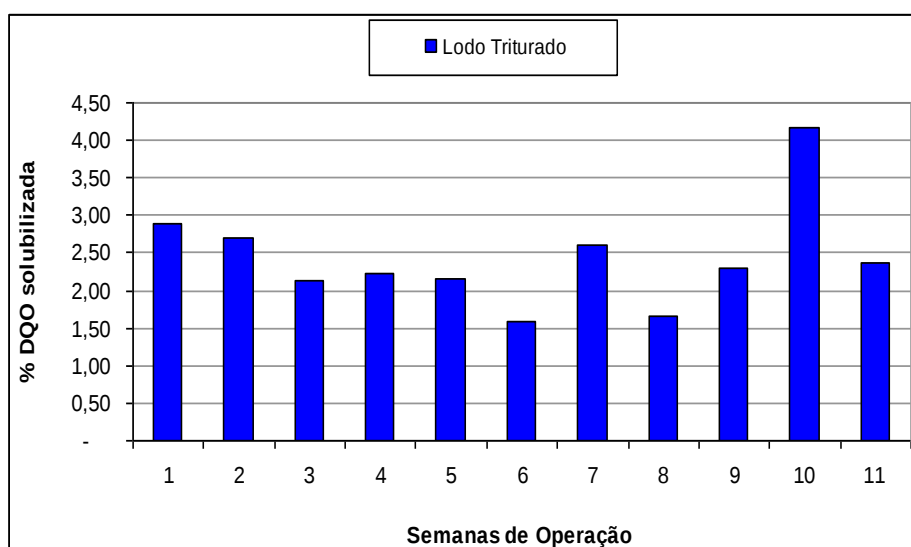


Figura 12. Comportamento do percentual da DQO filtrada do lodo de descarte após a trituração.

Conforme os dados apresentados na Figura 12, os valores dos percentuais da DQO solubilizada variaram de 1,6% a 4,2%, com uma média de 2,6%. Vale salientar que, no presente estudo, embora a DQO filtrada tenha aumentado de forma significativa (63 para 140 mgDQO.L⁻¹), o mesmo não ocorreu em termos percentuais, uma vez que a solubilização da DQO foi calculada em função da DQO particulada inicial, conforme Equação 5.

Bougrier et. al. (2005), ao investigarem os efeitos do pré-tratamento do lodo de excesso em um sistema de lodos ativados, através do método de ultra-som, obtiveram solubilização do lodo e os resultados indicaram que, houve uma redução significativa no tamanho das partículas do lodo para um diâmetro de 50 µm. O processo de ultra-som levou a redução do tamanho dos flocos e lise das células, visto que a energia mínima necessária para quebrar os flocos do lodo foi inferior a 1000 KJ/Kg ST, entretanto a solubilização da DQO para essa energia foi considerada baixa (8%), para valores de energia em torno de 15000 KJ/Kg ST, a solubilização de DQO foi superior, na faixa de 35%, disponibilizando material solúvel para as bactérias.

5.2.2. Remoção de Nutrientes

A Figura 13 apresenta o comportamento de fósforo solúvel do afluente e efluente.

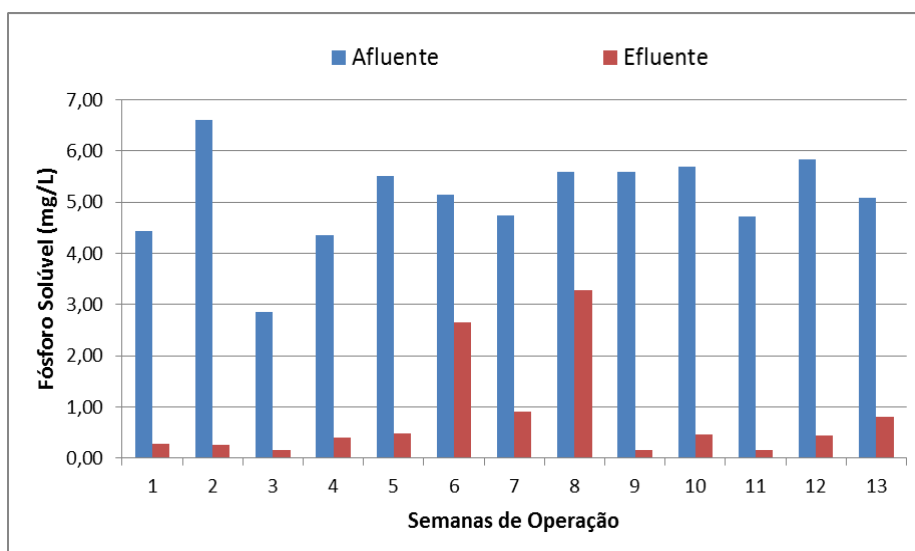


Figura 13. Comportamento do fósforo solúvel do afluente e efluente no reator em bateladas seqüenciais.

Os valores das concentrações médias de fósforo solúvel afluente e efluente, durante as treze semanas de operação, foram de 5,0 e 0,8 mgP-PO₄.L⁻¹, respectivamente, o que corresponde a uma eficiência de remoção de 84%. Esse bom desempenho do sistema com eficiência na remoção biológica de fósforo, deve-se supostamente a presença adequada de ácidos graxos voláteis (AGV), sobretudo na forma de polihidróxido butirato no afluente dos lodos hidrolisados e fermentados utilizados. Constatações um tanto similares são confirmadas por Yuan et. al. (2009) e Oleszkiewicz e Barnard (2006).

Wu et. al. (2010) alimentando um reator em bateladas seqüenciais com água residuária sintética, obtiveram bom desempenho na remoção biológica de fósforo, com concentração de fósforo solúvel no efluente de 0,5 mg.L⁻¹, considerada próxima ao que foi obtido no efluente do RBS do presente estudo. A eficiência média de remoção de fósforo foi mais de 94,3%.

Akin e Urgulu (2004) analisaram a influência da remoção biológica de fósforo em reator de bateladas sequenciais, com TRC de 25 dias e glicose e acetato foram

usados como fontes de carbono. O sistema de tratamento proposto obteve eficiência de remoção de 80% de fósforo solúvel, muito próxima a remoção obtida no efluente final do presente estudo. Dentre os açúcares simples utilizados como fonte de carbono destaca-se a glicose, sendo esta efetivamente degradada para ácidos graxos voláteis (MAHMOUD, 2004); favorecendo, dessa forma, a eficiência do sistema.

Wang et al. (2009) monitoraram um reator de bateladas seqüenciais alimentado com água residuária doméstica e durante o período de partida até 63 dias de operação, obtiveram eficiência de remoção de fósforo solúvel (85%) semelhante ao que foi obtido neste estudo. Com o aumento da relação C:P (19:9), o efluente final apresentou uma eficiência de remoção de 94%.

Obaja et al. (2003) monitorando um sistema anaeróbio/aeróbio, com 3 ciclos.dia⁻¹, a 30°C, tempo de retenção celular (TRC) de 1 dia e tempo de detenção hidráulica de 11 dias, verificaram eficiência de remoção de fósforo solúvel (97,3%) superior a remoção obtida neste estudo (85%) em que também utilizou-se um sistema anaeróbio/aeróbio.

Os resultados referentes a nitrogênio total kjeldahl e nitrogênio amoniacal estão apresentados nas Figuras 14 e 15.

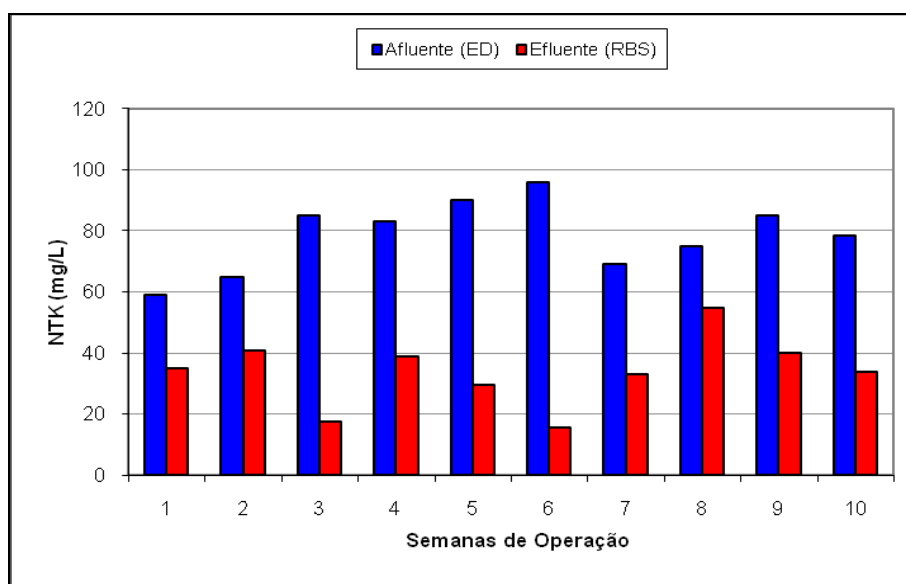


Figura 14. Comportamento do NTK do afluente e efluente no reator em bateladas seqüenciais.

Observa-se que os valores das concentrações médias de nitrogênio kjeldahl afluente e efluente foi de $79 \text{ mgN-NTK.L}^{-1}$ e $33 \text{ mgN-NTK.L}^{-1}$, respectivamente, mantendo uma remoção de apenas 58,3%. Esses valores altos, observados, podem ser explicados, devido à elevada concentração de nitrogênio no lodo primário e lodo de excesso com elevada concentração de NTK ($151 \text{ mgN-NTK.L}^{-1}$) adicionados ao sistema; não contribuindo de forma considerável para a sua remoção.

Novak et al. (2011) determinaram o efeito da combinação de um sistema anaeróbio/aeróbio na remoção de sólidos suspensos e nitrogênio para tratar água residuária, e atingiram um percentual no efluente final de 64,5% de remoção de NTK, sendo superior ao valor obtido neste estudo.

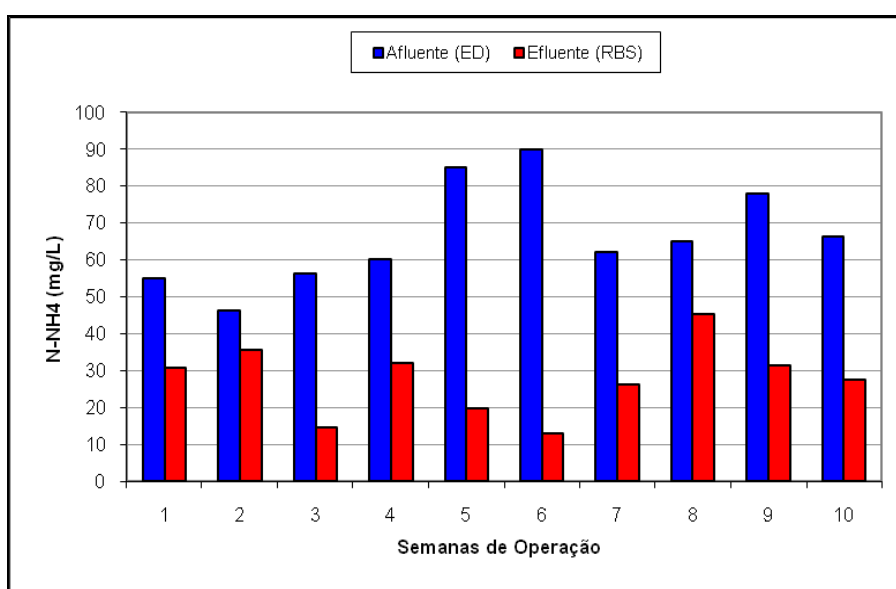


Figura 15. Comportamento do nitrogênio amoniacal do afluente e efluente no reator em bateladas sequenciais.

A concentração média de nitrogênio amoniacal afluente foi de $62 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ e $27 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ no efluente final, considerado um valor fora dos padrões de lançamento, conforme a Resolução CONAMA 357/2005.

Vale ressaltar que para garantir uma melhor remoção de fósforo, o tempo de retenção celular no RBS foi de apenas 3,36 dias. Essa condição operacional, provavelmente tenha também prejudicado a remoção biológica de nitrogênio, especificamente a nitrificação (METCALF & EDDY, 2003).

Além disso, a produção de DQO do lodo hidrolisado e fermentado não foi suficiente para remover nitrogênio e fósforo simultaneamente. No entanto, nitrito e nitrato mantiveram-se em baixas concentrações, com valores médios de $0,6 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e $2,0 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Conforme dados apresentados nas Figuras 16 e 17.

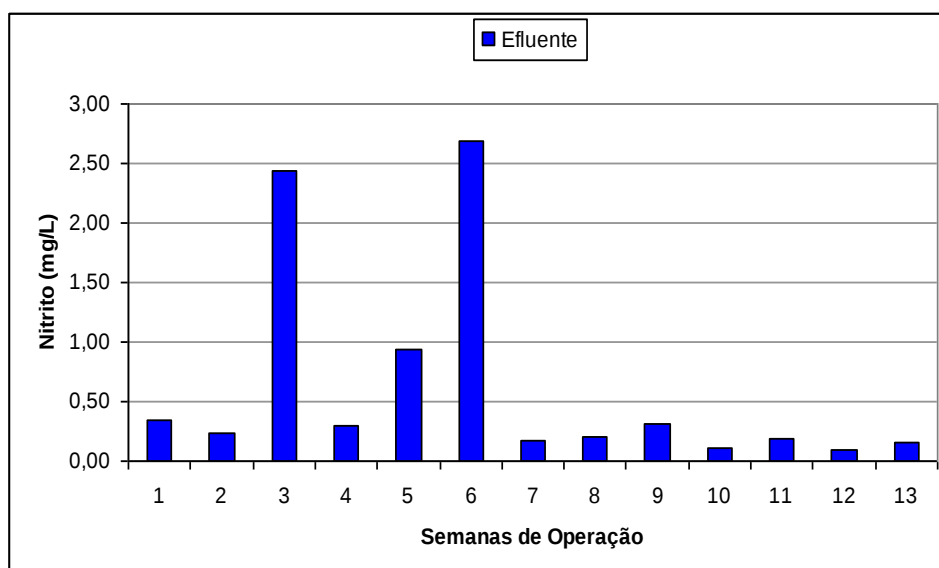


Figura 16. Comportamento do nitrogênio na forma de nitrito do efluente no reator em bateladas seqüenciais.

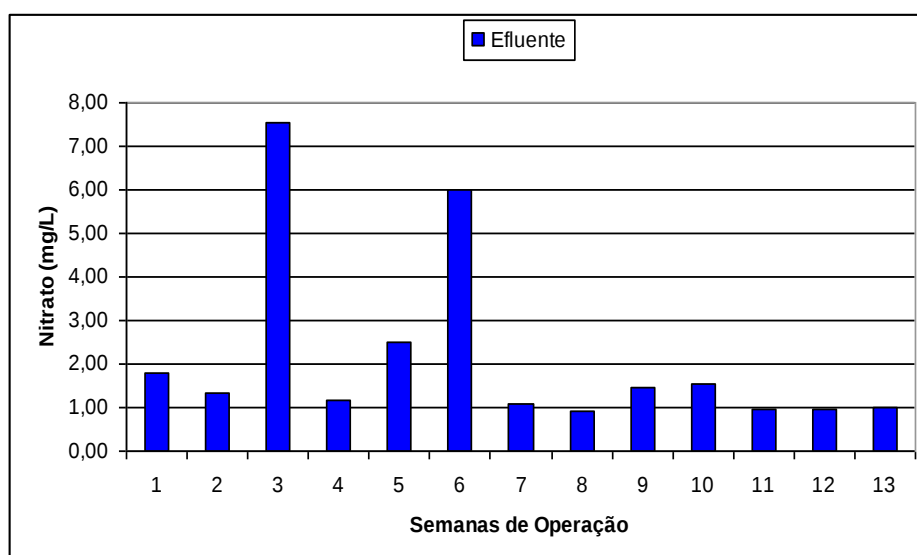


Figura 17. Comportamento do nitrogênio na forma de nitrato do efluente no reator em bateladas seqüenciais.

Blackburne e Keller (2008) monitorando um reator em bateladas sequenciais tratando esgoto doméstico, obtiveram eficiência no processo de nitrificação de 80%.

Wu et al. (2007) investigaram o processo de nitrificação-desnitrificação via nitrito utilizando o controle de parâmetros como pH e oxigênio dissolvido (OD) em reator de bateladas sequenciais para tratar esgoto municipal com baixa relação C/N (182:84). A concentração de nitrito no RBS diminuiu acentuadamente, usando um tempo de controle fixo de aeração, apresentando valores de $0,8 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ para $0,6 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente, semelhante ao valor verificado no RBS deste estudo ($0,6 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$).

5.3. Terceira fase: Reator Combinado Anaeróbio/Aeróbio operado em regime de bateladas com recirculação

5.3.1. pH, Alcalinidade e AGV

Na Tabela 11 estão apresentados os resultados de pH, Alcalinidade e AGV, obtidos durante o monitoramento do sistema combinado anaeróbio/aeróbio.

Os valores médios do pH afluente e efluente do sistema combinado foram de 7,09 e 7,45 unidades de pH, respectivamente, favorecendo desta forma o processo de nitrificação. Valores de pH abaixo de 6,0 podem reduzir a eficiência da nitrificação em até 90% (METCALF & EDDY, 2003).

Walters et al. (2009) conduzindo um estudo que integram os processos de nitrificação e desnitrificação simultânea em reator aeróbio com biomassa suspensa, verificaram que o sistema apresentou bom desempenho em pH na faixa entre 7,0 e 8,0.

Tabela 11. Valores médios, máximos e mínimos de pH, Alcalinidade e AGV do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.

Parâmetros		ED (Afluente)	U-F	RAMSI (Efluente)
pH	Máximo	7,44	7,83	7,92
	Médio	7,09	7,53	7,45
	Mínimo	6,81	7,13	6,78
Alcalinidade Total Alc_t ($\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)	Máximo	463	590	445
	Médio	358	391	241
	Mínimo	153	198	172
AGV ($\text{mg HAc} \cdot \text{L}^{-1}$)	Máximo	125	99	56
	Médio	69	35	13
	Mínimo	15	5	0

ED: esgoto decantado; U-F: Sistema UASB-Filtro; RAMSI: Reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado.

Jaroszynski et al. (2011), operaram com êxito um reator com biomassa suspensa, para avaliar o pH durante o processo de nitrificação, entre 7,5 e 8,1, valores similares foram constatados no presente estudo.

Para avaliar o desempenho na remoção de nitrogênio foram determinados os valores de alcalinidade total obtidos no afluente e efluente do sistema combinado, haja vista que a alcalinidade é um fator muito importante na nitrificação, pois além de ajudar a manter o pH do meio, o bicarbonato serve como fonte de carbono para os microrganismos quimioautótrofos (METCALF & EDDY, 2003)

Observa-se, na Tabela 11, que houve consumo de alcalinidade, confirmando o processo de nitrificação. A alcalinidade total apresentou valor médio de $358 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ no afluente e de $241 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente final. No processo de nitrificação tem-se uma diminuição de alcalinidade de $7,14 \text{ mg CaCO}_3$ por mg N-NH_4^+ (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A produção e o consumo de ácidos graxos voláteis também foi verificado, uma vez que o efluente produzido no sistema combinado apresentou uma baixa concentração, conforme valor médio afluente ($69 \text{ mgHAc} \cdot \text{L}^{-1}$) e efluente ($13 \text{ mgHAc} \cdot \text{L}^{-1}$).

¹⁾ determinados. A presença desse material solúvel, supostamente, contribuiu para o processo de desnitrificação.

5.3.2. DQO Bruta e Filtrada

Na Tabela 12, estão apresentados os valores médios, máximos, e mínimos da DQO Bruta e Filtrada.

Tabela 12. Valores médios, máximos, e mínimos da DQO Bruta e Filtrada do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.

Parâmetros		ED (Afluente)	U-F	RHF	RAMSI (Efluente)
DQO Bruta (mg O ₂ . L ⁻¹)	Máximo	497	264	94	60
	Médio	245	107	41	30
	Mínimo	77	17	19	10
	Remoção (%)				88%
DQO Filtrada (mg O ₂ . L ⁻¹)	Máximo	310	176	52	47
	Médio	128	60	28	16
	Mínimo	38	9	10	4
	Remoção (%)				87%

ED: esgoto decantado; U-F: Sistema UASB-Filtro; RHF: Reator de hidrólise e fermentação; RAMSI: Reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado.

Conforme se observa na Tabela 12, o afluente apresentou concentrações médias de DQO bruta de 245 mgDQO.L⁻¹ e DQO filtrada de 128 mgDQO.L⁻¹, enquanto que as concentrações médias no efluente final da DQO bruta e filtrada foram de 30 mgDQO.L⁻¹ e 16 mgDQO.L⁻¹, respectivamente.

A eficiência de remoção da matéria carbonácea expressa em DQO afluente e efluente, obtida durante o sistema combinado, foi considerada alta, e manteve-se na média de 88%. Esses valores de eficiência são superiores a outras investigações, as quais foram usadas outros materiais suportes (WALTERS et al., 2009).

Hait e Mazumber (2011) monitoraram um sistema de lodo ativado, alimentado com esgoto sintético, possuindo alta carga orgânica, com concentrações variando de 1000 a 3500 mgDQO/L. A eficiência de remoção de DQO no reator, operado em TDH

de 8 h, foi acima de 80%, apresentando valor similar ao que foi obtido no efluente do RAMSI. Quanto ao efluente produzido no reator UASB, a remoção de DQO foi considerada baixa (56%), quando comparado à remoção em reator tipo UASB, que geralmente apresenta remoção em torno de 70% (LATIF et. al. 2011).

Após a adição do lodo primário no Reator de Hidrólise e Fermentação, disponibilizando material para a realização do metabolismo das bactérias heterotróficas, as quais necessitam de uma fonte de carbono durante o processo de desnitrificação, o sistema apresentou um melhor desempenho, com eficiência de remoção da DQO bruta e filtrada de 95%, conforme Tabela 13.

Tabela 13. Valores médios, máximos, e mínimos da DQO Bruta e Filtrada do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) após adição do lodo primário no sistema.

Parâmetros		ED (Afluente)	U-F	RHF	RAMSI (Efluente)
DQO Bruta (mg O ₂ . L ⁻¹)	Máximo	516	186	40	35
	Médio	408	143	33	21
	Mínimo	351	116	19	10
	Remoção (%)				95%
DQO Filtrada (mg O ₂ . L ⁻¹)	Máximo	258	98	20	16
	Médio	186	78	15	10
	Mínimo	136	62	10	9
	Remoção (%)				95%

ED: esgoto decantado; U-F: Sistema UASB-Filtro; RHF: Reator de hidrólise e fermentação; RAMSI: Reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado.

Rahimi et al. (2011) investigaram a remoção biológica de nutrientes, em reator de leito fixo, operado em bateladas sequenciais, com material suporte de polipropileno, os resultados indicaram que a remoção de DQO foi significativa, com percentuais variando de 90 a 96%. Esses valores são similares aos obtidos no presente estudo.

5.3.3. Remoção de Sólidos Suspensos

Na Tabela 14, estão apresentados os valores médios, máximos e mínimos dos sólidos suspensos totais e voláteis afluente e efluente.

Tabela 14. Valores médios, máximos e mínimos de sólidos suspensos totais e voláteis do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.

Parâmetros		ED (Afluente)	U-F	RAMSI (Efluente)
SST (mg.L ⁻¹)	Máximo	106	73	27
	Médio	59	26	8
	Mínimo	16	6	1
	Remoção (%)	-	-	86%
SSV (mg.L ⁻¹)	Máximo	84	29	17
	Médio	41	14	4
	Mínimo	9	3	1
	Remoção (%)			90%

ED: esgoto decantado; U-F: Sistema UASB-Filtro; RAMSI: Reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado.

Os valores das concentrações médias de sólidos suspensos totais afluente e efluente foram, respectivamente, de 59 mg SST.L⁻¹ e 8 mg SST.L⁻¹. Enquanto que, para os sólidos suspensos voláteis afluente e efluente, os valores médios foram de 41 mg SSV.L⁻¹ e 4 mg SSV.L⁻¹, respectivamente, correspondendo a uma eficiência de remoção de 86% para os SST e 90% para os SSV. Portanto, o sistema combinado anaeróbio/aeróbio se apresentou uma alternativa viável no processo de remoção de sólidos suspensos, sendo esta eficiência de remoção considerável. Conforme os resultados apresentados na Tabela 14, observa-se que o efluente produzido apresentou-se com concentração média de sólidos em suspensão abaixo de 10 mg.L⁻¹. Esses valores, em termos de eficiência de remoção, superaram os valores apresentados por Rolo e Além Sobrinho (2003), tratando esgoto sanitário em sistema similar, no entanto, utilizaram garrafas PET como meio suporte.

Sarti et al. (2001), tratando esgoto sintético simulando esgoto doméstico, em reator com biomassa imobilizada, utilizando espuma de poliuretano, obtiveram uma concentração de biomassa de 13,380 mg SSV.L⁻¹, indicando um valor alto se comparado ao valor obtido no efluente final do RAMSI (4 mg SSV.L⁻¹).

5.3.4. Remoção de Compostos Nitrogenados

As concentrações das formas de nitrogênio total Kjedahl, amoniacal, nitrito e nitrato, expressas em valores médios, máximos e mínimos, estão apresentadas na Tabela 15.

Tabela 15. Valores médios, máximos e mínimos das frações de nitrogênio avaliadas no tratamento de ED em reator combinado U-F + RAMSI.

Parâmetros		ED (Afluente)	U-F	RAMSI (Efluente)
N-NTK (mg.L ⁻¹)	Máximo	57,08	54,75	5,24
	Médio	35,65	35,43	2,17
	Mínimo	8,74	7,00	1,16
	Remoção (%)	-	-	94%
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Máximo	46,59	51,25	2,33
	Médio	27,74	30,86	1,13
	Mínimo	5,82	5,24	0,58
	Remoção (%)	-	-	96%
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Máximo			0,35
	Médio	-	-	0,19
	Mínimo			0,09
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Máximo			6,81
	Médio	-	-	2,52
	Mínimo			0,51

ED: esgoto decantado; U-F: Sistema UASB-Filtro; RAMSI: Reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado.

Com base nos resultados obtidos na Tabela 15, a concentração de nitrogênio total Kjedahl afluente manteve-se na média de 35,65 mgN-NTK/L, no entanto, o efluente produzido permaneceu com valor médio inferior a 3 mgN-NTK/L e 1,13 mgN-

NH_4^+ /L, apresentando uma eficiência de remoção de 94% e 96%, respectivamente. Esses valores apresentam semelhança aos encontrados por Sousa et. al (2009), com as eficiências médias de NTK e amoniacal acima de 90%, ao monitorarem um reator similar utilizando bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) como suporte para biomassa imobilizada. Comparando os resultados de NTK e amoniacal de Santos (2009), Yang et al. (2009) e Henrique (2010), estes obtiveram bons percentuais de remoção, superiores a 90%, havendo aproximação com os dados do efluente do presente trabalho.

Rahimi et al. (2011) investigaram a remoção biológica de nutrientes em reator em bateladas seqüenciais de leito fixo e verificaram percentuais expressivos quanto às eficiências de remoção de DQO, nitrogênio total Kjeldahl e fósforo nas faixas de 90 a 96%, 60 a 88% e 76 a 90%, respectivamente.

Daniel et al. (2009), operando um reator de leito fixo, em bateladas seqüenciais, com biomassa imobilizada, em espuma de poliuretano, alimentado com substrato sintético simulando a composição de efluente de reator UASB, obtiveram também eficiência de nitrogênio amoniacal acima de 90%. Luostarinen et al. (2006) operaram sistema similar e obtiveram eficiência de remoção de nitrogênio total inferior (50 a 60%).

No sistema combinado, o processo de nitrificação foi satisfatório, atingindo um percentual de 91%. O processo de desnitrificação também foi relevante, com concentração média de nitrato baixa (2,52 mgN-NO_3^- /L). Essas condições foram observadas por Walters et. al. (2009), haja vista que a nitrificação foi quase completa (98%), sendo esse valor atribuído ao retorno do lodo para o sistema, e o biofilme presente no reator aeróbio, foi responsável por 92% na desnitrificação.

Dubber e Gray (2011), em um sistema de lodo ativado, conseguiram percentuais de eficiência na nitrificação variando entre 80% e 90%, porém, o mesmo não ocorreu no processo de desnitrificação, com eficiência de apenas 52%, devido à deficiência de fonte de carbono.

Cui e Kim (2011), utilizando processo combinado (digestão anaeróbia + remoção biológica de nutrientes), também obtiveram baixas concentrações de nitrito, 1,89 mg N-NO_2^- /L e nitrato, 0,08 mg N-NO_3^- /L, quando comparado ao efluente final do RAMSI que produziu valores médios de nitrito e nitrato, 0,19 mg N-NO_2^- /L e 2,52 mg N-NO_3^- /L, respectivamente.

5.3.5. Fósforo Total e Ortofosfato

Na Tabela 16, são apresentados os valores médios, máximos e mínimos de fósforo total e ortofosfato afluente e efluente de 19 determinações, obtidas durante o período experimental do sistema combinado.

Tabela 16. Valores médios, máximos e mínimos de Fósforo total e Ortofosfato do ED (afluente) e do RAMSI (efluente) do sistema combinado.

Parâmetros		ED (Afluente)	U-F	RAMSI (Efluente)
Pt (mg P.L ⁻¹)	Máximo	6,19	5,73	9,46
	Médio	3,74	3,86	2,97
	Mínimo	0,66	0,54	0,28
	Remoção (%)	-	-	20%
P-Orto (mg P-PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	Máximo	4,95	5,24	5,33
	Médio	3,28	3,54	2,56
	Mínimo	0,82	1,1	0,35
	Remoção (%)	-	-	22%

ED: esgoto decantado; U-F: Sistema UASB-Filtro; RAMSI: Reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado.

Os valores das concentrações médias de fósforo total afluente e efluente foram, respectivamente, de 3,74 mgP.L⁻¹ e 2,97mgP.L⁻¹. Enquanto que, para o ortofosfato afluente e efluente, durante as dezenove semanas de operação, os valores médios foram de 3,28 mgP-PO₄³⁻.L⁻¹ e 2,56 mgP-PO₄³⁻.L⁻¹, respectivamente, correspondendo a uma eficiência de remoção de apenas 20% para o fósforo total e 22% para o ortofosfato. Com isso, diante dos resultados obtidos, o processo de remoção de fósforo foi considerado insatisfatório, uma vez que não havia descarte de lodo no reator RAMSI.

Rahimi et al. (2011) operando um sistema com dois reatores, obtiveram a remoção biológica de fósforo total em reator em bateladas seqüenciais de leito fixo, contendo meio suporte de polipropileno para a formação de biofilme, com melhor eficiência (76 a 90%), enquanto que o reator em bateladas seqüenciais em sistema

convencional obteve uma remoção de fósforo total insatisfatória, com efluente final com valores de 20 e 22%, sendo esses valores similares aos encontrados no efluente do RAMSI.

Broughton, Pratt e Shilton (2008) avaliando a viabilidade de remoção biológica de fósforo em reator em bateladas seqüenciais, tratando água residuária de processamento de laticínios, obtiveram remoção de ortofosfato quase completa (> 99%) para a relação C/P em torno de 25:1 e 15:1. Para a relação C/P de 10:1, esta eficiência de remoção foi de 82%, considerada ainda superior quando comparada a remoção de ortofosfato do efluente do RAMSI (apenas 22%).

Puig et al. (2008) utilizaram etanol, metanol e AGV, de cadeia curta, (acetato e propionato) como fontes externas de carbono para a remoção biológica de fósforo, no tratamento de águas residuárias domésticas, em um sistema de lodos ativados. As bactérias removedoras de fósforo, absorvendo o etanol e transformando-o em polihidroxialcanoato (PHA), armazenado no interior da célula na fração de polihidrovalerato (PHV), atingiu-se uma concentração de ortofosfato no efluente próximo de zero ($0,10 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$). Para Puig et al. (2008) os AGV são preferenciais como fonte de carbono para a remoção biológica de fósforo, mas o etanol a longo prazo também pode ser considerado uma fonte externa alternativa de carbono. No caso específico deste estudo, os AGV produzidos no Reator de Hidrólise e Fermentação, para o processo de remoção de nutrientes pode ser uma alternativa sustentável.

6. CONCLUSÕES

A solubilização do lodo anaeróbio por destruição da biomassa é função da qualidade do lodo utilizado no processo. Lodo de reator UASB submetido às técnicas de lise por ação mecânica (tritramento), ação térmica e reação ácido/base durante o período de duas horas de testes respirométricos manteve fração solúvel média rapidamente biodegradável de 9,4; 14,3 e 10,7%, respectivamente.

Nas condições do experimento, com relação à DQO filtrada do lodo de descarte antes e após a realização da lise celular por ação mecânica, os valores das concentrações médias da DQO filtrada do lodo de descarte não triturado e triturado foram de 63 mgDQO.L⁻¹ e 140 mgDQO.L⁻¹, respectivamente. Essa constatação confirma que o lodo foi solubilizado.

O reator de bateladas seqüenciais, utilizando lodo hidrolisado e fermentado como fonte de carbono, apresentou resultados promissores para a remoção de nutrientes, com eficiência de remoção de 85%, 93% e 98% para fósforo solúvel, nitrato e nitrito, respectivamente. O efluente final manteve-se com concentração média de nitrogênio amoniacal de 27 mgN-NH₄.L⁻¹, considerada fora dos padrões de lançamento.

O sistema combinado, reator anaeróbio (UASB-filtro) e reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado (RAMSI), removeram de forma eficiente material carbonáceo (88%), SST (86%), SSV (90%), NTK (94%) e N-NH₄⁺ (96%). Produzindo efluente com concentrações médias de nitrito e nitrato, respectivamente de 0,19 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ e 2,52 mgN-NO₃⁻.L⁻¹. No entanto, o processo de remoção de fósforo foi considerado insatisfatório, visto que não havia descarte de lodo no reator RAMSI. Apresentando uma eficiência de remoção de apenas 20% para o fósforo total e 22% para o ortofosfato.

7. RECOMENDAÇÕES

Avaliar a atividade dos organismos heterotróficos acumuladores e não acumuladores de polifosfato utilizando testes respirométricos para determinar parâmetros cinéticos;

Investigar o uso de outros métodos de realização de lise celular, para obtenção de fonte de carbono disponível para os microrganismos.

8. REFERÊNCIAS

- ABREU, S. B.; ZAIAT, M. **Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário.** In Revista eletrônica de Engenharia Sanitária e Ambiental. vol.13. Nº 2. p.181-188. 2008.
- AHN, J., DAIDOU, T., TSUNEDA, S., HIRATA, A. **Selection and dominance mechanisms of denitrifying phosphate-accumulating organisms in biological phosphate removal process.** Biotechnology Letters 23: 2005–2008, 2001.
- AKIN, B. S.; UGURLU, A. **The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor.** Bioresource Technology. v.94. p. 1-7. 2004.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th. Washington. Public Health Association, 1998.
- AUDREY, P.; JULIEN, L.; CHRISTOPHER, D.; PATRICK, L. **Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach.** Journal Engineering Biochemical. p. 178–184. 2011.
- BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment** Cambridge, Great Britain, 146p. 1983.
- BARRET, G. W.; ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia.** 5 ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007.
- BITTON G. **Wastewater Microbiology.** 3.ed. Wiley-Liss Publishers: New York, 746p.2005.
- BLACKBURN, R.; YUAN, Z.; KELLER, J. **Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater.** Water Research. v.42, p. 2166-2176, 2008.
- BORGES, E. S. M; CHERNICHARO C. A. de L. **Efeito do tratamento térmico de lodo anaeróbio sobre as características de biodegradabilidade da fração orgânica.** Artigo. In Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. v.14 n.4. p. 489-498, out/dez 2009.
- BOUGRIER, C.; CARRÉRE, H.; DELGENÉS, J.P. **Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment.** Chemical Engineering Journal. V.106. p. 163-169. 2005.
- BROUGHTON, A.; PRATT, S.; SHILTON, A. **Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low rbCOD:P ratio.** Bioresource Technology 99 p.1236–1241. 2008.

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

CAI, T. M., GUAN, L. B., CHEN, L. W., CAI, S., LI, X. D., CUI, Z. L., LI, S. P. **Enhanced Biological Phosphorus Removal with *Pseudomonas putida* GM6 from Activated Sludge.** *Pedosphere*. 17: 624–629. 2007.

CALIJURI, M. C. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.** São Carlos: RIMA, 2006.

CAMPOS, A. L. de O., PIRES, E. C. **Potencialidade do emprego da lise celular forçada em sistemas aeróbios de tratamento visando uma redução do lodo de descarte. Artigo.** In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2004.

CHEN, Y., CHEN, YS., XU, Q., ZHOU, Q., GU, G. **Comparison between acclimated and unacclimated biomass affecting anaerobic–aerobic transformations in the biological removal of phosphorus.** *Process Biochem.* v.40, p. 723–732. 2005

CHEN, Y.; JIANG, S.; YUAN, H.; ZHOU, Q.; GU, G. **Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs.** *Water Research.* v.41, p.683-689, 2007.

COSTA, R. H. R. da; NETO, L. G. L.; CAMPOS, R. H. de; BARBOSA, S. R. **Estratégias operacionais para nitrificação-desnitrificação em reator de leito fluidizado sequencial em batelada (RLFSB).** In 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, Santa Catarina. 2003.

CUI, F.; LEE, S.; KIM, M. **Removal of organics and nutrients from food wastewater using combined thermophilic two-phase anaerobic digestion and shortcut biological nitrogen removal.** *Water Research.* v.45, p. 5279-5286, 2011.

DANIEL, L. M. C.; POZZI, E.; FORESTI, E.; CHINALIA, F. A. **Removal of ammonium via simultaneous nitrification–denitrification nitrite-shortcut in a single packed-bed batch reactor.** *Bioresource Technology.* v. 100. p 1100–1107. 2009.

DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. **Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003).** *Water Research.* v.38, p.4222–4246, 2004.

DEWIL, R. BAEYENS, J.; GOUTVRIND, R. **The use of ultrasonics in the treatment of waste activated sludge.** *Chinese journal of chemical engineering.* V.14, p. 105-113. 2006.

DUBBER, D.; GRAY, N. F. **The effect of anoxia and anaerobia on ciliate community in biological nutrient removal systems using laboratory-scale sequencing batch reactors (SBRs).** *Water Research.* v. 45. p. 2213-2226. 2011.

ESCUDIE´, R.; CRESSON, R.; DELGENE`S, J-P.; BERNET, N. **Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: an overview of 15 years of research.** Water Research. v. 45. p. 1-10. 2011.

EKAMA, G. A.; SIEBRITZ, I. P.; MARAIS, G. V. R. **Considerations in the process design of a nutrient removal activated sludge process.** Water Science and Technology. v. 47, n. 11, p. 1-8, 1983.

FANG, H. H. P.; CHUI, H-K.; LI, Y-Y. **Effect of degradation kinetics on the microstructure of anaerobic biogranules.** Water Science Technology. vol. 32. N.8. p. 165-172, 1995.

FENG, L., WANG, H., CHEN, Y., WANG, Q. **Effect of solids retention time and temperature on waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under alkaline conditions in continuous-flow reactors.** Bioresource Technology. v.100, p.44-49, 2009.

FORESTI, E; FLORÊNCIO, L; VAN HAANDEL, A; ZAIAT, M; CAVALCANTI, P. F. F. (1999). **Fundamentos do Tratamento Anaeróbio**, in: “Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo”, José Roberto Campos (coord.), PROSAB, p.29-52, Rio de Janeiro, RJ.

GAVALA, H. N.; YENAL U.; SKIADAS, I. V.; WESTERMANN, P.; AHRING, B. K. **Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature.** Water Research v.37. p. 4561–4572. 2003.

HABOUZIT, F., GE´VAUDAN, G., HAMELIN, J., BERNET, N. **Influence of support properties on initial adhesion of a methanogenic microbial consortium.** In Proceedings of the IWA Specialized Conference on Processes in Biofilms: Fundamentals to Applications, Davis, California, September. p. 13-16. 2009.

HAIT, S.; MAZUMDER, D. **High-rate wastewater treatment by a shaft-type activated sludge reactor.** International Journal of Civil and Environmental Engineering. v.3, n.1, p.22-27, 2011.

HENRIQUE, I. N. **Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Campina Grande/UFCG. Campina Grande: 2010.

HENZE, M., UCISIK, A. S. **Biological hydrolysis and acidification of sludge under anaerobic conditions: The effect of sludge type and origin on the production and composition of volatile fatty acids.** Water Research, p. 3729-3738. 2008

HU, ZHI-RONG, WENTZEL, M.C., EKAMA, G. A. **Modelling biological nutrient removal activated sludge systems—a review.** Water Research. v. 37. p. 3430–3444. 2003.

JAROSZYNSKI, L. W.; CICEK, N.; SPARLING, R.; OLESZKIEWICZ, J. A. **Importance of the operating pH in maintaining the stability of anoxic ammonium oxidation (anammox) activity in moving bed biofilm reactors.** Bioresource Technology. v.102. p. 7051–7056. 2011.

KAMPAS, P., Simon A. Parsons, Pete Pearce, Sandrine Ledoux, Pete Vale, Elise Cartmell, Ana Soares **An internal carbon source for improving biological nutrient removal.** Bioresource Technology 100 (2009) 149–154.

KAMPAS, P.; PARSONS, S. A.; PEARCE, P.; LEDOUX, S.; VALE, P.; CHURCHLEY, J. CARTMELL, E. **Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal.** Water Research. v. 41, p. 1734-1742. 2007.

LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. **Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters.** Water Research. v. 45, p. 4683-4699. 2011.

LIM, J-W.; SENG, C-E.; LIM, P-E.; NG, S-L.; SUJARI, A-N. A. **Nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor using polyurethane foam cubes of various sizes as carrier materials.** Bioresource Technology. v. 102. p.9876–9883. 2011.

LIU, H.; FANG, H. H. P. **Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of Sludges.** Journal of Biotechnology. V. 95. p. 249–256. 2002.

LUOSTARINEN, S.; LUSTEA, S.; VALENTÍN, L., RINTALAA, J. **Nitrogen removal from on-site treated anaerobic effluents using intermittently aerated moving bed biofilm reactors at low temperatures.** Water Research. v. 40, p. 1607-1615. 2006.

MAHMOUDA, N.; ZEEMANA, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. **Anaerobic stabilisation and conversion of biopolymers in primary sludge—effect of temperature and sludge retention time.** Water Research. v.38. p.983–991. 2004.

MARAIS, G.R.; EKAMA, G. A. The activated sludge process part I – steady state behavior. **Water S. A.** v.2, n.4, p.164-200, 1976.

MARAIS G.; LOEWENTHAL, R. E.; SIEBRITZ, I. **Observation supporting phosphate removal by biological excess uptake – a review.** Water Science and Technology. v. 15, p. 15-41, 1983.

METCALF & EDDY. **Wasterwater Engineering: Treatment and reuse.** 4 ed. New York, McGraw-Hill International edition, 2003.

MINÁ, V. G. **Tratamento de água residuária com alta concentração de sólidos em reator de bateladas seqüenciais.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual da Paraíba. 2011.

MINO, T.; ARUN, V.; TSUZUKI, Y.; MATSUO, T. **Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process.** Proceedings of the IAWPRC International Conference on Biological

Phosphate Removal from Wastewaters, Rome, Adv. Water Pollut. Cont., Ed. R. Ramadori, Pergamon Press, Oxford, p. 27-38. 1987.

MOURA, R. B. de, TERAN, F. J. C. **Estudo de um reator de lodos ativados por batelada para o tratamento dos efluentes de uma indústria de refrigerantes.** Holos Environment, v.9, n.2, 2009 – P. 108.

MOUSSA, M.S, HOOIJMANS, C.M, LUBBERDINGA, H.J , GIJZEN H.J, VAN LOOSDRECHT M.C.M. **Modelling nitrification, heterotrophic growth and predation in activated sludge.** Water Research. 2005.

NÓBREGA, E. O. **Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado.** Dissertação de Mestrado. Engenharia de recursos Hídricos e Sanitária. Universidade Federal de Campina Grande. 2009.

NOCKO, L. M. **Remoção de Carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido a aeração intermitente.** Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

NOVAK, J. T.; BANJADE, S.; MURTHY, S. N. **Combined anaerobic and aerobic digestion for increased solids reduction and nitrogen removal.** Water Research. V.45. p.618-624. 2011.

OBAJA, D.; MACE, S.; COSTA, J.; SANS, C.; MATA-ALVAREZ, J. **Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggy wastewater using a sequencing batch reactor.** Bioresource Technology. v. 87. p. 103-11. 2003.

OEHMEN, A., LOPEZ-VAZQUEZ C.M., CARVALHO G., REIS M.A.M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Modelling the population dynamics and metabolic diversity of organisms relevant in anaerobic/anoxic/aerobic enhanced biological phosphorus removal processes.** Water Research. 2010.

OEHMEN, A., ZENG, R., YUAN, Z., KELLER, J. **Anaerobic metabolism of propionate by polyphosphate-accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems.** Water Science Technology. n.50, p. 139–144. 2004

OEHMEN, A., ZENG, R., YUAN, Z., KELLER, J. **Short-term effect of carbon source on the competition of polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms.** Biotechnology Bioeng. n.91, p.43–53, 2005.

OLESZKIEWICZ, J. A.; BARNARD, J. L. **Nutrient removal technology in North America and the European Union: a Review.** Water Quality Journal of Canada. v.41. p.449-462. 2006.

PARSEKIAN, M.P.S. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB.** Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PÉREZ, R., GALI, A., DOSTA, J. ALVAREZ, J. **Biological Nitrogen Removal (BNR) Using Sulfides for Autotrophic Denitrification in a Sequencing Batch Reactor (SBR) To Treat Reject Water**. American Chemical Society. 2007.

PICANÇO, A.P., VALLERO, M.V.G., GIANOTTI, E.P., ZALAT, M., BLUNDI, C.E. **Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor**. Water Sci. Technol. 44 (4), p.197-204. 2001.

PIJUAN, M., SAUNDERS, A.M., GUIASOLA, A., BAEZA, J.A., CASAS, C., BLACKALL, L.L. **Enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor using propionate as the sole carbon source**. Biotechnology Bioeng. v.85, p.56–67. 2004.

PILLI, S., BHUNIA, P. YAN, S. LEBLANC R. J., TYAGI, R. D., SURAMPALLI, R. Y. **Ultrasonic pretreatment of sludge: A review**. Ultrasonics. p. 1-17. 2010.

PRIAMBODO, G., KARNANINGROEM, N. **A review in increasing biodegradability of wastewater for biological process**. International Journal of Academic Research, v.2, n.5, September, 2010.

PUIG, S.; COMA, S. M.; MONCLÚS, H.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; COLPRIM, J.; BALAGUERA, M. D. **Selection between alcohols and volatile fatty acids as external carbon sources for EBPR**. Water Research, v. 42, p. 557-566, 2008.

RAHIMI, Y.; TORABIAN, A. MEHRDADI, N.; SHAHMORADI, B. **Simultaneous nitrification–denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR)**. Journal of Hazardous Materials. V. 185. p 852–857. 2011.

RAMDANI, A., DOLD, P., DÉLÉRIS, S., LAMARRE, D., GADBOIS, A., COMEAU, Y. **Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge**. Water Research, v.44, p.2179-2188, 2010.

RAS, M.; LEFEBVRE, D.; DERLON, N.; PAUL, E.; GIRBAL-NEUHAUSER, E. **Extracellular polymeric substances diversity of biofilms grown under contrasted environmental conditions**. Water Research. V.45. p.1529-1538. 2011.

RIBEIRO, R.; VARESCHE, M. B.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. **Influence of the carbon source on the anaerobic biomass adhesion on polyurethane foam matrices**. Journal of Environmental Management, v. 74, n. 2, p. 187-194, 2005.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental biotechnology: principles and applications**. 10020, New York, NY: McGraw-Hill, 2001.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux résiduelles, eaux de mer**. V.1, 5 ed. Editora Dunod – Paris. 692p. 1975.

ROLO, M. C.; ALEM SOBRINHO, P. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando filtro biológico aerado submerso com enchimento alternativo**. In: XI

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. 2003. Natal: ABES, p. 1-8.

ROSTRON, W. M.; STUCKEY, D. C.; YOUNG, A. A. **Nitrification of high strength ammonia wastewaters: comparative study of immobilization media**. Water Research, v. 35, n. 5, p. 1169-1178, 2001.

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande (UFPB). 2009.

SARTI, A.; VIEIRA, L. G.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. **Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packed-bed bioreactor for wastewater treatment**. Bioresource Technology, v. 78, n. 3, p. 231-238, 2001.

SHARMA, B.; AHLERT, R. C. **Nitrification and nitrogen removal**. Water Research, v.11, n10, p.897-925, 1977.

SOUSA, J. T.; AGRA, C. A.; HENRIQUE, I. N.; BRASIL, D. P.; SANTOS, E. C. **Tratamento aeróbio de esgotos domésticos utilizando bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) como suporte para biomassa imobilizada**. Revista Tecnologia e Tendências. Ano 8. Vol. 8. N 1. 2009.

SOUSA, J.T. de; FORESTI, E. **Avaliação de reator seqüencial em batelada (RSB) no pós-tratamento de efluente de reator UASB**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 6, n. 1, p. 9-16, 2001.

TSUNEDA, S., OHNO, T., SOEJIMA, K., HIRATA, A. **Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor**. Biochemical Engineering Journal. n.27, p.191–196, 2006.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA, 2003.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. O. **O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p. 1999.

VAN HAANDEL, Adrianus, KATO Mario T., CAVALCANTI Paula F. F., Lourdinha FLORENCIO. **Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology (2006) 5:21–38

VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HOOIJMANS, C.M., BRDJANOVIC, D., HEIJNEN, J.J. **Biological phosphate removal processes**. Appl. Microbiol. Biotechnology. v. 48 p. 289–296. 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 3 ed. Belo Horizonte: DESA/UFG. v 1. 452p. 2005.

WALTERS, E.; HILLE, A.; HE, M.; OCHMANN, C.; HORN, H. **Simultaneous nitrification/denitrification in a biofilm airlift suspension (BAS) reactor with biodegradable carrier material**. Water Research. v. 43. p. 446-4468. 2009.

WANG, Y.; PENG, Y.; STEPHENSON, T. **Effect of influent nutrient ratios and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a two-sludge sequencing batch reactor process**. Bioresource Technology. v. 100. p. 3506-3512. 2009.

WENTZEL, M. C.; EKAMA, G. A. ; LOEWENTHAL, R. E.; DOLD, P.; MARAIS, G. V. R. **Enhanced polyphosphate organisms cultures in activated sludge systems. Part II: experimental behaviour**. Water S. A. n. 15, p. 71-81, 1989.

WIJFFELS, R.; TRAMPER, J. **Nitrification by immobilized cells**. Enzyme and Microbial Technology, v. 17, n. 6, p.482-492, 1995.

WU, C.; CHEN, Z.; LIU, X.; PENG, Y. **Nitrification–denitrification via nitrite in SBR using real-time control strategy when treating domestic wastewater**. Biochemical Engineering Journal. v.36. p. 87-92. 2007.

WU, C-Y.; PENG, Y-Z.; WANG, S-Y.; MA, Y. **Enhanced biological phosphorus removal by granular sludge: From macro- to micro-scale**. Water Research. v. 44. p. 807-814. 2010.

YANG, S.; YANG, F.; FU, Z.; LEI, R. **Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal**. Bioresource Technology. V.100. p. 2369–2374. 2009.

YANG, Y. N., TADA, C., MIAH, M. S., TSUKAHARA, K., YAGISHITA, T., SAWAYAMA, S. **Influence of bed materials on methanogenic characteristics and immobilized microbes in anaerobic digester**. Mater. Sci. Eng. C-Biomimetic Supramol. Syst. 24 (3). p 413-419. 2004.

YUAN, Q., SPARLING, R., OLESZKIEWICZ, J. A. **Waste active sludge fermentation: Effect of solids retention time and biomass concentration**. Water Research. P. 5180-5186. 2009.

ZHANG, S., HUANG, Y.; HUA, Y. **Denitrifying dephosphatation over nitrite: Effects of nitrite concentration, organic carbon, and pH**. Bioresource Technology. v. 101, p. 3870-3875, 2010.

ZUPANCIC, G. D.; ROS, M. **Aerobic and two-stage anaerobic-aerobic sludge digestion with purê oxygen and air aeration**. Bioresource Technology. V.99. p. 100–109. 2008.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Cálculos referentes à matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização dos testes respirométricos

Tabela 17. Cálculo referente ao metabolismo da matéria orgânica contida no substrato acetato utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.

INCLINAÇÃO					
54,68437					
ACETATO					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	45,07	45,07	0	0,02	2,218231
0,03	183,97	46,87762	137,0924	0,05	4,900884
0,06	222,41	48,60929	173,8007	0,08	5,653845
0,10	233,61	50,32578	183,2842	0,11	5,946476
0,13	237,88	52,07264	185,8074	0,14	6,599559
0,16	236,39	53,84988	182,5401	0,18	5,050994
0,20	137,94	55,99168	81,94832	0,22	2,758459
0,24	121,58	58,02716	63,55284	0,26	2,298676
0,28	111,92	60,13858	51,78142	0,30	1,964959
0,32	104,61	62,38672	42,22328	0,34	1,518423
0,36	89,15	64,7108	24,4392	0,38	0,846303
0,41	76,41	67,36907	9,040929	0,43	0,244859
0,46	70,24	70,24	0	0,49	-0,26768
CAT	ANAB	DQOadic			
39,73399	80,26601	120			
33,11%	66,89%	100,00%			

Tabela 18. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.

INCLINAÇÃO					
0					
AÇÃO MECÂNICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	82,58	82,58	0	0,02	1,430722
0,03	161,82	82,58	79,24	0,05	2,455406
0,07	122,39	82,58	39,81	0,09	1,452326
0,11	112,02	82,58	29,44	0,13	1,128288
0,16	106,41	82,58	23,83	0,18	0,960475
0,20	103,51	82,58	20,93	0,22	0,859906
0,24	100,96	82,58	18,38	0,26	0,7245
0,29	96,6	82,58	14,02	0,31	0,536233
0,33	91,61	82,58	9,03	0,36	0,319242
0,38	86,76	82,58	4,18	0,40	0,10421
0,43	82,58	82,58	0	0,45	-0,04715
CAT	ANAB	MET	%		
9,9	19,8	29,8	10,34%		

Tabela 19. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.

INCLINAÇÃO 0					
AÇÃO TÉRMICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	80,13	80,13	0	0,02	1,348026
0,03	154,22	80,13	74,09	0,05	2,484778
0,07	123,74	80,13	43,61	0,09	1,723531
0,12	115,31	80,13	35,18	0,14	1,4007
0,16	107,59	80,13	27,46	0,18	1,011429
0,20	97,21	80,13	17,08	0,23	0,607525
0,25	88,63	80,13	8,5	0,28	0,284908
0,30	83,09	80,13	2,96	0,33	0,075439
0,35	80,13	80,13	0	0,38	-0,05651
CAT	ANAB	MET	%		
8,9	17,8	26,6	12,00%		

Tabela 20. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 1.

INCLINAÇÃO 0					
ÁCIDO-BASE					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	71,85	71,85	0	0,02	0,912931
0,04	120,36	71,85	48,51	0,06	1,895644
0,08	115,25	71,85	43,4	0,10	1,635412
0,12	102,74	71,85	30,89	0,14	1,206111
0,16	92,96	71,85	21,11	0,19	0,870675
0,21	86,46	71,85	14,61	0,24	0,605596
0,26	81,33	71,85	9,48	0,29	0,406669
0,31	78,24	71,85	6,39	0,34	0,257856
0,36	75,55	71,85	3,7	0,39	0,136722
0,41	73,5	71,85	1,65	0,44	0,042625
0,47	71,85	71,85	0	0,49	0,008444
CAT	ANAB	MET	%		
8,0	16,0	23,9	9,70%		

Tabela 21. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 1.

AÇÃO MECÂNICA		INCLINAÇÃO 8,24653			
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	47,78	47,78	0	0,02	2,054423
0,03	161,82	48,03656	113,7834	0,05	3,873331
0,07	122,39	48,37558	74,01442	0,09	2,879854
0,11	112,02	48,7169	63,3031	0,13	2,555344
0,16	106,41	49,06738	57,34262	0,18	2,391254
0,20	103,51	49,41556	54,09444	0,22	2,302983
0,24	100,96	49,7752	51,1848	0,26	2,18351
0,29	96,6	50,13713	46,46287	0,31	2,036987
0,33	91,61	50,51281	41,09719	0,36	1,85969
0,38	86,76	50,90452	35,85548	0,40	1,673476
0,43	82,58	51,30997	31,27003	0,45	1,527503
0,48	80,72	51,72688	28,99312	0,50	1,423649
0,53	78,71	52,14608	26,56392	0,56	1,340021
0,58	77,88	52,57215	25,30785	0,61	1,243356
0,63	75,95	52,99822	22,95178	0,66	1,153701
0,68	75,25	53,422	21,828	0,71	1,091473
0,74	73,6	53,84807	19,75193	0,76	1,031308
0,79	73,21	54,28789	18,92211	0,82	0,982706
0,84	72,85	54,7277	18,1223	0,87	0,939332
0,90	72,45	55,16294	17,28706	0,92	0,892741
0,95	71,62	55,60275	16,01725	0,98	0,852322
1,00	71,26	56,04715	15,21285	1,03	0,788021
1,06	69,73	56,503	13,227	1,09	0,718568
1,11	69,41	56,96114	12,44886	1,14	0,67417
1,17	68,83	57,42615	11,40385	1,20	0,580792
1,23	67,14	57,89345	9,246547	1,25	0,513298
1,28	67,54	58,35388	9,186116	1,31	0,50749
1,34	67,85	58,81203	9,037975	1,37	0,477856
1,39	67,1	59,27246	7,827544	1,42	0,409871
1,45	66,21	59,74663	6,463368	1,48	0,361227
1,51	66,35	60,21852	6,131483	1,54	0,323719
1,57	65,74	60,69269	5,047308	1,60	0,273618
1,62	65,53	61,17374	4,35626	1,65	0,21711
1,68	64,74	61,6525	3,087503	1,71	0,142049
1,74	63,85	62,13583	1,714165	1,77	0,080044

CAT	ANAB	MET	%
42,4	84,7	127,1	44,15%

Tabela 22. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 1.

INCLINAÇÃO					
-1,07044					
AÇÃO TÉRMICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	62,35	62,35	0	0,02	1,672124
0,03	154,22	62,31699	91,90301	0,05	3,23783
0,07	123,74	62,2721	61,4679	0,09	2,50581
0,12	115,31	62,2266	53,0834	0,14	2,202457
0,16	107,59	62,17843	45,41157	0,18	1,82781
0,20	97,21	62,13086	35,07914	0,23	1,463664
0,25	88,63	62,0812	26,5488	0,28	1,183628
0,30	83,09	62,02917	21,06083	0,33	0,999465
0,35	80,13	61,97475	18,15525	0,38	0,8905
0,40	77,96	61,92004	16,03996	0,43	0,798095
0,45	75,83	61,86325	13,96675	0,48	0,70697
0,51	74,42	61,80616	12,61384	0,53	0,657565
0,56	73,54	61,74937	11,79063	0,59	0,584668
0,62	71,94	61,69079	10,24921	0,64	0,503857
0,67	70,43	61,63578	8,79422	0,69	0,472072
0,72	70,44	61,5775	8,862499	0,75	0,434896
0,77	69,01	61,5213	7,488697	0,80	0,387733
0,83	68,11	61,46362	6,646382	0,86	0,378468
0,88	68,05	61,40385	6,646148	0,91	0,380145
0,94	67,95	61,34171	6,608293	0,97	0,357701
1,00	67,55	61,28105	6,268951	1,03	0,340718
1,05	67,47	61,22277	6,24723	1,08	0,315839
1,11	66,49	61,16449	5,325509	1,13	0,285855
1,16	66,02	61,10591	4,914086	1,19	0,277603
1,22	65,81	61,04496	4,765042	1,25	0,241499
1,28	64,7	60,98311	3,716889	1,31	0,203113
1,33	64,5	60,92305	3,576953	1,36	0,185534
1,39	63,9	60,86388	3,036124	1,42	0,171442
1,45	63,73	60,80292	2,927079	1,47	0,15572
1,50	63,14	60,74078	2,399224	1,53	0,158
1,56	63,67	60,67774	2,992261	1,59	0,148842
1,62	62,69	60,6153	2,074703	1,65	0,115971
1,68	62,37	60,55196	1,818038	1,71	0,131084
1,74	63,08	60,48774	2,592264	1,77	0,106582
1,80	61,41	60,4247	0,985301	1,83	0,05561
1,86	61,22	60,36018	0,859824	1,89	0,042824
1,92	60,86	60,29565	0,564348	1,95	0,009172
1,98	59,97	60,23143	-0,26143	2,01	-0,01527
2,04	59,93	60,16601	-0,23601	2,07	0,120382

CAT	ANAB	MET	%
24,7	49,4	74,1	33,37%

Tabela 23. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 1.

INCLINAÇÃO 0,182125					
ÁCIDO-BASE					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	59,37	59,37	0	0,02	1,147676
0,04	120,36	59,37648	60,98352	0,06	2,410027
0,08	115,25	59,38371	55,86629	0,10	2,184103
0,12	102,74	59,3915	43,3485	0,14	1,783856
0,16	92,96	59,39975	33,56025	0,19	1,477414
0,21	86,46	59,4084	27,0516	0,24	1,230903
0,26	81,33	59,4175	21,9125	0,29	1,043598
0,31	78,24	59,42671	18,81329	0,34	0,892582
0,36	75,55	59,43617	16,11383	0,39	0,770973
0,41	73,5	59,44533	14,05467	0,44	0,683289
0,47	71,85	59,45479	12,39521	0,49	0,662389
0,52	72,17	59,46415	12,70585	0,54	0,601571
0,57	68,98	59,47401	9,505987	0,60	0,50773
0,63	69,32	59,48388	9,836121	0,65	0,503052
0,68	69,13	59,49314	9,636863	0,70	0,511671
0,73	68,71	59,5027	9,207302	0,76	0,464321
0,78	67,19	59,51292	7,677083	0,81	0,447144
0,84	68,57	59,52273	9,047268	0,87	0,44001
0,89	66,9	59,53239	7,367605	0,92	0,39789
0,95	66,68	59,54226	7,13774	0,97	0,387192
1,00	66,53	59,55238	6,977622	1,03	0,382108
1,06	66,55	59,56224	6,987757	1,08	0,349437
1,11	65,52	59,57231	5,94769	1,14	0,277386
1,16	63,85	59,58192	4,268078	1,19	0,220931
1,22	63,16	59,59209	3,567909	1,25	0,201373
1,28	63,23	59,60246	3,627538	1,30	0,207145
1,33	63,19	59,61248	3,577521	1,36	0,199323
1,39	62,69	59,62341	3,066594	1,42	0,161454
1,45	62,17	59,63433	2,535666	1,48	0,141419
1,51	62,1	59,6444	2,455599	1,54	0,16715
1,56	62,81	59,65497	3,155025	1,60	0,152614
1,63	61,54	59,6661	1,873895	1,66	0,087651
1,69	60,83	59,67708	1,152917	1,71	0,060539
1,74	60,64	59,6872	0,952799	1,77	0,045563
1,80	60,3	59,69803	0,601973	1,83	0,012001
1,86	59,52	59,70855	-0,18855	1,89	-0,01701

CAT	ANAB	MET	%
21,2	42,4	63,6	25,78%

Tabela 24. Cálculo referente ao metabolismo da matéria orgânica contida no substrato acetato utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.

INCLINAÇÃO					
44,77593					
ACETATO					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	28,97	28,97	0	0,02	2,220232
0,03	161,02	30,52472	130,4953	0,05	4,862183
0,07	199,46	32,01725	167,4427	0,08	5,224304
0,10	194,52	33,44759	161,0724	0,12	5,139795
0,13	202,74	34,8655	167,8745	0,15	5,53243
0,16	210,29	36,24609	174,0439	0,18	6,068174
0,20	169,25	37,7635	131,4865	0,22	4,469108
0,24	99,85	39,80329	60,04671	0,27	2,658761
0,29	89,14	41,94258	47,19742	0,32	2,357473
0,34	84,54	44,24357	40,29643	0,37	1,98354
0,40	72,59	46,76843	25,82157	0,43	1,272351
0,46	60,66	49,61668	11,04332	0,50	0,428696
0,54	52,95	52,95	0	0,58	-0,37838

CAT	ANAB	DQOadic
41,83867	78,16133	120
34,87%	65,13%	100,00%

Tabela 25. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.

INCLINAÇÃO					
0					
AÇÃO MECÂNICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	83,66	83,66	0	0,02	1,042708
0,03	138,66	83,66	55	0,05	1,995926
0,08	122,28	83,66	38,62	0,10	1,368616
0,12	108,41	83,66	24,75	0,14	0,969475
0,16	103,37	83,66	19,71	0,18	0,768503
0,21	99,88	83,66	16,22	0,23	0,669663
0,25	97,86	83,66	14,2	0,27	0,539275
0,29	92,78	83,66	9,12	0,32	0,325606
0,34	88,17	83,66	4,51	0,37	0,112124
0,39	83,66	83,66	0	0,41	-0,09476

CAT	ANAB	MET	%
7,7	15,4	23,1	10,90%

Tabela 26. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.

INCLINAÇÃO					
0					
AÇÃO TÉRMICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	82,33	82,33	0	0,01	1,305781
0,03	165,9	82,33	83,57	0,05	2,669677
0,06	150,71	82,33	68,38	0,08	2,435869
0,10	140,58	82,33	58,25	0,12	2,139744
0,14	131,44	82,33	49,11	0,16	1,789191
0,18	122,37	82,33	40,04	0,20	1,363
0,22	109,97	82,33	27,64	0,24	1,058114
0,26	103,37	82,33	21,04	0,28	0,790931
0,31	95,39	82,33	13,06	0,33	0,450758
0,35	88,88	82,33	6,55	0,38	0,252181
0,40	86,62	82,33	4,29	0,42	0,103675
0,45	82,33	82,33	0	0,47	-0,044

CAT	ANAB	MET	%
14,3	28,6	42,9	25,34%

Tabela 27. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 2.

INCLINAÇÃO					
0					
ÁCIDO-BASE					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	82,94	82,94	0	0,02	0,586887
0,03	115,32	82,94	32,38	0,05	1,100944
0,07	102,71	82,94	19,77	0,10	0,611217
0,12	91,38	82,94	8,44	0,14	0,393722
0,16	93,15	82,94	10,21	0,18	0,361156
0,20	89,24	82,94	6,3	0,22	0,137375
0,25	82,94	82,94	0	0,27	0,121333

CAT	ANAB	MET	%
3,3	6,6	9,9	11,73%

Tabela 28. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 2.

INCLINAÇÃO 9,424829					
AÇÃO MECÂNICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	40,96	40,96	0	0,02	1,846224
0,03	138,66	41,27678	97,38322	0,05	3,794616
0,08	122,28	41,67472	80,60528	0,10	3,173383
0,12	108,41	42,08051	66,32949	0,14	2,773897
0,16	103,37	42,48892	60,88108	0,18	2,520863
0,21	99,88	42,90256	56,97744	0,23	2,455477
0,25	97,86	43,29526	54,56474	0,27	2,396034
0,29	92,78	43,73247	49,04753	0,32	2,222872
0,34	88,17	44,16706	44,00294	0,37	2,064215
0,39	83,66	44,63307	39,02693	0,41	1,850191
0,44	79,88	45,10431	34,77569	0,46	1,692502
0,49	79,65	45,57817	34,07183	0,51	1,66164
0,54	78,61	46,03108	32,57892	0,56	1,677625
0,59	77,68	46,51803	31,16197	0,62	1,629025
0,64	76,32	47,02331	29,29669	0,67	1,527277
0,70	75,51	47,53382	27,97618	0,72	1,443426
0,75	75,48	48,02862	27,45138	0,78	1,411736
0,80	73,73	48,51557	25,21443	0,83	1,341256
0,86	72,97	49,03917	23,93083	0,88	1,260631
0,91	72,16	49,54445	22,61555	0,94	1,221477
0,97	72,43	50,0602	22,3698	0,99	1,15157
1,02	71,27	50,56809	20,70191	1,05	1,101441
1,07	70,52	51,06813	19,45187	1,10	1,059457
1,13	69,27	51,6022	17,6678	1,16	0,977321
1,19	68,97	52,14413	16,82587	1,21	0,965756
1,24	69,93	52,67035	17,25965	1,27	0,939332
1,30	68,39	53,21228	15,17772	1,33	0,807375
1,36	66,2	53,76206	12,43794	1,39	0,711231
1,42	65,75	54,31446	11,43554	1,45	0,61239
1,48	63,91	54,88519	9,024814	1,51	0,53505
1,54	64,13	55,44282	8,687179	1,57	0,498056
1,60	63,49	56,02402	7,465981	1,63	0,426757
1,66	62,98	56,60522	6,374783	1,69	0,385925
1,72	63,3	57,18641	6,113585	1,75	0,339921
1,78	62,51	57,77023	4,739769	1,82	0,240326
1,85	61,2	58,36714	2,832864	1,88	0,152213
1,91	60,93	58,96666	1,96334	1,94	0,10546

CAT	ANAB	MET	%
51,0	101,9	152,9	72,17%

Tabela 29. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 2.

INCLINAÇÃO 2,074306					
AÇÃO TÉRMICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	59,85	59,85	0	0,01	1,656059
0,03	165,9	59,91223	105,9878	0,05	3,456228
0,06	150,71	59,97964	90,73036	0,08	3,294229
0,10	140,58	60,05801	80,52199	0,12	3,025912
0,14	131,44	60,13925	71,30075	0,16	2,678215
0,18	122,37	60,22338	62,14662	0,20	2,251746
0,22	109,97	60,30577	49,66423	0,24	2,013715
0,26	103,37	60,39047	42,97953	0,28	1,806462
0,31	95,39	60,48612	34,90388	0,33	1,452744
0,35	88,88	60,58292	28,29708	0,38	1,261839
0,40	86,62	60,67684	25,94316	0,42	1,147849
0,45	82,33	60,77595	21,55405	0,47	1,013244
0,50	80,54	60,87736	19,66264	0,52	0,885123
0,54	77,63	60,97992	16,65008	0,57	0,783495
0,59	76,85	61,0796	15,7704	0,62	0,801848
0,64	78,12	61,18044	16,93956	0,67	0,795199
0,69	76,24	61,283	14,957	0,72	0,702816
0,74	74,7	61,38729	13,31271	0,77	0,583911
0,79	71,34	61,48928	9,850722	0,82	0,518257
0,84	71,7	61,59645	10,10355	0,87	0,480643
0,89	69,96	61,70478	8,255225	0,92	0,46211
0,95	71,07	61,81368	9,256324	0,97	0,46232
1,00	69,87	61,92373	7,94627	1,03	0,439593
1,05	70,28	62,03666	8,243336	1,08	0,387385
1,11	68,32	62,14902	6,170978	1,14	0,313351
1,16	67,87	62,25965	5,610348	1,19	0,293538
1,21	67,71	62,36971	5,340295	1,24	0,281771
1,27	67,44	62,48206	4,957936	1,30	0,245679
1,32	66,71	62,59673	4,113273	1,35	0,196404
1,38	65,79	62,70678	3,08322	1,41	0,173814
1,43	65,92	62,82317	3,096828	1,46	0,155111
1,49	65,6	62,94014	2,659861	1,52	0,211395
1,54	68,44	63,04674	5,393264	1,57	0,221627
1,59	66,23	63,15794	3,072058	1,62	0,246585
1,65	69,32	63,26396	6,056038	1,67	0,22258
1,70	65,24	63,38208	1,857918	1,73	0,17966
1,76	68,52	63,49732	5,022679	1,78	0,24715
1,81	68,3	63,59873	4,701268	1,83	0,2416
1,86	68,02	63,70821	4,311791	1,89	0,169884
1,91	65,88	63,82114	2,058857	1,94	0,058387
1,97	64,01	63,92947	0,080532	2,00	0,044804
2,02	65,58	64,04759	1,532412	2,05	0,048852

CAT	ANAB	MET	%
35,9	71,8	107,7	63,56%

Tabela 30. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por reação ácido-base utilizado durante duas horas do teste respirométrico nº 2.

INCLINAÇÃO -1,37352					
ÁCIDO-BASE					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	66,07	66,07	0	0,02	0,893486
0,03	115,32	66,02422	49,29578	0,05	1,816302
0,07	102,71	65,97042	36,73958	0,10	1,347913
0,12	91,38	65,90823	25,47177	0,14	1,114042
0,16	93,15	65,85138	27,29862	0,18	1,110077
0,20	89,24	65,79224	23,44776	0,22	0,886539
0,25	82,94	65,7312	17,2088	0,27	0,887475
0,29	88,4	65,67244	22,72756	0,31	0,978591
0,34	84,45	65,60911	18,84089	0,36	0,879749
0,38	82,59	65,5431	17,0469	0,41	0,790884
0,43	81,06	65,47443	15,58557	0,46	0,674569
0,48	80,76	65,40995	15,35005	0,50	0,725818
0,52	83,72	65,35462	18,36538	0,54	0,756106
0,57	79,92	65,29167	14,62833	0,59	0,620574
0,61	77,68	65,22872	12,45128	0,64	0,619603
0,66	79,67	65,16576	14,50424	0,68	0,614954
0,70	78,89	65,10243	13,78757	0,72	0,697321
0,75	83,34	65,04634	18,29366	0,77	0,753232
0,79	78,22	64,98301	13,23699	0,82	0,542414
0,84	74,45	64,9151	9,534903	0,86	0,421861
0,89	73,29	64,85214	8,437856	0,91	0,357167
0,93	71,61	64,78614	6,823861	0,96	0,345319
0,98	73,2	64,72357	8,476433	1,00	0,326492
1,03	70,22	64,66214	5,55786	1,05	0,337623
1,07	73,13	64,59575	8,534246	1,10	0,518802
1,12	77,22	64,53051	12,68949	1,15	0,50223
1,17	72,03	64,46145	7,568546	1,20	0,373356
1,22	71,76	64,3943	7,365696	1,25	0,370455
1,27	72,2	64,3241	7,875899	1,29	0,358438
1,32	71,09	64,26077	6,829233	1,34	0,328476
1,37	70,32	64,19018	6,129817	1,39	0,289947
1,42	70,2	64,12151	6,078493	1,44	0,32108
1,46	71,54	64,0597	7,480301	1,49	0,359396
1,51	70,69	63,9914	6,698596	1,54	0,304347
1,57	68,94	63,92044	5,019561	1,59	0,252508
1,62	68,63	63,84871	4,78129	1,64	0,256928
1,67	68,97	63,77889	5,19111	1,69	0,261647
1,72	68,51	63,70716	4,802839	1,75	0,23058
1,77	67,57	63,63505	3,934948	1,80	0,201628
1,83	67,67	63,56218	4,107821	1,85	0,280176
1,87	71,05	63,49732	7,552682	1,90	0,317157
1,92	68,39	63,43017	4,959832	1,95	0,254576
1,97	68,02	63,35806	4,661942	2,00	0,172697
2,03	65,15	63,2848	1,865196	2,05	0,090725
2,08	64,85	63,21269	1,637306	2,11	0,098819
2,13	65,31	63,14249	2,167509	2,16	0,028599
CAT	ANAB	MET	%		
24,7	49,3	74,0	87,38%		

Tabela 31. Cálculo referente ao metabolismo da matéria orgânica contida no substrato acetato utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 3.

INCLINAÇÃO 32,64984					
ACETATO					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	48,46	48,46	0	0,02	2,117047
0,03	179,81	49,53019	130,2798	0,05	4,417738
0,06	193,33	50,58224	142,7478	0,08	4,538717
0,10	189,4	51,64336	137,7566	0,11	4,703758
0,13	193,68	52,69541	140,9846	0,15	4,948016
0,17	192,28	53,84722	138,4328	0,18	4,793443
0,20	176,07	55,00811	121,0619	0,22	3,644513
0,24	119,99	56,25968	63,73032	0,26	2,362584
0,28	108,79	57,58382	51,20618	0,30	2,07399
0,32	104,39	58,94423	45,44577	0,34	1,889113
0,37	94,95	60,38626	34,56374	0,39	1,364474
0,42	80	62,02782	17,97218	0,44	0,766155
0,47	72,98	63,77822	9,201782	0,50	0,280527
0,53	65,71	65,71	0	0,56	-0,20465

CAT	ANAB	DQOadic
37,69543	82,30457	120
31,41%	68,59%	100,00%

Tabela 32. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 3.

INCLINAÇÃO 0					
AÇÃO MECÂNICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	84,05	84,05	0	0,01	1,040187
0,03	142,79	84,05	58,74	0,05	2,287138
0,07	132,94	84,05	48,89	0,09	1,809583
0,11	121,16	84,05	37,11	0,13	1,273433
0,16	107,66	84,05	23,61	0,18	0,99365
0,20	107,2	84,05	23,15	0,22	1,059917
0,24	109,2	84,05	25,15	0,26	0,995844
0,29	102,62	84,05	18,57	0,31	0,789606
0,33	99,12	84,05	15,07	0,36	0,361052
0,38	84,05	84,05	0	0,40	0,011117

CAT	ANAB	MET	%
10,6	21,2	31,9	7,08%

Tabela 33. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização do teste respirométrico nº 3.

INCLINAÇÃO					
0					
AÇÃO TÉRMICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	99,81	99,81	0	0,01	1,044222
0,03	159,01	99,81	59,2	0,05	1,997635
0,07	137,14	99,81	37,33	0,09	1,653333
0,11	141,84	99,81	42,03	0,13	1,118717
0,15	111,3	99,81	11,49	0,17	0,333249
0,20	104,21	99,81	4,4	0,22	0,094722
0,24	99,81	99,81	0	0,26	-0,01438
CAT	ANAB	MET	%		
6,2	12,5	18,7	5,40%		

Tabela 34. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação mecânica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 3.

INCLINAÇÃO 10,6402					
AÇÃO MECÂNICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	58,48	58,48	0	0,01	1,487651
0,03	142,79	58,78147	84,00853	0,05	3,35144
0,07	132,94	59,23368	73,70632	0,09	2,844422
0,11	121,16	59,68589	61,47411	0,13	2,286075
0,16	107,66	60,12923	47,53077	0,18	2,000736
0,20	107,2	60,57848	46,62152	0,22	2,080067
0,24	109,2	61,03365	48,16635	0,26	2,033461
0,29	102,62	61,51246	41,10754	0,31	1,836102
0,33	99,12	62,00309	37,11691	0,36	1,405287
0,38	84,05	62,51145	21,53855	0,40	1,039789
0,43	84,51	63,02278	21,48722	0,45	0,86395
0,48	77,7	63,54001	14,15999	0,50	0,890375
0,52	87,94	64,05428	23,88572	0,55	1,053216
0,57	86,47	64,53605	21,93395	0,59	0,978511
0,62	85,16	65,03259	20,12741	0,64	0,938039
0,66	84,78	65,52618	19,25382	0,69	0,925156
0,71	84,32	66,04637	18,27363	0,74	0,857457
0,76	83,58	66,57542	17,00458	0,78	0,740817
0,81	81,36	67,08083	14,27917	0,83	0,645352
0,86	80,88	67,58328	13,29672	0,88	0,665798
0,90	82,57	68,07687	14,49313	0,93	0,599865
0,95	78,79	68,60297	10,18703	0,98	0,496658
1,00	79,3	69,11134	10,18866	1,02	0,467621
1,05	78,42	69,64039	8,77961	1,07	0,387893
1,10	77,34	70,16058	7,179423	1,12	0,29834
1,15	75,77	70,67485	5,095146	1,17	0,254721
1,20	76,55	71,19504	5,354958	1,22	0,269291
1,24	77,25	71,71227	5,537726	1,27	0,206031
1,29	75,02	72,24724	2,772761	1,32	0,120721
1,34	74,99	72,76743	2,222573	1,37	0,122818
1,39	76,15	73,27579	2,874208	1,41	0,094653
1,44	74,78	73,79302	0,986976	1,46	0,024514
1,49	74,31	74,31912	-0,00912	1,51	0,003395

CAT	ANAB	MET	%
32,3	64,5	96,8	21,51%

Tabela 35. Cálculo da matéria orgânica metabolizada contida no lodo lisado por ação térmica utilizado durante a realização de duas horas do teste respirométrico nº 3.

INCLINAÇÃO					
8,318749					
AÇÃO TÉRMICA					
Tempo(h)	TCOmax	TCOend	TCOexo	Tmed(h)	A. trapézio
0,00	74,08	74,08	0	0,01	1,493873
0,03	159,01	74,31801	84,69199	0,05	3,045499
0,07	137,14	74,66693	62,47307	0,09	2,693884
0,11	141,84	75,00662	66,83338	0,13	2,148246
0,15	111,3	75,36016	35,93984	0,17	1,351611
0,20	104,21	75,70216	28,50784	0,22	1,125038
0,24	99,81	76,05801	23,75199	0,26	0,997244
0,28	99,14	76,41849	22,72151	0,30	0,900776
0,32	95,36	76,77204	18,58796	0,35	0,754962
0,37	92,11	77,14407	14,96593	0,39	0,628953
0,41	90	77,52073	12,47927	0,44	0,581983
0,46	90,67	77,90662	12,76338	0,48	0,505385
0,51	87,78	78,2879	9,492099	0,53	0,440974
0,55	88,53	78,66224	9,867756	0,57	0,484206
0,60	89,33	79,04583	10,28417	0,62	0,440671
0,65	87,36	79,46177	7,898232	0,67	0,255229
0,69	82,86	79,85229	3,007713	0,72	0,116337
0,74	82,78	80,2405	2,539504	0,76	0,574906
0,78	104,46	80,55014	23,90986	0,80	0,611948
0,83	81,6	80,96376	0,636235	0,85	0,0049
0,88	80,94	81,3797	-0,4397	0,90	-0,02593
0,93	81,19	81,79333	-0,60333	0,95	0,210157
0,98	91,24	82,20696	9,033044	1,00	0,154788
1,03	80,78	82,62289	-1,84289	1,05	0,187692
1,06	93,57	82,92329	10,64671	1,09	0,195605
1,11	80,62	83,3323	-2,7123	1,14	-0,12269
1,16	80,9	83,74361	-2,84361	1,18	0,313308
1,20	100,5	84,06712	16,43288	1,23	0,401552
1,25	84,14	84,51079	-0,37079	1,28	-0,01681
1,30	84,58	84,899	-0,319	1,33	-0,04523
1,35	83,78	85,32186	-1,54186	1,37	0,17532
1,40	94,61	85,70776	8,902238	1,42	0,140833
1,45	83,23	86,11446	-2,88446	1,47	-0,15656
1,49	82,56	86,48649	-3,92649	1,52	-0,23919
1,54	79,01	86,87932	-7,86932	1,56	0,093006
1,57	99,48	87,16123	12,31877	1,60	0,114574

CAT	ANAB	MET	%
20,5	41,1	61,6	17,80%