

Adição de Preparado Enzimático Durante Choques de Gordura
em Lodos Ativados Tratando Efluente de Laticínio

Fernanda Ribeiro do Carmo Damasceno

Escola de Química/UFRJ –
Dissertação de Mestrado

Prof^a. Magali Christe Cammarota, D. Sc
Prof^a. Denise Maria Guimarães Freire, D. Sc.

Rio de Janeiro/2007

Adição de Preparado Enzimático Durante Choques de Gordura em Lodos Ativados Tratando Efluente de Laticínio

Fernanda Ribeiro do Carmo Damasceno

Dissertação submetida ao corpo docente da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre.

Aprovada por:

Prof^a. Magali Christe Cammarota, D.Sc.
orientadora

Prof^a. Denise Maria Guimarães Freire, D. Sc.
orientadora

Prof. Geraldo Lippel Sant'Anna Jr., Dr. Ing.

Prof^a. Lídia Yokoyama, D. Sc.

Prof^a. Selma Gomes Ferreira Leite, D. Sc.

Rio de Janeiro
Março/2007

Damasceno, Fernanda Ribeiro do Carmo

Adição de preparado enzimático durante choques de gordura em lodos ativados tratando efluente de laticínio/ Fernanda Ribeiro do Carmo Damasceno – Rio de Janeiro, 2007.

xiii, 106 p.

Dissertação (Mestrado em Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, Escola de Química, 2007.

Orientadoras: Magali Christe Cammarota e Denise Maria Guimarães Freire

Santo Anjo do Senhor, meu zeloso guardador!

Já que a ti me confiou a piedade divina,
sempre me rege, guarda, governa, ilumina.

Amém

DEDICATÓRIA

À minha princesinha Giovana e ao meu esposo Ricardo, que souberam entender minha ausência e me deram todo incentivo para que pudesse concluir este trabalho. E aos meus pais Nildo e Janice, pelo exemplo de humildade e perseverança. Amo muito vocês!

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor, meu Deus, pela força, saúde e oportunidade concebida.

Às minhas orientadoras Magali e Denise, pelo incentivo e atenção dispensadas durante o desenvolvimento deste trabalho, agradeço pela confiança e paciência.

Ao meu esposo, pela paciência e dedicação, pelo exemplo de força nas horas mais difíceis que passamos juntos, pela amizade e palavras animadoras.

À minha filha, pelos momentos de carinho inocente, pelo seu sorriso e sua saúde. Giovaninha, a mamãe te ama mais que tudo! Razão da minha vida!

À minha família, meus pais e minhas irmãs Juliana e Adriana, pela atenção e carinho dispensados mesmo que distante, e ao Matheus (“Teteu”), meu filhinho de coração, por ser esta criança doce e feliz.

Aos meus sogros, Hélio e Cidinha, pelo apoio e pelas orações, e aos meus cunhados Paula e Leonardo, por todo suporte, ajuda, amizade, carinho, e principalmente pelos conselhos.

À Suzana, pelo conhecimento transmitido, pela confiança em mim depositada, pelos momentos alegres, e por ter se tornado uma amiga muito especial.

Ao José Carlos, pelo auxílio nas análises laboratoriais e na parte computacional, pelo seu compromisso e presteza, o que fez ser um grande amigo.

À Alessandra, por ter sido paciente me passando todo conhecimento, principalmente no que se refere à produção enzimática.

Aos colegas do Laboratório de Tecnologia Ambiental da Escola de Química, Ana Cláudia, Ana Isabel, Angélica, Cristina, Dani Rosa, dona Ednéia, Ingrid, Juliana, Kally, Larissa, Marcelle, Nina, Rafaelle e Sandro, por deixarem alegre o ambiente de trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Tecnologia Enzimática do Instituto de Química, Carol, Elisa, Mateus, Luiz Fernando, Luciana, Rodrigo, por toda ajuda, em especial à Melissa, pelo auxílio na análise estatística.

À Priscila e a Yovanka, pela ajuda na obtenção das imagens microscópicas do lodo e à Prof.^a Maria Alice Zarur Coelho, pelo empréstimo do microscópio.

A todos os professores da Escola de Química, pela colaboração, em especial à Prof.^a Érika C. Ashton Nunes Chrisman e suas orientadas Priscila e Elisandra, que se tornaram grandes amigas.

Aos professores membros da banca, pelo aceite do convite.

E a todos os colegas e amigos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento desta pesquisa.

RESUMO

DAMASCENO, Fernanda Ribeiro do Carmo. Adição de preparado enzimático durante choques de gordura em lodos ativados tratando efluente de laticínio. Orientadoras: Magali Christe Cammarota e Denise Maria Guimarães Freire. Rio de Janeiro: EQ/UFRJ, 2007. Dissertação (Mestrado em Processos Químicos e Bioquímicos).

Águas residuárias geradas em laticínios são comumente tratadas em sistemas de lodos ativados, que podem apresentar inúmeros problemas operacionais devido aos elevados teores de gordura desses efluentes. A aplicação de “pools” enzimáticos, ricos em lipases, nesses sistemas de tratamento pode ser uma alternativa interessante para se evitar os problemas operacionais. No entanto, apesar do uso de enzimas em processos industriais vir crescendo, inclusive no tratamento de efluentes, esta ainda se constitui uma alternativa de custo elevado. A eficiência de um preparado enzimático bruto (PES), rico em lipase, produzido pelo fungo *Penicillium restrictum* por fermentação em meio sólido a partir de rejeitos agro-industriais, foi comprovada em lodos ativados operando sob regime contínuo com teores de até 800 mg O&G/L. Infelizmente, mesmo considerando o baixo custo do PES, sua adição contínua ao sistema de tratamento implica em elevados custos de produção “*in situ*” e/ou de armazenagem. Portanto, para viabilizar a aplicação de enzimas no tratamento de efluentes, uma alternativa seria sua adição somente em situações emergenciais, como no caso de aumentos bruscos do teor de gordura na alimentação dos biorreatores. Dois sistemas idênticos de lodos ativados operaram durante 310 dias recebendo efluente semi-sintético de laticínios (com baixo teor de gordura) e, temporariamente, altas concentrações de gordura (choques de 1200 mgO&G/L). A um dos biorreatores (Teste) foi adicionado o PES (0,1% m/v) no momento dos choques. Os resultados mostraram que, apesar do biorreator Teste apresentar pequeno acréscimo na remoção média de DQO_T (83% para o Controle e 90% para o Teste), o acúmulo de gordura nos flocos biológicos foi 3,24 vezes menor do que no biorreator Controle, apresentando também menores valores de turbidez no efluente tratado (123 FTU no Controle e 66 FTU no Teste) e menor tempo de recuperação, principalmente quando os intervalos entre os choques foram menores que trinta dias (quinzenais e semanais).

ABSTRACT

DAMASCENO, Fernanda Ribeiro do Carmo. Addition of enzymatic preparation during fat shocks in activated sludge systems treating dairy wastewater. Advisors: Magali Christie Cammarota and Denise Maria Guimarães Freire. Rio de Janeiro: EQ/UFRJ, 2007. M.Sc. Dissertation (Mestrado em Processos Químicos e Bioquímicos).

Wastewaters from dairies are generally treated on activated sludge systems that may present various operational problems due to high fat content of these effluents. Application of lipase-rich enzyme pools to these systems can be an interesting strategy to prevent operational problems. Although the use of enzymes in industrial processes is in the increase, including wastewaters treatment, this strategy represents a high cost alternative. The efficiency of a crude solid enzymatic preparation (SEP) obtained from *Penicillium restrictum* solid-state fermentation of agro-industrial wastes was tested on activated sludge systems. Operation was performed under continuous regimen with levels of up to 800 mg O&G/L. Although SEP involves a low cost, its continuous addition to the treatment system is expensive when “*in situ*” production and/or storage are concerned. Therefore, feasible application of these enzyme preparations in the fatty wastewaters treatment would only be justifiable as an emergency measure, as in the case of a sudden increase in fat content of the bioreactor feeding (fat overloads). The present study involved two identical systems of activated sludge operated during 310 days. Either system received semi-synthetic effluent from dairy industry with low fat content, occasionally fed with high fat concentrations (shocks with 1200 mgO&G/L). One of the bioreactors (Test) was fed with SEP (0.1% w/v) at the moment of the shocks. The results showed that, although the Test bioreactor has presented a slightly higher average CODT removal efficiency when compared to the Control bioreactor (83% for Control and 90% for the Test), the ratio of fat accumulation as biological flocks was 3.24 times lower than that of the Control bioreactor. Test bioreactor has also displayed lower turbidity levels within the effluent (123 and 66 FTU in the Control and Test, respectively) and a shorter recovery time especially when gaps between shocks were shorter than a month (biweekly and weekly shocks).

INDICE DE ABREVIATURAS

AL – Ácidos Livres

Cm – Carga mássica

COV – Carga Orgânica Volumétrica

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DQO_T – Demanda Química de Oxigênio Total

FMS – Fermentação em Meio Sólido

FS – Fermentação Submersa

IVL – Índice Volumétrico do Lodo

k – Constante de degradação

O&G – Óleos e Graxas

O.D. – Oxigênio Dissolvido

PES – Preparado Enzimático Sólido

PS – Peso Seco

r – razão de reciclo

SVSLM – Sólidos Voláteis em Suspensão no Licor Misto

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (reator anaeróbio de manto de lodo e fluxo ascendente)

INDICE

1.	INTRODUÇÃO e OBJETIVOS.....	1
1.1.	Introdução.....	1
1.2.	Objetivos.....	3
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1.	Efluente de Laticínios.....	5
2.1.1.	Legislação Ambiental.....	8
2.2.	Tratamento de Efluentes de Indústrias de Laticínios.....	9
2.2.1.	Lodos Ativados.....	11
2.2.1.1.	Lodos Ativados de Fluxo Contínuo.....	12
2.2.1.2.	Lodos Ativados de Fluxo Intermitente (Batelada).....	13
2.2.1.3.	Bioquímica do Sistema de Lodos Ativados.....	14
2.2.1.4.	Microbiologia.....	16
2.2.1.5.	Problemas Operacionais.....	18
2.2.1.6.	Parâmetros de operação recomendados.....	22
2.3.	Choques de carga orgânica.....	23
2.4.	Enzimas no Tratamento de Efluentes.....	24
2.5.	Lipases.....	26
2.6.	Fermentação em meio sólido.....	28
2.7.	Tratamento de efluentes com alto teor de O&G utilizando enzimas.....	31
3.	MATERIAL e MÉTODOS.....	34
3.1.	Equipamentos.....	34
3.2.	Fermentação em Meio Sólido.....	35
3.2.1.	Extração da enzima.....	36
3.3.	Tratamento Biológico.....	36
3.3.1.	Biorreatores Aeróbios.....	36
3.3.2.	Alimentação – Efluente semi-sintético.....	37
3.3.3.	Operação.....	38
3.3.4.	Choques de Carga com Gordura.....	39
3.4.	Parâmetros Monitorados.....	40
3.5.	Métodos analíticos.....	40
3.5.1.	Determinação da Atividade Lipásica.....	40
3.5.2.	Turbidez.....	41
3.5.3.	Demanda Química de Oxigênio Total.....	41
3.5.4.	Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV).....	42
3.5.5.	Óleos & Graxas.....	43
3.5.6.	Determinação do teor de ácidos livres.....	44
3.5.7.	Índice Volumétrico de Lodo.....	45
3.5.8.	Relação Alimento/Microrganismo (F/M).....	46
3.5.9.	Idade do lodo.....	46
3.5.10.	Observações microscópicas do lodo ativado.....	47
3.5.11.	Análise estatística dos dados.....	47
4.	RESULTADOS e DISCUSSÃO	48
4.1.	Generalidades.....	48
4.2.	pH.....	51
4.3.	Demanda Química de Oxigênio (DQO _T).....	52
4.3.1.	Regime sem adição de gordura e com 400 mgO&G/L (adaptação).....	52

4.3.2.	Choques mensais	55
4.3.3.	Choques quinzenais	58
4.3.4.	Choques semanais	62
4.3.4.1.	Choques semanais com duas horas de duração	62
4.3.4.2.	Choques semanais de oito horas de duração	65
4.3.4.3.	Choques semanais de dezesseis horas de duração	68
4.4.	Turbidez.....	73
4.5.	Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV) no Licor Misto.	74
4.6.	Relação Alimento/Microrganismo (F/M) e idade do lodo	77
4.7.	Óleos e Graxas (O&G) no Lodo dos Biorreatores	78
4.8.	Índice Volumétrico de Lodo (IVL)	80
4.9.	Choques de gordura.....	83
4.10.	Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores.....	86
4.10.1.	Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choque mensal	86
4.10.2.	Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques quinzenais.	87
4.10.3.	Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques semanais com duas horas de duração	89
4.10.4.	Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques semanais com oito horas de duração	90
4.10.5	Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques semanais com dezesseis horas de duração.....	91
5.	CONCLUSÕES e SUGESTÕES	93
5.1.	Conclusões.....	93
5.2.	Sugestões	95
6.	BIBLIOGRAFIA	96

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Esquema de um sistema de lodo ativado de fluxo contínuo.....	13
Figura 3.1: Desenho esquemático do sistema de tratamento.	37
Figura 4.1: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Controle durante os regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.	53
Figura 4.2: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Teste durante os regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.	53
Figura 4.3: Eficiência de remoção de DQO _T nos biorreatores nos regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.	54
Figura 4.4: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Controle após o primeiro choque (indicado pela seta em vermelho).....	56
Figura 4.5: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Teste após o primeiro choque (indicado pela seta em vermelho).	57
Figura 4.6: Eficiência de remoção de DQO _T nos biorreatores após o primeiro choque (indicado pela seta em vermelho).....	58
Figura 4.7: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques quinzenais (indicados pelas setas em vermelho).	60
Figura 4.8: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques quinzenais (indicados pelas setas em vermelho).	60
Figura 4.9: Eficiência de remoção de DQO _T nos biorreatores durante o período de choques quinzenais (indicados pelas setas em vermelho).	61
Figura 4.10: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques semanais (indicados pelas setas em vermelho).	63
Figura 4.11: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques semanais (indicados pelas setas em vermelho).	64
Figura 4.12: Eficiência de remoção de DQO _T nos biorreatores durante o período de choques semanais (indicados pelas setas em vermelho).	65
Figura 4.13: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques de 8 horas (indicados pelas setas em vermelho).	66
Figura 4.14: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques de 8 horas (indicados pelas setas em vermelho).	67
Figura 4.15: Eficiência de remoção de DQO _T nos biorreatores durante o período de choques de 8 horas (indicados pelas setas em vermelho).	67
Figura 4.16: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques de 16 horas (indicados pelas setas em vermelho).	69
Figura 4.17: DQO _T afluyente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques de 16 horas (indicados pelas setas em vermelho).	69

Figura 4.18: Eficiência de remoção de DQO_T nos biorreatores durante o período de choques de 16 horas (indicados pelas setas em vermelho).	70
Figura 4.19: Concentrações de O&G (%) e desvios-padrão no lodo dos biorreatores Controle e Teste.	79
Figura 4.20: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o choque mensal.	87
Figura 4.21: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques quinzenais.....	88
Figura 4.22: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques semanais com 2 horas de duração.....	89
Figura 4.23: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques semanais com 8 horas de duração.....	91
Figura 4.24: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques semanais com 16 horas de duração.....	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Características dos efluentes de laticínios de acordo com o produto produzido.	7
Tabela 2.2: Limites de descarte dos principais parâmetros de caracterização dos efluentes, segundo resolução 357 do Conama e as legislações estaduais de Minas Gerais e Rio de Janeiro.	9
Tabela 2.3: Constantes cinéticas de alguns ácidos graxos de cadeia longa e vários outros substratos.	20
Tabela 2.4: Alguns parâmetros recomendados para operação de lodos ativados no tratamento de esgoto doméstico.	23
Tabela 2.5: Exemplo de aplicações industriais das lípases.	28
Tabela 3.1: Lista de equipamentos utilizados ao longo do trabalho experimental.	34
Tabela 3.2: Composição da torta de babaçu (GOMBERT <i>et al.</i> , 1999).	35
Tabela 4.1: Valores médios e desvios-padrão dos parâmetros analisados.	49
Tabela 4.2: Valores médios de pH nos biorreatores Controle e Teste, nos períodos estudados.	51
Tabela 4.3: Valores médios de DQO _T afluente e efluente e de remoção de DQO _T dos biorreatores nos regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.	52
Tabela 4.4: Valores médios de DQO _T afluente e efluente dos biorreatores após o primeiro choque.	56
Tabela 4.5: Valores médios de DQO _T afluente e efluente dos biorreatores durante o período de choques quinzenais.	59
Tabela 4.6: Valores médios de DQO _T afluente e efluente dos biorreatores durante o período de choques semanais.	63
Tabela 4.7: Valores médios de DQO _T afluente e efluente dos biorreatores durante o período de choques de 8 horas.	66
Tabela 4.8: Valores médios de DQO _T afluente e efluente dos biorreatores durante o período de choques de 16 horas.	68
Tabela 4.9: Análise estatística da DQO _T afluente aos biorreatores Controle e Teste.	72
Tabela 4.10: Análise estatística da DQO _T efluente aos biorreatores Controle e Teste.	72
Tabela 4.11: Valores médios e desvios-padrão da turbidez no efluente dos biorreatores Controle e Teste, nos períodos estudados.	73
Tabela 4.12: Valores médios e desvios-padrão dos Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV) no Licor Misto (LM).	75
Tabela 4.13: Análise estatística da relação SSVLM/SSTLM ao longo da operação.	76
Tabela 4.14: Valores médios e desvios-padrão da relação F/M e idade do lodo nos diferentes períodos estudados.	77
Tabela 4.15: Resumo da análise estatística do teor de O&G acumulados no lodo dos biorreatores Controle e Teste após os choques de gordura.	79
Tabela 4.16: Valores médios e desvios-padrão do índice volumétrico de lodo.	81
Tabela 4.17: Resumo das condições dos meios de alimentação durante os choques de gordura no biorreator Controle.	83

Tabela 4.18: Resumo das condições dos meios de alimentação durante choques de gordura no biorreator	
Teste	84

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1. Introdução

Atualmente, a humanidade vive preocupada com a qualidade de vida, preocupação esta que traz atenção especial à conservação do meio ambiente. Dentro desta realidade torna-se inadmissível que qualquer atividade degrade, em qualquer aspecto, o ambiente.

Para tanto, o desenvolvimento econômico social de um país deve respeitar o meio ambiente, aproveitando-se adequadamente suas potencialidades, de forma a não exaurir seus recursos naturais (LEITE *et al.*, 2001).

Numa reportagem apresentada na revista VEJA (setembro/2002), o jornalista Daniel Hessel Teich afirmou que, em certas regiões do mundo, mais da metade dos rios se encontra poluída por dejetos humanos, efluentes industriais e agrotóxicos e, ainda, que nove de cada dez litros de água utilizados no Terceiro Mundo são devolvidos à natureza sem nenhum tipo de tratamento.

As indústrias de laticínios geram milhares de metros cúbicos de efluentes por dia, só em 2004 foram gerados cerca de 94 bilhões, sendo que mais de 90% deste montante não recebeu nenhum tipo de tratamento antes do seu descarte (EMBRAPA, 2006). Estes efluentes possuem alta concentração de matéria orgânica, a qual pode causar sérios problemas ambientais. Além disso, esses efluentes são muito mais concentrados do que o esgoto doméstico, sendo os maiores contribuintes para o seu elevado teor de matéria orgânica a lactose, gorduras e proteínas originadas do leite (PERLE *et al.*, 1995).

Quando aplicado, nos laticínios de médio e grande porte, um dos tratamentos comumente utilizados é o de Lodos Ativados, que têm como vantagens: a rápida partida das unidades, o menor tempo de adaptação do lodo ao efluente a ser tratado, os reduzidos requisitos de área, a elevada remoção de matéria orgânica, a não necessidade de pós-tratamento, a resistência a choques de carga e grande flexibilidade operacional (VON SPERLING, 1997).

No entanto, efluentes de laticínios apresentam altos teores de gorduras, o que prejudica o bom desempenho deste tipo de tratamento, já que as gorduras apresentam baixas taxas de biodegradação e acumulam no sistema de tratamento. As gorduras presentes no efluente criam uma película protetora nos aglomerados de bactérias, dificultando a transferência de oxigênio e facilitando o desenvolvimento de bactérias filamentosas (VIDAL *et al.*, 2000).

Nesses sistemas de tratamento, o aumento brusco no teor de gordura, ou seja, um choque de carga orgânica reflete-se diretamente no aumento da DBO e DQO e, conseqüentemente, ocasiona depleção da concentração de oxigênio dissolvido, indispensável para o metabolismo de microrganismos aeróbios (BARROS *et al.*, 1995). Além disso, o excesso de gordura pode prejudicar o funcionamento dos equipamentos de tratamento primário, entupindo suas vias de acesso e sobrecarregando o tratamento secundário, diminuindo sua eficiência, apresentando efluente tratado turvo, com partículas gordurosas e baixa sedimentabilidade do lodo (ACQUAENG, 2005).

Segundo Rosa (2004), a aplicação de enzimas em processos industriais vem crescendo, especialmente como adjuvantes no tratamento de efluentes, sendo as lipases uma das classes mais estudadas nesse sentido (JAEGER e REETZ, 1998; MASSE *et al.*, 2001; DHARMSTHITI e KUHASUNTISUK, 1998). As lipases compreendem um grupo de enzimas hidrolíticas que atuam geralmente na interface orgânica-aquosa, catalisando a hidrólise de ligações éster carboxílicas presentes em acilgliceróis, para liberar ácidos orgânicos e glicerol (JAEGER *et al.*, 1994). As principais fontes de lipase

são os microrganismos e a produção destas enzimas por fermentação em meio sólido vem recebendo destaque, pois neste caso se utilizam rejeitos industriais como meio de cultivo, o que reduz custos e favorece o meio ambiente (GOMBERT *et al.*, 1999; PALMA *et al.*, 2000).

No entanto, a aplicação de enzimas comerciais para hidrólise de gorduras ainda apresenta custos muito elevados. A eficiência de um preparado enzimático sólido rico em lipases (PES), produzido pelo fungo *Penicillium restrictum* por fermentação em meio sólido (FMS) a partir de rejeitos agro-industriais (torta de babaçu), foi comprovada em lodos ativados operando em bateladas seqüenciais de 24 horas (JUNG, 2002) e sob regime contínuo (ROSA, 2004) com até 800 mg O&G/L.

De acordo com Leal *et al.* (2006), o custo com a utilização de enzimas no tratamento de efluentes está relacionado à tecnologia de produção. Segundo a autora, há uma redução de pelo menos 47% no custo quando se usam as enzimas produzidas por FMS, quando comparado às enzimas comerciais para o mesmo fim. Infelizmente, mesmo considerando o baixo custo de produção, a adição contínua de PES aos biorreatores implica em elevados custos de produção “*in situ*” e de armazenagem. Portanto, para viabilizar a aplicação de enzimas no tratamento de efluentes, uma alternativa seria a adição do PES somente em situações emergenciais, como no caso de aumentos muito bruscos do teor de gordura na alimentação dos reatores biológicos.

1.2. Objetivos

O principal objetivo deste trabalho foi investigar a eficiência de um preparado enzimático sólido bruto (PES) durante choques de carga de gordura periódicos em um sistema de Lodos Ativados operando sob regime contínuo.

Para tal, as seguintes etapas foram executadas:

- Produção do preparado enzimático sólido por fermentação em meio sólido (FMS) pelo fungo *Penicillium restrictum* empregando torta de babaçu como meio basal;
- Operação de dois sistemas idênticos de lodos ativados com efluente semi-sintético (com 400 mg O&G/L), sem adição de PES (etapa de adaptação);
- Operação dos sistemas de lodos ativados com efluente semi-sintético e choques de gordura (alimentação de 1200 mg O&G/L por 2, 8 e 16 horas) em intervalos de 30, 15 e 7 dias, com (biorreator Teste) e sem (biorreator Controle) adição de PES;
- Avaliação e comparação das eficiências dos dois sistemas em termos de remoção de DQO, acúmulo de gordura nos flocos biológicos, qualidade do efluente tratado e características de sedimentabilidade do lodo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Efluente de Laticínios

A indústria de laticínios é de grande importância econômica e social sendo, no entanto, considerada pelos órgãos de controle ambiental como de grande potencial poluidor. Isto por que a maioria dos laticínios brasileiros trabalha de forma artesanal e sem tratamento adequado dos resíduos ou reúso dos mesmos. No Brasil, são gerados, em média, 4 litros de efluente por litro de leite processado (SEBRAE, 1998). No ano de 2004, foram produzidos 23,5 bilhões de litros de leite (EMBRAPA, 2006), sendo grande parte deste montante processado em laticínios, gerando um volume considerável de efluentes que, em geral, são descartados sem qualquer tratamento nos corpos hídricos.

A geração de efluentes por laticínios é usualmente realizada de forma intermitente, sendo que o fluxo e as características da água residuária variam, dependendo do volume e do método de beneficiamento do leite (VIDAL *et al.*, 2000).

Além destes fatores, a produção de diferentes produtos, do simples processamento do leite “*in natura*” até a fabricação de produtos mais elaborados (manteiga, iogurtes, sorvetes, queijos, creme de leite, leite condensado, entre outros) alteram as características do efluente (DEMIREL *et al.*, 2004). Geralmente, estes efluentes apresentam valores elevados de DBO e de óleos e graxas (CARTA *et al.*, 1999).

No processamento do leite para consumo “*in natura*”, as operações geradoras de efluente são: lavagem e desinfecção de equipamentos (tanques, centrífugas, pasteurizadores, homogeneizadores, tubulações e latões, entre outros), quebra de embalagens contendo leite, perda nos equipamentos diretamente envolvidos na produção e lubrificação dos transportadores. Na obtenção de creme de leite, as águas residuárias são constituídas principalmente por leite, materiais sólidos (substâncias graxas), detergentes, desinfetantes e lubrificantes. Na fabricação de leite condensado e leite em pó, efluentes de características semelhantes são gerados, mas com maior carga orgânica. Na fabricação de iogurte são realizadas, ainda, adições de polpas de frutas, essências, açúcar e leite em pó, entre outros, que aumentam ainda mais a heterogeneidade do efluente (MATOS, 2005).

Segundo Leal (2000), o soro, o leiteiro e o leite ácido são subprodutos gerados em laticínios que, se não reaproveitados na fabricação de outros produtos lácteos ou em ração animal, devem ser separados dos demais efluentes por possuírem elevada carga orgânica e grande valor nutritivo. Tal procedimento, em geral, não ocorre em pequenos laticínios.

Podem ainda estar presentes nos efluentes de laticínios: coágulos, detergentes e desinfetantes, areia, lubrificantes, essências e condimentos diversos diluídos nas águas de lavagem de equipamentos, tubulações, pisos e demais instalações da indústria.

Na Tabela 2.1 são citadas algumas características dos efluentes de laticínios, de acordo com alguns produtos produzidos.

Tabela 2.1: Características dos efluentes de laticínios de acordo com o produto produzido.

<i>Parâmetros</i>	<i>Tipos de indústria</i>						
	(1)	(2)		(3)	(4)	(5)	(6)
DBO ₅ (mg/L)	1033	487	1319	3420	290	875	761
DQO (mg/L)	1397	873	1740	4430	2010	1365	1370
Resíduo não filtrável total (mg/L)	520	329	494	420	915	776	471
Resíduo total (mg/L)	-	-	993	3300	-	1870	1406
Resíduo sedimentável (ml/L)	-	-	14	1	1,5	0,1	1,7
Nitrogênio total (mg/L)	-	26,5	43,2	86,2	56,7	25,5	11,3
Fósforo total (mg/L)	5,75	4,5	5,9	14,2	18,8	6,8	8,8
Óleos e graxas (mg/L)	562	-	253	575	-	100	-
Temperatura (°C)	-	-	29	31	29	38	28
Vazão (m ³ /t leite processado)	1,06	1,47	0,83	4,1	5,5	3,2	5,4
Leite processado (t)	18,5	29,4	48,4	226,2	59,7	80,0	63,4
Tipos de indústrias:							
(1) Posto de recepção e refrigeração de leite							
(2) Leite pasteurizado e manteiga							
(3) Leite pasteurizado e iogurte							
(4) Leite esterilizado e iogurte							
(5) Leite condensado							
(6) Leite em pó							
DBO ₅ = Demanda Bioquímica de Oxigênio medida em 5 dias							
DQO = Demanda Química de Oxigênio							

Fonte: CETESB (1990)

Substâncias usadas para limpeza de equipamentos e utensílios também fazem parte dos efluentes de laticínios. Os compostos mais utilizados são álcalis, fosfatos, ácidos, complexantes e tensoativos. Entre os principais agentes alcalinos utilizados,

destaca-se o hidróxido de sódio ou soda cáustica, que apresenta um pH próximo a 13 quando em solução a 1% (m/v). Já entre os agentes ácidos inorgânicos estão os ácidos nítrico, fosfórico e clorídrico. Dentre os sanitizantes químicos mais utilizados em laticínios estão os compostos à base de cloro, iodo, amônia quaternária, ácido peracético e peróxido de hidrogênio, entre outros (MATOS, 2005).

2.1.1. Legislação Ambiental

O controle da geração, tratamento e disposição de efluentes tem, nos últimos anos, se tornado um fator limitante à instalação de novas indústrias de laticínios. Isto por que as indústrias devem apresentar licenciamento ambiental e se adequar às normas impostas pela legislação vigente, o que implica na elevação dos custos iniciais (SEBRAE/MG, 1997).

A classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como o estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes foram estabelecidos pela resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 357, de 17 de março de 2005. Esta resolução determina os padrões de qualidade para treze classes de água e alguns limites admissíveis de descarte de efluentes líquidos. A Tabela 2.2 mostra os limites de descarte dos principais parâmetros de caracterização dos efluentes, segundo a resolução 357 e as legislações estaduais de Minas Gerais e do Rio de Janeiro.

Tabela 2.2: Limites de descarte dos principais parâmetros de caracterização dos efluentes, segundo resolução 357 do Conama e as legislações estaduais de Minas Gerais e Rio de Janeiro.

Parâmetro	Limite e/ou condição		
	Minas Gerais ^(A)	Rio de Janeiro ^(B)	Conama ^(C)
pH	6,5 - 8,5	5,0 - 9,0	
Temperatura	Inferior a 40° C		
Materiais sedimentáveis	Até 1 ml/L em teste de uma hora em cone Imhoff		
Óleos e graxas	50 mg/L	30 mg/L	50 mg/L
DBO ₅	60 mg/L	- para cargas ≥ 100 kg/d, remoção maior ou igual a 90% - para cargas < 100 kg/d, remoção maior ou igual a 70%	-----
DQO	90 mg/L	400 mg/L	-----
Sólidos em Suspensão	- conc. máxima diária: 100 mg/L - conc. média mensal: 60 mg/L	-----	-----
Detergentes	2 mg/L		-----

Fontes: (A) COPAM (1986), (B) FEEMA (1986 e 1991) e (C) CONAMA (2005).

2.2. Tratamento de Efluentes de Indústrias de Laticínios

O tratamento de efluentes pode ser realizado por via físico-química ou biológica. A escolha do processo leva em conta o tipo de efluente a tratar, sua biodegradabilidade, a presença de toxinas, a produção de lodos, entre outros (MOTTA *et al.*, 2003).

Os tratamentos físico-químicos consistem na adição de produtos químicos, como coagulantes (sulfato de alumínio e cloreto férrico), no efluente, permitindo assim a remoção parcial da matéria orgânica devido à precipitação de proteínas e gorduras (RUSTEN *et al.*, 1993). No entanto, o gasto com reagentes é elevado e a remoção de DQO é pouco eficiente.

Devido a seu menor custo de funcionamento e simplicidade operacional, os processos biológicos são, em geral, escolhidos para o tratamento de efluentes urbanos e de muitos tipos de efluentes industriais, como os de laticínios, por exemplo (MOTTA *et al.*, 2003).

A digestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio, no qual bactérias facultativas ou estritamente anaeróbias degradam compostos orgânicos complexos, convertendo-os em gases metano e dióxido de carbono. Os microrganismos envolvidos no processo constituem um sistema ecológico delicadamente balanceado, no qual cada microrganismo tem uma função essencial (CHERNICHARO, 1997).

A conversão anaeróbia dos compostos orgânicos se dá num processo de quatro estágios. No primeiro - a hidrólise, bactérias hidrolíticas degradam substâncias orgânicas complexas, como polímeros, transformando-as em compostos mais simples. No segundo estágio - a acidogênese, um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas (bactérias acidogênicas), transformam os compostos mais simples em outros ainda mais simples, denominados ácidos voláteis. Embora não ocorra a estabilização da matéria orgânica durante o primeiro e segundo estágios, estes são necessários e fornecem substratos para os microrganismos ali atuantes. No terceiro estágio - a acetogênese, as bactérias acetogênicas transformam a matéria orgânica simples em ácido acético (acetato), hidrogênio (H₂) e dióxido de carbono (CO₂). No quarto estágio - a metanogênese, a matéria orgânica sofre maior estabilização através da transformação de quase todos os ácidos voláteis em gás carbônico e metano (biogás), os quais passam a estar presentes

dissolvidos no meio líquido. Este processo é realizado por *archaeas* formadoras de metano (*archaeas* metanogênicas) (SPEECE, 1996).

Para Perle *et al.* (1995), este tipo de tratamento pode apresentar problemas quando o efluente a ser tratado possui elevado teor de gordura, como o desenvolvimento de lodos com baixa atividade, inadequadas características físicas e elevada tendência de flotação. Ocorre ainda a adsorção de gordura à superfície do lodo, dificultando o transporte de substratos solúveis para a biomassa e levando à queda de conversão deste material (PETRUY e LETTINGA, 1997).

Já a presença de oxigênio dissolvido é a principal característica no desenvolvimento de um processo aeróbio de tratamento de águas residuárias. Nos processos biológicos aeróbios a matéria orgânica solúvel e/ou coloidal é estabilizada, de maneira simplificada, pela ação conjunta de microrganismos predominantemente aeróbios (VON SPERLING, 1997).

2.2.1. Lodos Ativados

Dentre os processos biológicos, um dos mais amplamente utilizados é o tratamento por lodos ativados. Em Minas Gerais, estado com grande concentração de laticínios, este sistema de tratamento é o que tem demonstrado melhores resultados para a minimização do impacto ambiental causado pelos efluentes deste tipo de atividade (SEBRAE/MG, 1998).

O processo de lodos ativados consiste em colocar o efluente a ser tratado em contato com uma elevada concentração de microrganismos, que vão digerir a matéria

orgânica com o auxílio do oxigênio fornecido ao tanque de aeração. Em seguida, a biomassa microbiana é separada da água tratada por decantação no clarificador. Uma parte desta biomassa retorna ao tanque de aeração e uma outra é retirada, a fim de manter a concentração de microrganismos constante no tanque de aeração (VON SPERLING, 1997).

2.2.1.1. Lodos Ativados de Fluxo Contínuo

Um sistema básico de lodos ativados de fluxo contínuo é constituído de um tanque de aeração (reator), um tanque de sedimentação (decantador) e um sistema de reciclo do lodo, conforme apresentado na Figura 2.1.

O efluente a ser tratado entra continuamente no tanque de aeração, no qual ocorre a mistura entre este e o lodo ativado, que passa então a formar o licor misto. A matéria orgânica é removida por meio de reações bioquímicas realizadas por bactérias, predominantemente aeróbias, na forma de flocos que se mantêm em suspensão através de agitação por ar difuso e/ou mecânica. A biomassa consegue ser separada no decantador secundário devido à sua propriedade de flocular. Tal se deve ao fato das bactérias produzirem uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias e de outros microrganismos, como protozoários. Parte do material sedimentado volta ao tanque de aeração através de uma linha de reciclo do lodo, a fim de aumentar ou manter a concentração de biomassa, elevando assim a eficiência do sistema, enquanto a outra parte (excedente) deve ser retirada e conduzida a unidades de adensamento, secagem e disposição final (VON SPERLING, 1997).

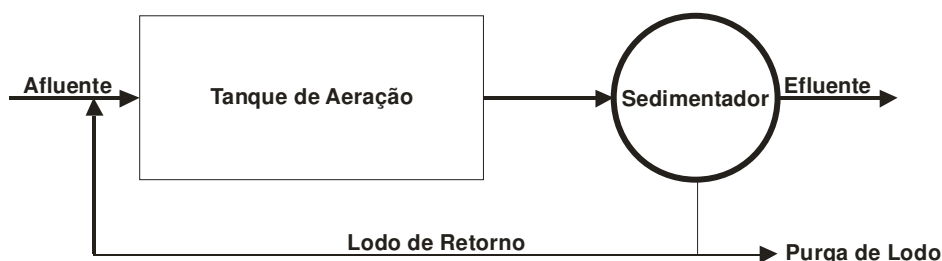


Figura 2.1: Esquema de um sistema de lodo ativado de fluxo contínuo.

2.2.1.2. Lodos Ativados de Fluxo Intermitente (Batelada)

Este sistema de lodos ativados é aquele que não apresenta entrada e saída de efluente, durante sua reação. Os reatores do tipo batelada têm seu fluxo intermitente, ou seja, após seu enchimento, fecham-se os registros de entrada e de saída; sendo assim, não há fluxo dentro do reator, por um determinado período. Utilizando um tanque único, os processos e operação passam a ser simplesmente seqüências no tempo, e não unidades separadas como ocorre nos processos convencionais de fluxo contínuo. São estabelecidos ciclos de operação com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando a necessidade de decantadores (VON SPERLING, 1997).

Na operação com bateladas seqüenciais, conforme apresentado na Figura 2.2., distinguem-se as seguintes etapas:

- (1) Enchimento do reator com o efluente a ser tratado, sendo que já existe uma camada de lodo. Nesta fase os aeradores podem estar ligados ou desligados.
- (2) Reação: remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão, com o reator cheio e os aeradores ligados.
- (3) Sedimentação do lodo, com os aeradores desligados.
- (4) Descarga do efluente tratado e eventualmente de lodo de excesso.
- (5) Repouso (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

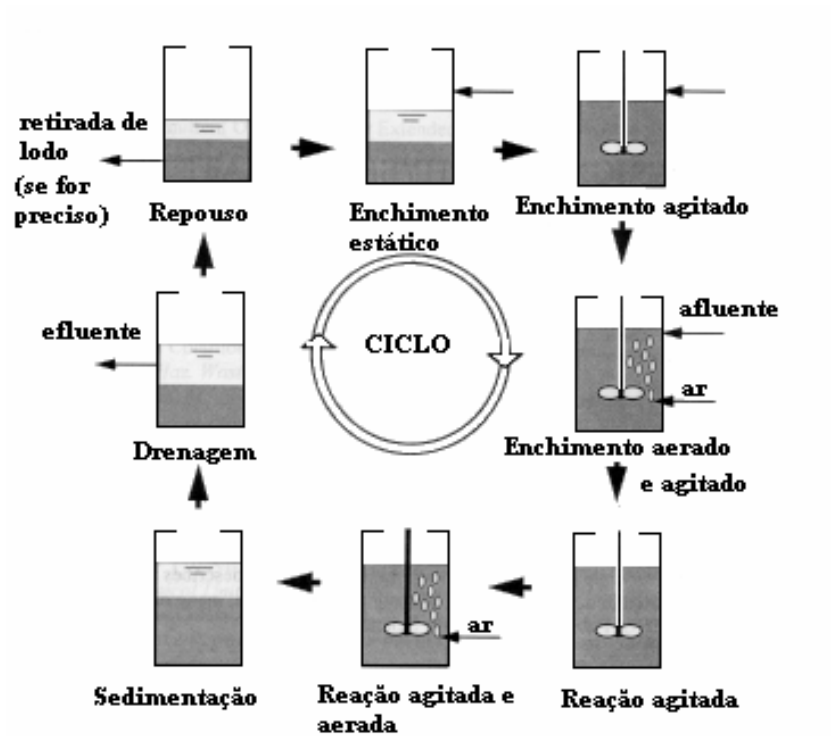


Figura 2.2: Etapas envolvidas no processo de lodo ativado em batelada.

A duração de cada uma destas etapas depende da natureza do efluente e das condições operacionais do reator. Este tipo de sistema tem a vantagem de não possuir curtos-circuitos e de diminuir muito a possibilidade de zonas mortas (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

2.2.1.3. Bioquímica do Sistema de Lodos Ativados

As reações que ocorrem nos sistemas de lodos ativados, segundo Sobrinho (1998), são:

1) Remoção inicial de sólidos em suspensão e material coloidal por aglomeração física, floculação e por adsorção aos flocos biológicos. A fração orgânica é decomposta pelo processo biológico aeróbio, produzindo CO_2 , H_2O e novos microrganismos;

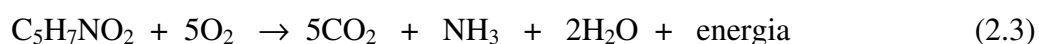
2) Remoção mais lenta de matéria orgânica solúvel pelos microrganismos;

3) Nitrificação, quando há condições adequadas no sistema, que se inicia com a oxidação de amônia a nitrito e posterior oxidação a nitrato; e

4) Oxidação das células biológicas aos produtos finais (CO_2 , H_2O , sais de nitrogênio e fósforo). Um resíduo não biodegradável permanecerá mesmo após longo período de aeração (material recalcitrante).

O tratamento biológico aeróbio envolve a transformação de poluentes orgânicos dissolvidos e em suspensão em biomassa, gases (CO_2) e produtos residuais do metabolismo (substâncias orgânicas e inorgânicas). Este processo metabólico consiste em reações de síntese e respiração, que ocorrem de forma independente, porém simultâneas. A síntese é a reação pela qual os microrganismos utilizam a matéria orgânica contida no rejeito como fonte de carbono para produção de material celular. A respiração está acoplada à liberação de energia através da conversão do substrato assimilado em compostos contendo níveis de energia mais baixos, como CO_2 , H_2O e as várias formas oxidadas do nitrogênio. A energia é utilizada para a manutenção das funções, para a produção de metabólitos e biomassa. As variáveis do processo, como o tempo de reação, a temperatura e a carga orgânica, irão determinar a natureza precisa dos compostos formados (OVIEDO, 2003; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; VON SPERLING, 1997 e 2004).

Na decomposição aeróbia de matéria orgânica biodegradável, a oxidação é completa. Sendo assim, a molécula orgânica é totalmente oxidada, cedendo toda sua energia disponível e formando como produto final o CO₂, desprovido de energia útil (reação 2.1). Parte da energia liberada na oxidação da matéria orgânica é utilizada na geração de novas células (reação 2.2). Na ausência da fonte externa doadora de energia, os microrganismos entram em respiração endógena, sobrevivendo às custas de suas reservas internas e, em seguida, quando estas se esgotam, sofrem autólise (reação 2.3), liberando material intracelular no meio, o qual será utilizado para a manutenção de outras células ainda íntegras.



2.2.1.4. Microbiologia

Os componentes biológicos do sistema de lodos ativados são principalmente bactérias, fungos, protozoários e rotíferos, sendo que alguns metazoários (vermes nematóides) podem estar presentes. As bactérias são os microrganismos de maior importância, uma vez que são elas as maiores responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos, através da conversão da matéria orgânica biodegradável em novo material celular, CO₂ e água, e outros produtos inertes (SOBRINHO, 1998). Já os fungos são normalmente encontrados em lodos com pH baixo (ácido), na presença de carboidratos e falta de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (FIGUEIREDO, 1995).

Segundo Jenkins *et al.* (1993), os flocos microbianos são formados por bactérias filamentosas, responsáveis pela estrutura do floco e por bactérias zoogleais produtoras de exopolímeros que servem para unir estas bactérias. Um bom equilíbrio entre estas espécies de bactérias produz flocos com boas características de sedimentação e adensamento. Este processo de agregação microbiana é de fundamental importância para a separação sólido-líquido, já que uma floculação deficiente compromete a sedimentação do lodo e a remoção da matéria orgânica e, conseqüentemente, a eficiência do tratamento (SOBECK e HIGGINS, 2002).

Os protozoários e os micrometazoários também têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de *E. coli*, na redução da DBO₅ e na floculação. Por serem extremamente sensíveis às alterações no processo, os componentes da microfauna alternam-se no sistema em resposta às mudanças nas condições físico-químicas e ambientais. Desse modo, a composição da microfauna do lodo ativado revela tendências do processo, quanto à eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e de sólidos suspensos (SS); as condições de sedimentação do lodo; o nível de aeração empregado no sistema; a presença de compostos tóxicos, tais como metais pesados e amônia; além de poder indicar a ocorrência de sobrecargas orgânicas e de nitrificação (GERARDI, 1986; HOFFMANN e PLATZER, 2000).

Os protozoários também predam bactérias livres, evitando que elas saiam com o efluente tratado, melhorando a qualidade do efluente. Os ciliados são numericamente mais comuns nos lodos ativados, eles representam normalmente 5% do peso seco dos sólidos em suspensão no tanque de aeração. Algumas espécies comuns de protozoários ciliados encontrados em estações de tratamento por lodos ativados podem ser: *Aspidisca costata*, *Carchesium polypinum*, *Chilodonella ucinata*, *Opercularia coarcta* e *O. Microdiscum* (SOBRINHO, 1998).

2.2.1.5. Problemas Operacionais

O processo de lodos ativados pode apresentar alguns problemas operacionais causados, principalmente, pela natureza do efluente a ser tratado. Estes problemas são caracterizados pela queda da quantidade e qualidade do lodo, e conseqüente perda de eficiência na remoção da matéria orgânica, gerando um efluente tratado de má qualidade.

Os principais problemas que ocorrem em sistemas de lodos ativados, segundo Motta *et al.* (2003), são:

- Lodo pulverizado ou “*pin-point flocc*”: é formado por uma diminuição na concentração de bactérias filamentosas, causando a ruptura dos flocos e a formação de pequenos agregados, que podem não decantar, saindo com o efluente final, aumentando o teor de matéria orgânica e a sua turbidez.
- Formação de espuma ou “*foaming*”: como o próprio nome diz, é caracterizado pela formação de uma camada de espuma na superfície do tanque de aeração. Esta espuma é formada devido ao excesso de bactérias filamentosas, que ao contrário do caso de “*bulking*”, possui caráter hidrofóbico. Se não for combatida, a espuma transborda, causando perda da biomassa microbiana.
- Intumescimento do lodo ou “*bulking filamentoso*”: este fenômeno é caracterizado por uma forte redução da velocidade de decantação, causada por um desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas, que está geralmente ligado a uma carência de substrato e oxigênio. Estas bactérias ultrapassam largamente os limites dos flocos, aumentando a resistência à decantação e ligando uns flocos aos outros.

Estes problemas podem ainda ser agravados pela presença de elevadas concentrações de gordura no efluente a ser tratado, baixo pH, alta relação carbono/nitrogênio e aeração insuficiente (SEBRAE/MG, 1998).

Efluentes com elevados teores de óleos e graxas ocasionam vários problemas aos sistemas de tratamento biológico, uma vez que as gorduras apresentam baixas taxas de biodegradação e acumulam no sistema de tratamento, fazendo com que os flocos de lodo sejam arrastados para fora do sistema de tratamento (“*wash out*”), além de favorecer a proliferação de bactérias filamentosas, devido à baixa disponibilidade de oxigênio, tornando freqüentes os problemas com sedimentação do lodo (VIDAL *et al.*, 2000).

Segundo Chipasa e Medrzycka (2006), os lipídeos são degradados mais lentamente pelos microrganismos presentes nos Lodos Ativados do que vários substratos considerados como tendo baixa taxa de biodegradação como, por exemplo, os açúcares e os aminoácidos. Na Tabela 2.3 são comparados os coeficientes cinéticos de degradação de alguns ácidos graxos de cadeia longa, presentes nos efluentes de laticínios estudados por Peil e Gaund (1971), com alguns substratos estudados por Novak e Klaus (1973) em condições experimentais semelhantes. Como resultado, pode-se afirmar que os ácidos graxos de cadeia longa apresentam coeficientes de degradação 10 a 100 vezes menores que os dos outros substratos avaliados.

Tabela 2.3: Constantes cinéticas de alguns ácidos graxos de cadeia longa e vários outros substratos.

Ácidos graxos	Constante s cinéticas (k, h⁻¹)	Açúcares e outros substratos	Constante s cinéticas (k, h⁻¹)	Açúcares e outros substratos	Constantes cinéticas (k, h⁻¹)
Mirístico	0,0341	Glicose	0,49	Fenilalanina	0,33
Palmítico	0,0071	Lactose	0,53	Cisteína	0,16
Estearico	0,0052	Sacarose	0,55	Ácido acético	0,36
Miristoleico	0,0420	Sorbitol	0,60	Ácido propiônico	0,38
Palmitoleico	0,0453	Alanina	0,33	Esgoto doméstico	0,49
Oleico	0,0440	Ácido glutâmico	0,78		
Linoleico	0,0341	Serina	0,43		
Linolênico	0,030	Histidina	0,50		

Fonte: CHIPASA e MEDRZYCKA (2006)

De acordo com Mongkoltharuk e Dharmstithi (2002), a transferência de oxigênio para a biomassa torna-se limitada pela formação de um filme lipídico na interface de aeração do sistema ar/água e pela adsorção de material graxo nos flocos de lodo.

A degradação biológica dos lipídeos é limitada e mais lenta do que outros substratos, devido às propriedades físico-químicas das gorduras, como sua insolubilidade em água e sua solidificação ou semi-solidificação à temperatura ambiente. Além disso, a utilização de substratos insolúveis pelas células é controlada pela transferência de substrato da fase insolúvel para a célula, especialmente quando a atividade microbiana é alta (LEFEBVRE *et al.*, 1998). Segundo Petruy e Lettinga (1997), os lipídeos possuem pouca biodegradabilidade devido à sua baixa biodisponibilidade. O depósito de elevadas concentrações de gordura na biomassa causa a queda de eficiência de sistemas de tratamento biológico de efluentes contendo elevados teores de óleos e graxas. Segundo Masse *et al.* (2003), os lipídeos representam o componente limitante do tratamento no que diz respeito à remoção de sólidos em suspensão. Além disso, Hrudey (1980) sugere que a hidrólise dos lipídeos a ácidos graxos é uma etapa limitante na biodegradação dos lipídeos. Estudos realizados com efluentes de indústria de laticínios mostram que eram comum ocorrer problemas como a formação de “*bulking*”, espuma, crescimento de microrganismos filamentosos, má sedimentação, baixas concentrações de oxigênio dissolvido nos tanques de lodo ativado e altos níveis de sólidos em suspensão no efluente tratado, indicando a má qualidade do efluente após tratamento (DANALEWICH *et al.*, 1998).

Os métodos físicos de separação da gordura comumente utilizados nas indústrias de laticínios são: caixas de gordura, separadores óleo/água e sistemas de flotação. No entanto, estes sistemas não removem a gordura emulsionada do efluente, conferindo problemas ao sistema de tratamento (MASSE *et al.*, 2001). Além disso, se, por ventura, ocorrer um aumento muito brusco no teor de gordura do efluente, estes equipamentos não conseguem reter boa parte da gordura excedente, ficando os mesmos subdimensionados, o que ocasiona uma série de danos indesejáveis. Segundo Jordão e Pessoa (1995), alguns destes danos seriam a obstrução dos coletores; o acúmulo de gordura nas unidades de tratamento, provocando odores desagradáveis e perturbações no funcionamento dos dispositivos de tratamento; e a criação de uma película gordurosa nos flocos microbianos, entre outros.

2.2.1.6. Parâmetros de operação recomendados

Para obtenção de uma maior eficiência do sistema de tratamento por lodos ativados alguns parâmetros operacionais devem se encontrar dentro de uma estreita faixa de valores, podendo-se destacar:

- Carga Orgânica Volumétrica (COV): representa a quantidade (massa) de matéria orgânica, aplicada durante determinado período de tempo, por unidade de volume de reator.
- Relação F/M: mede a razão entre o alimento presente no afluente e os microrganismos presentes no tanque de aeração.
- Sólidos Suspensos Voláteis no Tanque de Aeração (SSVTA): estes sólidos são tipicamente biológicos, representando a biomassa (microrganismos) produzida no próprio biorreator, às expensas do substrato disponível.
- Tempo de Retenção Hidráulica (TRH): representa o tempo médio que um elemento de volume permanece no interior do reator.
- Tempo de Residência Celular (TRC) ou Idade do Lodo: representa o tempo médio que uma partícula em suspensão permanece sob aeração (VON SPERLING, 1997; JORDÃO E PESSÔA, 1999; RAMALHO, 1983).

Os valores médios recomendados para a operação de sistemas de lodos ativados estão resumidamente apresentados na Tabela 2.4. Nesta tabela encontram-se valores recomendados para sistemas ditos convencionais, que tratam COV de 0,6 –1,6 kg

DBO/m³.d, e sistemas de aeração prolongada. Estes últimos são uma variante do processo convencional, pois operam com TRH bastante elevados e tratam COV bem menores.

Tabela 2.4: Alguns parâmetros recomendados para operação de lodos ativados no tratamento de esgoto doméstico.

Parâmetros Operacionais – Lodos Ativados		
Parâmetro	Convencional	Aeração Prolongada
COV (kgDBO/m ³ .d)	0,6-1,6	0,1-0,5
F/M (kgDBO/kgSVS. d)	0,3-0,8	0,08-0,15
SSVTA (mg/L)	1500-3500	2500-4000
TRH (h)	6-8	16-24
TRC (d)	4-10	18-30

Fonte: VON SPERLING (1997).

2.3. Choques de carga orgânica

Choques de carga orgânica podem causar desestabilização dos sistemas de tratamento biológico, principalmente nos biorreatores em que a biomassa fica dispersa, como os sistemas de lodo ativado. O quadro tende a se agravar quando a carga orgânica

dos choques é rica em lipídeos (gordura), já que estas são mais dificilmente degradadas (OMIL *et al.*, 2003).

Pernelle *et al.* (2001) estudaram a influência de choques de carga transitórios em sistema de lodos ativados de fluxo contínuo tratando efluente sintético composto por (g/L): DQO: 260, DBO: 155, NKT: 26, N-NH₄⁺: 7, P-PO₄³⁻:1,2, carboidrato: 42, gordura: 0,77 e proteína: 1,73. Como resultado, obteve-se um aumento na população de bactérias filamentosas *Nostocoida limicola*, *Haliscomenobacter hydrossis*, *Thiothrix* e do tipo 021N, sendo *H. hydrossis* a espécie que mais se proliferou. Os autores atribuem este aumento aos choques de carga e, conseqüentemente, à rápida diminuição do teor de oxigênio dissolvido no tanque de aeração.

Masse e Massé (2004) verificaram que, durante choques de carga orgânica e hidráulica em reatores anaeróbios de batelada seqüencial (ASBR) tratando efluentes de abatedouro, foram detectados efluentes com baixa qualidade e perda de biomassa. Os reatores demoravam de duas a três semanas para voltar ao “*steady-state*” (regime estacionário). Os valores médios de ácidos voláteis, sólidos suspensos e DQO durante toda a operação foram de 58, 249 e 200 mg/L, respectivamente. Após os choques de carga, foram obtidos valores máximos de 1642, 5626 e 10723 mg/L para os mesmos parâmetros. O aumento da formação de ácidos voláteis, da concentração de sólidos suspensos e da demanda química de oxigênio confirma a instabilidade do sistema durante os choques de carga.

2.4. Enzimas no Tratamento de Efluentes

A utilização de enzimas no tratamento de efluentes tem sido uma alternativa ao tratamento convencional e tem despertado o interesse de vários grupos de pesquisa,

como o de tecnologia ambiental (EQ/IQ-UFRJ) (ROSA, 2004). Estes biocatalisadores atuam seletivamente sobre compostos específicos e podem aumentar a biodegradabilidade de substâncias recalcitrantes ou tóxicas. Sua utilização oferece algumas vantagens, como:

- facilidade no controle do processo;
- facilidade no manuseio e estoque;
- não requerimento de aclimatação;
- especificidade;
- aplicação em processos com baixa ou alta concentração de poluentes;
- ausência de efeitos por choque de carga e;
- ausência de lodo, uma vez que não há formação de biomassa (KARAM e NICELL, 1997).

De acordo com Aitken (1993), são várias as aplicações das enzimas no tratamento de diversos tipos de resíduos, podendo-se citar: a remoção de compostos específicos de misturas complexas antes do tratamento biológico, o polimento de águas residuárias tratadas ou de águas subterrâneas para enquadramento nos limites de toxicidade, a remoção de compostos específicos em misturas diluídas para as quais os tratamentos biológicos não podem ser aplicados, o tratamento de resíduos gerados ocasionalmente ou em locais isolados, e o tratamento “*in-plant*” de águas residuárias com alta concentração de poluentes e baixo volume, no próprio ponto de geração.

No entanto, a utilização de enzimas para o tratamento de efluentes deve seguir alguns critérios, antes de sua aplicação, como por exemplo: os produtos gerados pela reação devem ser menos tóxicos e mais biodegradáveis, sendo assim mais facilmente removidos por tratamentos subsequentes, a enzima deve ser capaz de catalisar seletivamente a degradação do composto alvo no efluente real, deve ser ativa e estável nas condições de tratamento, os reatores devem ser simples e as enzimas obtidas devem ter o menor custo possível (AITKEN *et. al.*, 1994).

No processo de tratamento de efluentes, a utilização de enzimas não pode elevar os custos do processo, portanto, o uso de enzimas comerciais é economicamente inviável, devido ao seu alto custo. Desta forma, é crescente a busca de alternativas técnicas que tornem viáveis a produção de enzimas, como por exemplo, a produção destas através do processo de fermentação em meio sólido utilizando como meio de cultivo rejeitos agroindustriais (CASTILHO *et al.*, 2000; FREIRE e CASTILHO, 2000). A utilização de preparações enzimáticas obtidas por fermentação em meio sólido (FMS) no pré-tratamento de efluentes com alto teor de gordura tem sido estudada pelo grupo de tecnologia ambiental e biotecnologia microbiana (EQ/IQ – UFRJ) (CAMMAROTA *et al.*, 2001; LEAL *et al.*, 2002; JUNG *et al.*, 2002; ROSA, 2004; VALLADÃO, 2005; CAMMAROTA e FREIRE, 2006; LEAL *et al.*, 2006; ROSA *et al.*, 2006).

2.5. Lipases

As lipases (glicerol éster hidrolases (EC 3.1.1.3)) compreendem um grupo de enzimas hidrolíticas que atuam geralmente na interface orgânica-aquosa, como catalisadoras em reações de hidrólise de ligações éster carboxílicas presentes em acilgliceróis, liberando ácidos orgânicos e glicerol (JAEGER *et al.*, 1994). São enzimas de grande importância biotecnológica e disponíveis em grandes quantidades, sendo encontradas em abundância nos tecidos e fluidos de origem animal e vegetal, notadamente em microrganismos (MONDOLO, 2002).

Os substratos mais comuns das lipases são os triacilgliceróis de cadeia longa, sendo que a hidrólise destes triacilgliceróis resulta na formação de diacilgliceróis, monoacilgliceróis, ácidos graxos e glicerol, como ilustrado na Figura 2.3.

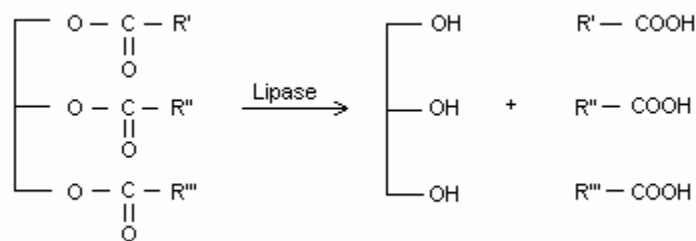


Figura 2.3: Hidrólise de triacilgliceróis pela ação de lipases.

Quando produzidas por fermentação microbiana, as lipases são, em sua maioria, extracelulares, o que facilita os processos de extração e purificação das mesmas, além de permitir fácil controle das condições de cultivo, que pode ser realizado em escala industrial com baixos custos, grande versatilidade e maior simplicidade na manipulação ambiental e genética de sua capacidade produtiva (FREIRE e CASTILHO, 2000). Dentre os microrganismos produtores de lipases destaca-se o fungo filamentosso *Penicillium restrictum*, isolado por Freire (1996), a partir de rejeitos industriais provenientes do beneficiamento do babaçu.

A maioria das lipases requer a ativação interfacial (sítio ativo) para que possa ocorrer o total rendimento da atividade catalítica (BALCÃO *et al.*, 1996). Em grande parte, na ausência de interface óleo/água, o sítio ativo é coberto por uma “tampa”, que apresenta estrutura helicoidal, deixando-o inacessível ao substrato. Na presença de substâncias hidrofóbicas, a tampa se abre, tornando os resíduos catalíticos acessíveis ao substrato e expondo a superfície hidrofóbica da enzima, que interage com a fase lipídica da interface (JAEGER *et al.*, 1999).

Enzimas são utilizadas nas indústrias de detergentes e alimentícias (reações de hidrólise), na indústria farmacêutica, de química fina, de cosméticos, de óleos e gorduras, de couro, de polpa e papel, em aplicações biomédicas, como biossensores e no tratamento de efluentes industriais (SAXENA *et al.*, 2003).

Na Tabela 2.5 são apresentados alguns exemplos de aplicações industriais das lipases.

Tabela 2.5: Exemplo de aplicações industriais das lipases.

Indústria	Propriedade Catalítica Utilizada	Produto
Laticínios	Hidrólise da gordura do leite	Agentes aromatizantes
Panificação	Melhoramento do sabor/qualidade e prolongamento do tempo de prateleira	Produtos de panificação
Fermentação	Melhoramento do aroma e aceleração da fermentação	Bebidas alcoólicas (saquê, vinho)
Molhos	Melhoramento da qualidade pela hidrólise dos lipídios	Maionese, cremes
Processamento de carnes e peixes	Desenvolvimento de aromas e remoção do excesso de gordura	Produtos de carne e peixe
Processamento de óleos	Transesterificações de óleos naturais	Óleos e gorduras
Química Fina	Síntese de ésteres, resolução de misturas racêmicas	Ésteres
Detergentes	Digestão de manchas de óleos e lipídios	Detergentes de uso doméstico
Farmacêutica	Digestão de óleos e gorduras de alimentos	Digestivos
Médica	Análise de triglicérides no sangue	Diagnósticos
Cosméticos	Remoção de lipídeos	Cosméticos em geral
Curtumes	Remoção de gorduras de peles de animais	Artigos de couro
Meio ambiente	Decomposição e remoção de substâncias oleosas	Tratamento de efluentes

Fonte: KAMIMURA (2000).

2.6. Fermentação em meio sólido

Existem dois tipos de processos fermentativos: a fermentação submersa (FS) e a fermentação em meio sólido (FMS). A quantidade de água livre no meio de cultura é

um dos parâmetros que difere estes dois processos. Na FS, a quantidade de sólidos não ultrapassa 5%, enquanto na FMS o conteúdo de sólidos varia de 20 a 70% do peso total. Portanto, a FMS é definida como o crescimento de microrganismos sobre materiais sólidos, na ausência de água livre (MITCHELL *et al.*, 2002).

A FMS possui como características: o meio de cultivo sem fase líquida com baixa espessura, disponibilidade de água suficiente para o crescimento e metabolismo dos microrganismos, a presença de substratos insolúveis em água, a absorção de nutrientes do meio sólido pelos microrganismos, altas concentrações de inóculo, obtenção de oxigênio predominantemente na fase gasosa, agitação facultativa, crescimento fúngico com penetração das hifas no substrato sólido, células de bactérias e leveduras crescem por adesão ao substrato sólido, e a geração de produtos mais concentrados (MITCHELL *et al.*, 2002; RIVERA-MUÑOZ *et al.*, 1991).

Diversos parâmetros do processo de FES afetam o crescimento microbiano, tais como a água disponível, o pH, a temperatura, a aeração e a concentração de substrato e produtos. Entretanto, a umidade é um fator crucial para viabilizar o processo. O aumento ou diminuição do conteúdo de água no meio sólido pode afetar o crescimento do microrganismo e a produção dos metabólitos. Se a quantidade de água é insuficiente e não permite uma boa difusão de solutos e gases, o metabolismo celular diminui ou pode até parar devido à falta de substratos ou ao acúmulo de metabólitos inibitórios dentro ou próximo à célula. Se a quantidade de água intra ou extracelular não permitir a manutenção das propriedades funcionais de algumas enzimas, sua inativação pode causar um desequilíbrio metabólico nas células. Além disso, a baixa transferência de água pode levar à desnaturação da estrutura mecânica da membrana plasmática, alterando todas as suas propriedades de permeabilidade e transporte através da membrana, afetando a célula como um todo (GERVAIS e MOLIN, 2003).

O teor mínimo de água que o substrato deve conter para que ocorra a fermentação é de 12%, visto que a maioria dos microrganismos não apresenta atividade

biológica em valores menores (CANNEL e MOO-YOUNG, 1980). Dentre os diversos tipos de microrganismos capazes de crescer nestas condições, destacam-se os fungos filamentosos sendo, por isso, os mais utilizados (LEAL, 2000).

A FMS apresenta como vantagens (RIVERA-MUÑOZ *et al.*, 1991):

- Possibilidade de utilização de meios de cultivo simples e econômicos, como resíduos agro-industriais;
- Menor volume de meio reacional;
- Condições semelhantes ao habitat natural dos fungos;
- Inoculação direta com esporos, não sendo necessária uma série de pré-cultivos;
- Reduzida probabilidade de contaminação devido aos baixos teores de umidade;
- Rendimentos normalmente superiores;
- Maior facilidade de recuperação do produto em função de sua maior concentração e menor quantidade de água;
- Produção de enzimas extracelulares mais concentradas; e
- Emprego de equipamentos pequenos e de baixa complexidade.

Apesar de inúmeras vantagens, a FMS também apresenta algumas desvantagens, dentre as quais pode-se destacar:

- Sistema heterogêneo;
- Elevado custo com energia quando há necessidade de agitação do substrato;
- Necessidade de um pré-tratamento do substrato;
- Monitoramento e controle de parâmetros dificultados;
- Intensa mão de obra e;
- Necessidade de grande quantidade de esporos (FREIRE e CASTILHO, 2000).

Vários estudos estão sendo conduzidos para utilização de enzimas produzidas por FMS no tratamento de efluentes. Tais estudos têm como objetivo principal a redução de custos, uma vez que a FMS pode utilizar substratos oriundos de rejeitos industriais, tais como a torta de babaçu (GOMBERT *et al.*, 1999), o resíduo da prensagem de amendoim (BEUCHAT, 1982), e torta de gergelim (KAMINI *et al.*, 1998), entre outros. Neste contexto, um estudo apontou que a produção de lipase por *Penicillium restrictum* por FMS em torta de babaçu reduz em 78% os custos de investimentos em comparação com a FS (CASTILHO *et al.*, 2000).

2.7. Tratamento de efluentes com alto teor de O&G utilizando enzimas

Efluentes de indústrias alimentícias são ricos em moléculas orgânicas biodegradáveis e normalmente contêm alto nível de gorduras e proteínas que possuem baixo coeficiente de biodegradação (CAMMAROTA e FREIRE, 2006).

Altos teores de lipídeos nos efluentes causam grande impacto ambiental por que estes criam filmes na superfície da água, impedindo a transferência de oxigênio do ar atmosférico para a água, causando a morte de muitos organismos aquáticos. Uma cultura mista, contendo uma cepa de *Pseudomonas aeruginosa* produtora de lipase, foi aplicada no tratamento de efluente proveniente da cozinha de um hospital público. Este consórcio microbiano apresentou maiores valores de remoção de óleos e graxas, num curto intervalo de tempo (94% de remoção em 15 dias) quando comparado ao tratamento realizado somente pelos microrganismos presentes no resíduo. (MONGKOLTHANARUK e DHARMSTHITI, 2002).

Jeganathan *et al.* (2006) utilizaram lipase de *Candida rugosa* para pré-tratamento enzimático de água residuária com alto teor de gordura proveniente de uma fábrica de ração animal. Estes autores conseguiram, utilizando uma etapa de pré-

tratamento com enzimas imobilizadas (atividade lipásica de 890 U/mg, a 35° C durante 3 dias) uma remoção de 65 e 69% de DQO e O&G respectivamente, contra 49 e 45% para o biorreator utilizado como controle.

Leal *et. al.* (2006) estudaram efluentes de laticínios contendo elevados teores de O&G (200, 600 e 1000 mg/L) tratados em dois biorreatores anaeróbios do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), sendo um deles alimentado com efluente pré-tratado por um *pool* de enzimas hidrolíticas produzidas pelo fungo *P. restrictum* em fermentação em meio sólido e o outro com o efluente bruto. A hidrólise enzimática ocorreu com 0,1% de PES (21,8 U/g de atividade lipásica) durante 14 horas a 35° C. As remoções médias de DQO foram de 90% para o biorreator que recebeu o efluente pré-hidrolisado, enquanto que para o biorreator que recebeu o efluente bruto a eficiência decaiu de 91% para 82%, chegando-se à conclusão de que os biorreatores do tipo UASB conseguem operar, sem muitos problemas operacionais, até 600 mgO&G/L.

Jung *et al.* (2002) também utilizaram *pool* enzimático no pré-tratamento de efluentes de laticínios antes do tratamento biológico em batelada com lodo ativado, sendo que a hidrólise enzimática ocorria com 0,2% de PES (11 U/g de atividade lipásica) a 30°C durante 8 horas sob agitação constante de 120 rpm. Observou-se que, com o aumento do teor de gordura de 600 para 800 mgO&G/L, a eficiência de remoção de DQO caiu e o índice volumétrico do lodo atingiu altos valores no biorreator sem pré-tratamento, resultando num efluente tratado de má qualidade. Por outro lado, no reator alimentado com efluente hidrolisado a eficiência de remoção de DQO permaneceu alta, mesmo com o aumento do teor de gordura para 800 mg/L (81,7% contra 5,5% de remoção média de DQO no biorreator Controle), gerando efluentes tratados com boa qualidade.

Rosa (2004) avaliou a pré-hidrólise enzimática de efluentes de laticínios antes do tratamento biológico com lodo ativado em regime contínuo, usando um preparado enzimático sólido (PES) obtido através de fermentação em estado sólido com

Penicillium restrictum. A etapa de hidrólise da gordura foi realizada a 30°C por 24 h com 0,1% (m/v) de PES com atividade lipásica de 29 U/g. Como resultados, a autora afirma que ambos biorreatores apresentaram resultados semelhantes de remoção de demanda química de oxigênio (80 a 90%), porém a taxa de acúmulo de gordura nos flocos do biorreator Controle foi 1,7 vezes maior que no Hidrolisado, mostrando a eficiência do pré-tratamento enzimático em efluentes com elevados teores de óleos e graxas. Medidas de parâmetros cinéticos revelaram que no reator alimentado com efluente hidrolisado, a degradação da matéria orgânica foi facilitada em função do menor acúmulo de gordura na superfície e interior dos flocos, favorecendo o transporte e absorção de substratos e oxigênio. No trabalho de Rosa (2004) a adição de PES na etapa de hidrólise foi contínua, implicando num consumo de cerca de 4 g/d para alimentar o biorreator de 3,4L, com tempo de retenção hidráulica de 20 h. Considerando um laticínio de porte médio, com produção de 10.000L/d de efluente, seriam necessários 10 kg PES/dia. Mesmo considerando o baixo custo de produção da fermentação em meio sólido (aproximadamente US\$ 0.065/grama de torta fermentada), a adição contínua de 0,1% de PES implicaria num custo (cerca de R\$ 1430,00/d) e na necessidade de produção e armazenagem de elevada quantidade de PES.

Neste trabalho, o mesmo sistema de lodos ativados foi empregado para se avaliar a possibilidade de adição de PES somente em casos emergenciais, isto é, mediante choques de carga de gordura, simulados pela adição periódica de um resíduo da indústria de laticínios altamente concentrado em gordura. Diferentes durações dos choques e intervalos entre os mesmos foram avaliados a fim de reduzir o custo de aplicação do “*pool*” enzimático, sem prejudicar a eficiência do tratamento biológico.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Equipamentos

Os equipamentos utilizados estão listados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Lista de equipamentos utilizados ao longo do trabalho experimental.

Equipamento	Fabricante	Modelo
Agitador rotatório (“shaker”)	New Brunswick	-----
Balança Analítica	Gehaka	AG 200
Bloco Digestor para DQO	Hach	COD Reactor
Bomba de vácuo	Primar	141
Câmara de fermentação	Nova Ética	-----
Câmara de fluxo laminar	Quimis	115-003
Centrífuga	Fanen	204-Sr
Espectrofotômetro	Hach	DR/2000
Estufa	Ética	400-2
Freezer	Electrolux	Freezer/Cooler H400
Incubadora	Nova Ética	430 RDB
Mixer	Black & Decker	-----
Mufla	Fornos Lavoisier	400c
Oxímetro	Digimed	DM-4
Placas de Agitação	Quimis	Q-261-12
Potenciômetro	Actron	DI-14
Rotoevaporador	Fisatom	802
Titulador Automático	Mettler	DL 21

3.2. Fermentação em Meio Sólido

O microrganismo utilizado para a fermentação em meio sólido foi o fungo filamentoso *Penicillium restrictum*, isolado a partir do rejeito industrial da extração de óleo da amêndoa de babaçu, selecionado como um bom produtor de lipase (FREIRE, 1996).

A obtenção do inóculo foi realizada através do crescimento do fungo em placas a 30°C por 7 dias num meio constituído por (em % m/v): amido solúvel 2,0, fosfato de potássio monobásico 0,05, carbonato de cálcio 0,5, sulfato de magnésio 0,025, peptona 1,0, pH 5,5, óleo de oliva 1,0 e ágar 2,5. Os esporos foram retirados e suspensos com tampão fosfato (0,1mol/L, pH 7,0) estéril, para posterior contagem em câmara de Neubauer.

Como meio de cultivo basal foram utilizados rejeitos provenientes da extração do óleo de babaçu (torta de babaçu), cedidos pela TOBASA BIOINDUSTRIAL S.A. O material foi triturado e tamisado em peneiras da série Tyler 35 a 65 (diâmetro médio de 0,315mm), sendo sua composição descrita na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Composição da torta de babaçu (GOMBERT *et al.*, 1999).

Composição	Concentração (% m/m)
Umidade	6,6
Proteínas	22,8
Carboidratos	61,8
Lipídeos	4,5
Cinzas	4,3

As fermentações foram realizadas em reatores cilíndricos (becher) de 600 mL contendo 10g da torta de babaçu, suplementada com melão (0,25% m/m) e esterilizada em autoclave a 121°C durante 15 minutos. Após a inoculação com a suspensão de esporos (10^7 esporos/g de torta) as fermentações foram conduzidas a 70% de umidade, na temperatura de 35°C permanecendo estáticas por 20 horas (LEAL *et al.*, 2005). Ao final da FMS, uma alíquota de torta fermentada foi utilizada para determinação da atividade lipásica. O restante da torta fermentada (PES) que era embalado em pequenos sacos plásticos e estocado em freezer (-20°C) até o momento de sua utilização.

3.2.1. Extração da enzima

A extração da enzima produzida foi realizada pela adição de 45mL de tampão fosfato (0,1mol/L, pH 7,0) à torta fermentada, em agitador rotatório a 35°C e 200 rpm, durante 30 minutos. Posteriormente, a fração líquida foi separada por prensagem manual e centrifugada a 3000 rpm por 5 minutos. O sobrenadante gerado (preparado enzimático líquido) foi utilizado para dosagem da atividade lipásica (FREIRE, 1997).

3.3. Tratamento Biológico

3.3.1. Biorreatores Aeróbios

Dois sistemas de tratamento idênticos (lodos ativados) foram operados simultaneamente sob regime contínuo, com tempo de retenção hidráulica médio de 24 horas.

Os biorreatores possuíam um tanque de aeração com volume útil de 3,4L, um sedimentador com 0,3L e linha de reciclo de lodo sedimentado (Figura 3.1). Eram agitados por um sistema interconectado, de forma a não haver oscilações na velocidade

de rotação (200 rpm). A aeração era feita por ar difuso (0,12 v.v.m.), conseguida pela instalação de mangueiras fixadas à parede interna dos biorreatores e conectadas a difusores porosos localizados no fundo dos mesmos. O fluxo de ar era obtido através de um compressor de ar, controlado por manômetros e medido por rotâmetros. A operação foi conduzida à temperatura ambiente ($27\pm 1^\circ\text{C}$).

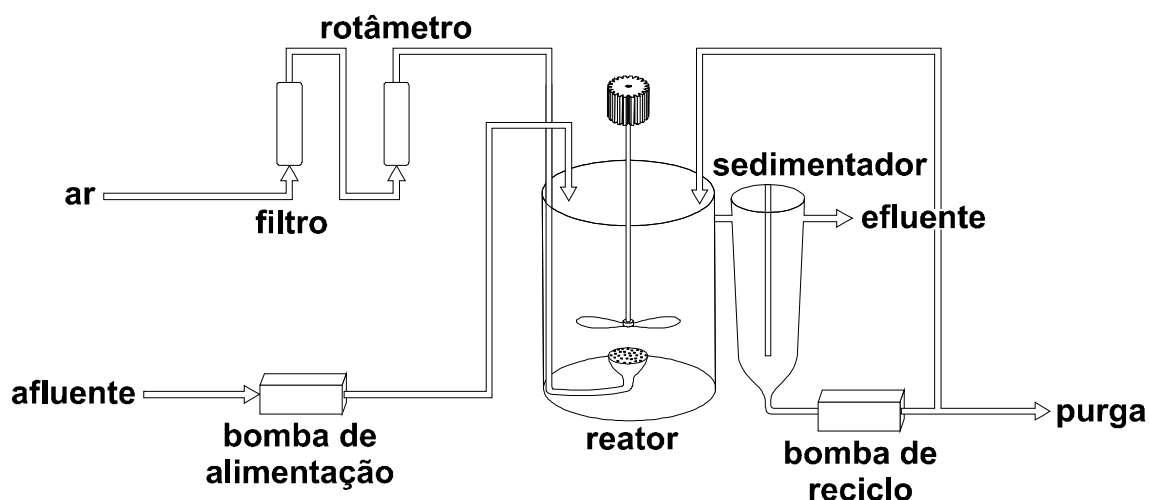


Figura 3.1: Desenho esquemático do sistema de tratamento.

3.3.2. Alimentação – Efluente semi-sintético

Os biorreatores foram alimentados com uma composição formulada para simular um efluente de laticínios industriais, sendo constituída por: leite em pó desnatado da marca Itambé e solução nutriente composta de uréia e fosfato monobásico de potássio o suficiente para se obter uma relação DQO:N:P de 100:5:1, sendo o pH ajustado para valores em torno de 7,0.

Inicialmente, foram utilizadas 2g/L de leite em pó e 35 mL da solução nutriente contendo 52,8 g de $\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{L}$ e 128,4 g de uréia/L de água destilada, visando obter 3000 mg/L de DQO total (DQO_T). Ambos, leite em pó e solução nutriente foram diluídos em água da torneira. Depois do primeiro choque de carga, os biorreatores passaram a apresentar relação F/M acima do recomendado pela literatura (VON SPERLING, 1997). Para solucionar o problema, a partir do 163º dia de operação, o efluente semi-sintético teve a DQO_T reduzida para 2000 mg/L, passando então a ser constituído por 1 g/L de leite em pó desnatado, sendo a solução nutriente corrigida proporcionalmente.

Para obtenção do teor de óleos e graxas desejado foi utilizada a gordura proveniente de um laticínio da cidade de São Carlos-SP. Esta foi caracterizada em termos de teor de óleos e graxas (O&G) e estocada em freezer até ser utilizada na preparação do efluente. Análises de O&G foram realizadas na composição de alimentação para comprovar o teor desejado, sendo este corrigido sempre que necessário.

3.3.3. Operação

Foi dado o “*start-up*” dos sistemas de tratamento utilizando-se 1,5L de lodo aeróbio utilizado em experimento anterior, adaptado à mesma composição de efluente semi-sintético, que estava armazenado sob refrigeração por aproximadamente 30 dias (RIBEIRO *et. al.*, 2005). Os biorreatores permaneceram em batelada durante 24 horas com o efluente semi-sintético. Após este período, a agitação e aeração foram desligadas e ocorreu a sedimentação do lodo. O sobrenadante foi retirado do sistema por sifonação e a alimentação passou a ser feita de forma contínua. Neste regime os biorreatores operaram com efluente semi-sintético, sem adição de gordura, durante 96 dias. Ao se verificar a obtenção de resultados estáveis em termos de remoção de DQO_T (“*steady-state*”), passou-se a uma nova etapa, agora com a adição de 400 mgO&G/L, permanecendo assim durante 29 dias, quando foram iniciados os choques de carga com

gordura. A etapa de alimentação com 400 mgO&G/L se deu para adaptar a biomassa à gordura e demais constituintes adicionados com o resíduo de laticínio (proteínas do leite, lactose, entre outros) usado para se obter os teores de O&G desejados. Tendo em vista que este teor pode ser assimilado pela biomassa sem problemas operacionais por um tempo bastante longo (ROSA, 2004), as observações efetuadas após os choques poderiam ser atribuídas somente a mudanças bruscas do teor de O&G e carga orgânica.

3.3.4. Choques de Carga com Gordura

Os choques de carga com gordura foram realizados através da alimentação dos biorreatores com meios mantidos à temperatura ambiente, em becher de 2 litros, sob agitação constante e suficiente para homogeneização dos mesmos. Os meios foram compostos pelo efluente semi-sintético de laticínios acrescido de 1200 mg O&G/L, sendo que no biorreator Teste era também adicionada torta fermentada (PES), com atividade lipásica média de 20,5 U/g, diretamente dentro do tanque de aeração do biorreator, dispensando-se a etapa de pré-hidrolise. A quantidade de PES foi calculada de modo se obter uma concentração dentro do biorreator, logo após o choque, de 0,1 % (m/v). Do becher de alimentação dos choques, eram retiradas alíquotas de 20 mL no início e ao término do período estipulado, para determinação do teor de ácidos livres liberados.

Inicialmente foi fixada a duração dos choques (2 horas de alimentação contínua à mesma vazão de operação normal) e variou-se a periodicidade em: 1 choque a cada mês (mensal), 1 choque a cada 15 dias (quinzenal) e 1 choque por semana (semanal). Em seguida, fixou-se 1 choque por semana e passou-se a variar sua duração, de 2h para 8h e 16h.

3.4. Parâmetros Monitorados

Os biorreatores foram monitorados através de medidas diárias de pH, temperatura, vazão, turbidez e demanda química de oxigênio total (DQO_T), enquanto medidas de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis, nos biorreatores e nas linhas de reciclo, óleos & graxas no lodo, ácidos livres (AL) e fotomicrografias foram feitas após cada choque de gordura. Também foram determinados o índice volumétrico de lodo (IVL), a idade do lodo e a relação alimento/microrganismo (F/M). Todas as análises foram conduzidas de acordo com procedimentos descritos no *Standard Methods* (APHA, 1992).

3.5. Métodos analíticos

3.5.1. Determinação da Atividade Lipásica

A atividade lipásica foi determinada utilizando-se uma emulsão composta por 5% (m/v) de óleo de oliva emulsionado por 3 minutos com 10% (m/v) de goma arábica em tampão fosfato de sódio (0,1 mol/L, pH 7,0). Em 19 mL desta emulsão adicionou-se 1 mL do preparado enzimático, sendo este material incubado a 43°C por 15 minutos a 200 rpm. A reação foi interrompida pela adição de uma solução de acetona:etanol (1:1 v/v), para extração dos ácidos graxos liberados. Os ácidos graxos foram titulados em titulador automático até pH 11,0, com solução de NaOH 0,04 mol/L. Os brancos reacionais foram obtidos adicionando-se o preparado enzimático antes da titulação. Uma unidade de atividade lipásica foi definida como a quantidade de enzima que libera 1 μmol de ácido graxo por minuto, nas condições do ensaio (FREIRE *et al.*, 1997), sendo determinada pela equação 3.1:

$$A = \frac{(V - V_b).m.1000}{t.V_a} \quad (3.1)$$

Onde:

A = atividade lipásica (U/mL)

V = volume de solução de NaOH gasto na titulação da amostra

V_b = volume de solução de NaOH gasto na titulação do branco (ml)

m = concentração da solução de NaOH (milimoles/ml)

t = tempo de reação (minutos)

V_a = volume de amostra (ml)

A atividade lipásica por grama (U/g) foi calculada pela multiplicação da atividade enzimática no extrato líquido (U/ml) pelo volume de tampão utilizado na extração, e divisão pelo peso seco da torta fermentada.

3.5.2. Turbidez

A turbidez das amostras da corrente efluente foi medida através de leituras de absorvância em comprimento de onda de 450 nm em espectrofotômetro Hach, empregando-se cubetas de 3 cm de caminho ótico (MANUAL HACH, 1995).

3.5.3. Demanda Química de Oxigênio Total

A DQO_T foi determinada em alíquotas do meio de alimentação e no sobrenadante do sedimentador secundário, empregando-se o método colorimétrico padrão de refluxo fechado (Hach), com K₂Cr₂O₇ em meio ácido, contendo Ag₂SO₄ como catalisador e HgSO₄ para eliminar a interferência de cloretos presentes na amostra. As amostras das correntes afluentes e efluentes aos biorreatores foram diluídas

(quando necessário) de forma adequada para as faixas de DQO contempladas pelo método. Logo em seguida eram adicionadas as soluções para o ensaio, sendo os tubos colocados no digestor Hach a 150° durante 2 horas. Após resfriamento em temperatura ambiente era realizada a leitura direta em espectrofotômetro. Os brancos foram preparados com água destilada substituindo as amostras. Os valores de absorbância a 600 nm foram convertidos em DQO através de uma curva padrão previamente preparada utilizando-se biftalato de potássio como substância padrão (APHA, 1992).

3.5.4. Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV)

Cápsulas de porcelana foram taradas em mufla por 30 minutos a 550°C, resfriadas em dessecador e pesadas, obtendo-se P_1 . Volumes idênticos do licor misto (lodo + efluente) e do lodo da linha de reciclo foram retiradas e centrifugadas a 3000 rpm por 15 minutos, de ambos biorreatores. Após descarte do sobrenadante, o resíduo era transferido para a cápsula e aquecido em estufa (105°C) até peso constante (P_2). A cápsula era, então, novamente levada à mufla (550°C, 30 minutos) e resfriada em dessecador, obtendo-se P_3 . Os SST, SSF e SSV foram calculados de acordo com as equações 3.2 a 3.4 a seguir:

$$SST = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 10^6}{V_a} \quad (3.2)$$

$$SSF = \frac{(P_3 - P_1) \cdot 10^6}{V_a} \quad (3.3)$$

$$SSV = \frac{(P_2 - P_3) \cdot 10^6}{V_a} \quad (3.4)$$

Sendo:

SST = sólidos suspensos totais (mg/L)

SSF = sólidos suspensos fixos (mg/L)

SSV = sólidos suspensos voláteis (mg/L)

P₁ = peso da cápsula tarada (g)

P₂ = peso do conjunto (cápsula + resíduo) depois da estufa (g)

P₃ = peso do conjunto (cápsula + resíduo) depois da mufla (g)

V_a = volume de amostra centrifugada (ml)

3.5.5. Óleos & Graxas

A determinação do teor de O&G na alimentação e no lodo dos biorreatores foi feita através de extração em Soxhlet, utilizando hexano como solvente, de acordo com procedimento padrão (APHA, 1992). As amostras dos efluentes foram acidificadas com 5 ml/L de HCl diluído (1:1 v/v) e filtradas em disco de papel de filtro Whatman número 4, coberto com uma camada de diatomita, obtida pela filtração de uma suspensão aquosa (5% m/v) de terra diatomácea. As amostras de licor misto foram também acidificadas com HCl, centrifugadas por 20 minutos a 3000 rpm e o sobrenadante desprezado. Ao lodo centrifugado foi adicionado MgSO₄.7H₂O previamente seco em estufa para solidificar a amostra que foi macerada e colocada em papel de filtro. As amostras preparadas foram colocadas dentro de um cartucho de extração previamente descontaminado pela extração com hexano por 2 horas. Os cartuchos com as amostras foram colocados na estufa a 105°C por 30 minutos para secar. A análise foi realizada utilizando-se balões limpos com pérolas de vidro, previamente tarados após secagem a 105°C e resfriamento em dessecador, obtendo-se P₁. Em cada balão eram colocados 200 mL de hexano, sendo estes conectados ao extrator de Soxhlet contendo o cartucho com a amostra. A extração com hexano foi realizada a uma velocidade de 20 ciclos por hora durante 4 horas. Após esse período, o hexano foi evaporado em rotoevaporador e o balão contendo os resíduos oleosos colocado para secar em estufa a 105°C até peso constante e, após resfriamento, pesado obtendo-se P₂.

O teor de O&G da alimentação dos biorreatores foi determinado pela equação 3.5 a seguir:

$$O \& G = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 10^6}{V_a} \quad (3.5)$$

onde:

O&G = teor de óleos e graxas (mg/L)

P₁ = peso do balão + pérolas de vidro (g)

P₂ = peso do balão + pérolas de vidro + resíduo gorduroso (g)

V_a = volume da amostra filtrada (ml)

O teor de O&G do lodo dos biorreatores foi determinado com base no peso seco (SST) e úmido do mesmo, utilizando-se a equação 3.6:

$$O \& G = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 100}{S_u \cdot S_s} \quad (3.6)$$

onde:

O&G = teor de óleos e graxas no lodo (% , em base seca)

P₁ = peso do balão + pérolas (g)

P₂ = peso do balão + pérolas + resíduo gorduroso (g)

S_u = peso dos sólidos úmidos (g)

S_s = fração dos sólidos secos

3.5.6. Determinação do teor de ácidos livres

Foram retiradas amostras (20 mL) do efluente semi-sintético do tanque de alimentação dos choques (becher 2L). A estas era adicionada uma mistura acetona:etanol (1:1 v/v), para paralisação da atividade enzimática. As alíquotas foram tituladas em titulador automático (Mettler DL 21) até pH final 11,0 com solução de

NaOH 0,04 mol/L. O teor final de ácidos livres foi obtido através da média aritmética dos resultados das medidas em duplicata e calculado segundo a equação 3.7 a seguir:

$$AL = \frac{V(\text{NaOH}) \cdot M(\text{NaOH}) \cdot 1000}{V_a} \quad (3.7)$$

onde:

AL = teor de ácidos livres ($\mu\text{mol/mL}$)

V (NaOH) = volume de solução de NaOH gasto na titulação (mL)

M (NaOH) = concentração da solução de NaOH (mmol/mL)

V_a = volume de amostra (mL)

3.5.7. Índice Volumétrico de Lodo

O IVL foi determinado transferindo-se 1 litro do licor misto de dentro do tanque de aeração de cada biorreator para uma proveta de 1L, onde permanecia decantando por 30 minutos. O volume de lodo sedimentado após este tempo era lido. O cálculo era realizado levando-se em consideração o peso seco do lodo (SST), utilizando-se a equação 3.8:

$$IVL = \frac{VLS \cdot 10^3}{PS} \quad (3.8)$$

onde:

IVL = índice volumétrico do lodo (mL/g)

VLS = volume de lodo sedimentado (mL/L)

PS = peso seco do lodo (mg/L)

3.5.8. Relação Alimento/Microrganismo (F/M)

A relação alimento/microrganismo (F/M) baseia-se no conceito de que a quantidade de alimento disponível por unidade de massa dos microrganismos está relacionada à eficiência do sistema (VON SPERLING, 1997), sendo expressa pela equação 3.9 como:

$$\frac{F}{M} = \frac{Q \cdot (S_0 - S_e)}{V \cdot X_v} \quad (3.9)$$

Onde:

F/M = relação alimento/microrganismo (kgDQO_T/kg SSV.d)

Q = vazão afluyente (m³/d)

S₀ - S_e = concentração de DQO_T consumida pelos microrganismos (g/m³)

V = volume do reator (m³)

X_v = concentração de sólidos em suspensão voláteis no reator (g/m³)

3.5.9. Idade do lodo

A idade do lodo, que representa o tempo médio que uma partícula de lodo permanece no sistema, foi calculada através da razão entre a massa de lodo no interior do tanque de aeração e a taxa de retirada de lodo do sistema (massa de lodo na unidade de tempo retirada na purga (Q_wX_w), no licor misto (V_aX) e com o efluente tratado (Q_eX_e)). A concentração de sólidos voláteis suspensos no efluente tratado foi obtida através de curvas de correlação entre turbidez (medida diariamente) e concentração de SSV (conforme apresentado no Anexo 1). A idade do lodo foi calculada segundo a equação 3.10.

$$\text{TRC} = \frac{V X}{Q_e X_e + Q_w X_w + V_a X} \quad (3.10)$$

Onde:

V = volume do biorreator (3,4L)

X = concentração de SSV no biorreator (mg/L)

Q_e = vazão efluente do biorreator (3,45 L/d, em média)

X_e = concentração de SSV no efluente tratado (mg/L), obtida de curvas de correlação entre turbidez medida e SSV

Q_w = vazão de purga do lodo sedimentado ao fundo do sedimentador (L/d)

X_w = concentração de SSV na linha de reciclo (mg/L)

V_a = volume amostrado para análises de O&G e SSLM (L/d)

3.5.10. Observações microscópicas do lodo ativado

Após cada choque de gordura foram coletadas amostras dos lodos dos biorreatores para observação em microscópio óptico. As amostras foram coletadas do tanque de aeração e uma gota foicolocada na lâmina para observação, em campo claro, sob dois aumentos (40 e 100 vezes) a fim de analisar a forma dos flocos do lodo ativado em cada situação. Fotos das amostras foram feitas com máquina digital Nikon, com resolução espacial 3,34 megapixels, acoplada ao microscópio. A caracterização da microfauna presente nos lodos ativados foi feita de acordo com Bento *et al.* (2005).

3.5.11. Análise estatística dos dados.

Os dados de DOQ_T afluente e efluente, da relação SSVLM/SSTLM, e do acúmulo de gordura nos flocos do lodo microbiano nos biorreatores Controle e Teste foram analisados estatisticamente com auxílio do software “*STATISTICA 7,0*”, utilizando o teste “*t*” de *Student* com 95% de confiança.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Generalidades

Os resultados obtidos serão abordados separadamente, de acordo com o período estudado (alimentação sem gordura, com 400 mgO&G/L e após os choques) a fim de facilitar a sua discussão e compreensão.

Os biorreatores operaram com temperaturas de $27 \pm 1^\circ\text{C}$ e vazão média de $2,4 \pm 0,3$ mL/min, o que resultou em um tempo de retenção hidráulica médio de 23,6 horas, caracterizando os biorreatores como lodos ativados de aeração prolongada.

Os dados referentes ao biorreator Controle serão representados por “C” e os referentes ao biorreator Teste por “T”, já as letras “A” e “E” indicam afluente e efluente, respectivamente. As setas vermelhas nas Figuras referem-se aos dias dos choques de gordura.

Apesar da nomenclatura “choque de carga orgânica” ser aplicada a aumentos bruscos da carga orgânica por períodos de curta duração, esta será empregada para denotar a operação dos biorreatores mediante alimentação com efluente semi-sintético contendo elevado teor de gordura (1200mgO&G/L) por diferentes períodos de tempo.

A Tabela 4.1 apresenta os valores médios dos parâmetros monitorados.

Tabela 4.1: Valores médios e desvios-padrão dos parâmetros analisados.

PARÂMETROS ANALISADOS (Valores médios)								
		Regime		Choques				
		Sem Gordura	400 mgO&G/L	Mensais	Quinzenais	Semanais		
Duração dos Choques (horas)		-	-	2	2	2	8	16
Duração do Regime (dias)		99	29	39 (1 choque)	61 (4 choques)	49 (6 choques)	21 (3 choques)	18 (3 choques)
pH Afluente	C	6,34 ± 0,71	6,06 ± 0,80	7,11 ± 0,31	6,93 ± 0,32	7,04 ± 0,40	7,23 ± 0,46	7,35 ± 0,41
	T	6,29 ± 0,67	6,20 ± 0,72	7,07 ± 0,23	6,93 ± 0,35	6,88 ± 0,38	7,10 ± 0,46	7,38 ± 0,50
pH Efluente	C	6,39 ± 0,72	6,16 ± 0,59	6,53 ± 0,65	7,16 ± 0,61	6,81 ± 0,64	6,74 ± 0,78	7,24 ± 0,86
	T	6,56 ± 0,72	6,44 ± 0,68	7,08 ± 0,66	6,84 ± 0,63	7,04 ± 0,68	6,58 ± 0,71	6,60 ± 1,09
DQO Afluente (mg/L)	C	2234 ± 293	2613 ± 479	2897 ± 493	1858 ± 185	1764 ± 301	1620 ± 207	1686 ± 178
	T	2277 ± 302	2694 ± 404	2970 ± 480	1819 ± 220	1731 ± 249	1647 ± 220	1737 ± 177
DQO Efluente (mg/L)	C	221 ± 178	223 ± 116	245 ± 206	358 ± 185	305 ± 251	217 ± 180	223 ± 125
	T	211 ± 161	204 ± 148	350 ± 152	198 ± 81	181 ± 99	109 ± 86	121 ± 93
Remoção de DQO (%)	C	90 ± 8	91 ± 4	91 ± 10	81 ± 10	83 ± 14	87 ± 11	86 ± 8
	T	90 ± 7	92 ± 6	88 ± 7	89 ± 4	90 ± 5	93 ± 6	93 ± 5
Turbidez Efluente (FTU)	C	50 ± 48	77 ± 74	87 ± 91	159 ± 100	104 ± 116	104 ± 118	109 ± 87
	T	67 ± 73	66 ± 77	144 ± 82	75 ± 62	70 ± 61	32 ± 37	44 ± 46
SSFLM (mg/L)	C	350 ± 177	214 ± 68	231 ± 38	118 ± 85	225 ± 60	117 ± 63	175 ± 6
	T	313 ± 153	315 ± 110	318 ± 121	131 ± 37	219 ± 55	147 ± 75	174 ± 51
SSVLM (mg/L)	C	3304 ± 1392	2732 ± 693	2764 ± 471	1711 ± 869	2600 ± 678	1851 ± 1150	2537 ± 497
	T	2938 ± 532	3447 ± 840	3705 ± 1336	2208 ± 453	3240 ± 846	3119 ± 1503	2262 ± 333
SSTLM (mg/L)	C	3654 ± 1486	2946 ± 745	2996 ± 483	1829 ± 934	2825 ± 732	1968 ± 1208	2712 ± 503
	T	3251 ± 583	3763 ± 946	4023 ± 1453	2338 ± 484	3460 ± 891	3266 ± 1542	2437 ± 354

Tabela 4.1: Valores médios e desvios-padrão dos parâmetros analisados (cont.).

PARÂMETROS ANALISADOS (Valores médios)								
		Regime		Choques				
		Sem Gordura	400 mgO&G/L	Mensais	Quinzenais	Semanais		
Duração dos Choques (horas)		-	-	2	2	2	8	16
SSF Reciclo	C	522 ± 232	1390 ± 1764	482 ± 154	285 ± 206	440 ± 218	418 ± 166	523 ± 128
(mg/L)	T	442 ± 186	736 ± 373	530 ± 292	349 ± 195	434 ± 222	354 ± 62	230 ± 64
SSV Reciclo	C	4748 ± 2672	6202 ± 1501	6106 ± 1896	3923 ± 2175	4462 ± 1825	5091 ± 1243	5771 ± 970
(mg/L)	T	4278 ± 2913	6662 ± 2131	5542 ± 2362	4314 ± 2013	5556 ± 2901	6924 ± 1716	3440 ± 1005
SST Reciclo	C	5270 ± 2853	7592 ± 1854	6588 ± 2041	4208 ± 2366	4901 ± 2041	5508 ± 1403	6294 ± 1093
(mg/L)	T	4720 ± 3026	7398 ± 2458	6072 ± 2646	4662 ± 2200	5990 ± 3116	7278 ± 1752	3670 ± 1080
F/M	C	0,7 ± 0,3	1,0 ± 0,3	0,9 ± 0,3	1,2 ± 0,6	0,7 ± 0,2	1,0 ± 0,5	0,6 ± 0,2
(mgDQO/mgSVS.d)	T	0,7 ± 0,2	0,8 ± 0,3	0,8 ± 0,3	0,8 ± 0,3	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,4	0,7 ± 0,3
Idade do Lodo	C	29	17	16	6	19	11	15
(d)	T	21	23	14	15	31	35	22
O&G Lodo	C	-	8	36	20 ± 12	27 ± 31	42 ± 30	56 ± 27
(%)	T	-	4	7	6 ± 3	14 ± 18	16 ± 13	17 ± 4
IVL	C	-	-	225 ± 187	324 ± 248	163 ± 53	184 ± 128	159 ± 77
(mL/g)	T	-	-	183 ± 136	217 ± 136	136 ± 83	63 ± 3	77 ± 21

4.2. pH

O pH é um importante parâmetro, pois a existência de grande parte da vida biológica só é possível dentro de estreitos limites de variação (6,0 e 8,0), não se tolerando, na maioria das vezes, níveis acima de 9,5 ou abaixo de 4,0 (DANALEWICH *et al.*, 1998).

Os valores médios e os desvios-padrão de pH observados no afluente e efluente dos biorreatores estão descritos na Tabela 4.2.

Tabela 4.2: Valores médios de pH nos biorreatores Controle e Teste, nos períodos estudados.

		pH (valores médios)						
		Regime		Choques				
		Sem Gordura	400 mg/L	Mensais 2h	Quinzenais 2h	Semanais		
						2h	8h	16h
pH Afluente	C	6,34 ± 0,71	6,06 ± 0,80	7,11 ± 0,31	6,93 ± 0,32	7,04 ± 0,40	7,23 ± 0,46	7,35 ± 0,41
	T	6,29 ± 0,67	6,20 ± 0,72	7,07 ± 0,23	6,93 ± 0,35	6,88 ± 0,39	7,10 ± 0,46	7,38 ± 0,50
pH Efluente	C	6,39 ± 0,72	6,16 ± 0,59	6,53 ± 0,65	7,16 ± 0,61	6,81 ± 0,64	6,74 ± 0,78	7,24 ± 0,86
	T	6,56 ± 0,72	6,44 ± 0,68	7,08 ± 0,66	6,84 ± 0,63	7,04 ± 0,68	6,58 ± 0,71	6,60 ± 1,09

Nota-se que os valores de pH se mantiveram próximos da neutralidade, sem muita variação, o que contribuiu positivamente para o crescimento dos microrganismos. No entanto, logo após os choques de gordura de maior duração, principalmente nos de 16h, foi observada uma queda no pH do efluente dos biorreatores, atingindo-se valores próximos de 5,0 (biorreator Teste, regime dos choques de 16 horas de duração). Esta redução de pH pode ser explicada pela liberação de ácidos graxos no meio pela ação de microrganismos presentes no efluente e gordura (em menor proporção, no biorreator Controle) e pela ação da lipase presente no PES (no biorreator Teste).

4.3. Demanda Química de Oxigênio (DQO_T)

4.3.1. Regime sem adição de gordura e com 400 mgO&G/L (adaptação)

O lodo aeróbio utilizado como inóculo para o “*start-up*” dos biorreatores permaneceu sob refrigeração por um período de aproximadamente 30 dias, havendo necessidade de um período de adaptação. Para tal, os biorreatores foram alimentados continuamente, durante 99 dias, com efluente semi-sintético de laticínios sem adição de gordura e, posteriormente, com 400 mgO&G/L durante 29 dias.

Os valores médios de DQO_T, afluente e efluente dos biorreatores, durante estes períodos estão representados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Valores médios de DQO_T afluente e efluente e de remoção de DQO_T dos biorreatores nos regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.

DQO (valores médios)			
		Regime	
		Sem Gordura	400 mgO&G/L
DQO Afluente	C	2234 ± 293	2613 ± 479
	T	2277 ± 302	2694 ± 404
DQO Efluente	C	221 ± 178	223 ± 116
	T	211 ± 161	204 ± 148

A variação da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores ao longo do tempo pode ser visualizada nas Figuras 4.1 e 4.2.

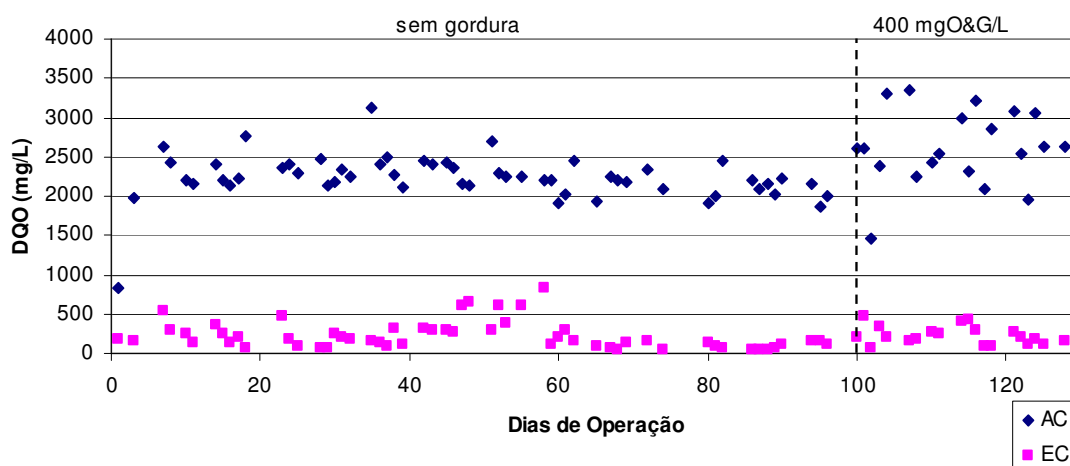


Figura 4.1: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Controle durante os regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.

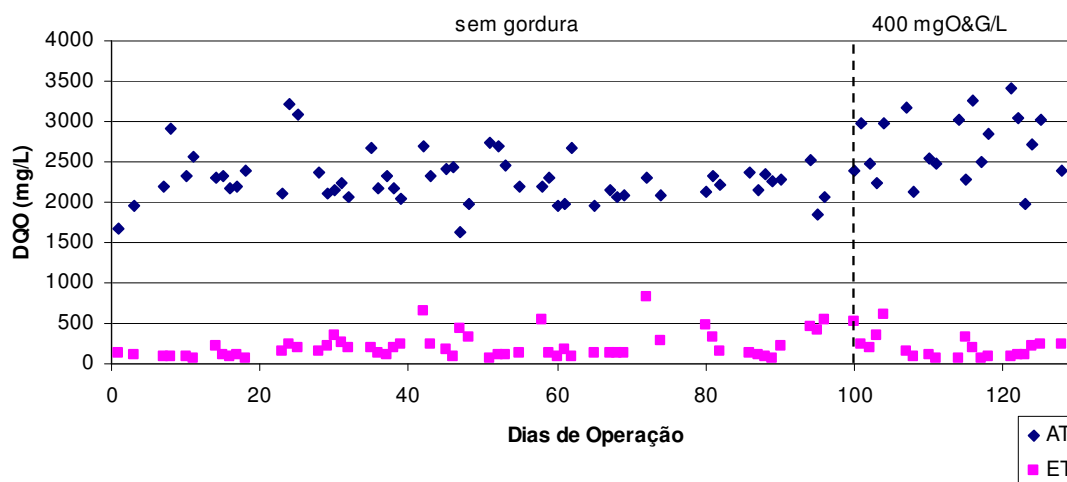


Figura 4.2: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Teste durante os regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.

Nota-se que os valores e as oscilações da DQO_T afluyente aumentaram quando se passou a utilizar gordura adicionada ao afluyente. Os desvios-padrão médios aumentaram de 293 – 302 mg/L (13,1 – 13,3%) para 479 – 404 mg/L (18,3 – 15,0%), denotando a heterogeneidade do meio devido a presença de partículas de gordura suspensas. Já os valores e oscilações da DQO_T efluente permaneceram semelhantes, apresentando uma redução dos desvios-padrão após a introdução de 400 mgO&G/L no meio de alimentação. Os desvios-padrão foram reduzidos de 178 – 161 mg/L (80,5 – 76,3%) para 116 – 148 mg/L (52,0 – 72,5%), o que pode ser resultado da progressiva adaptação do lodo e estabilização dos biorreatores.

As eficiências de remoção de DQO_T nos dois biorreatores estão representadas na Figura 4.3.

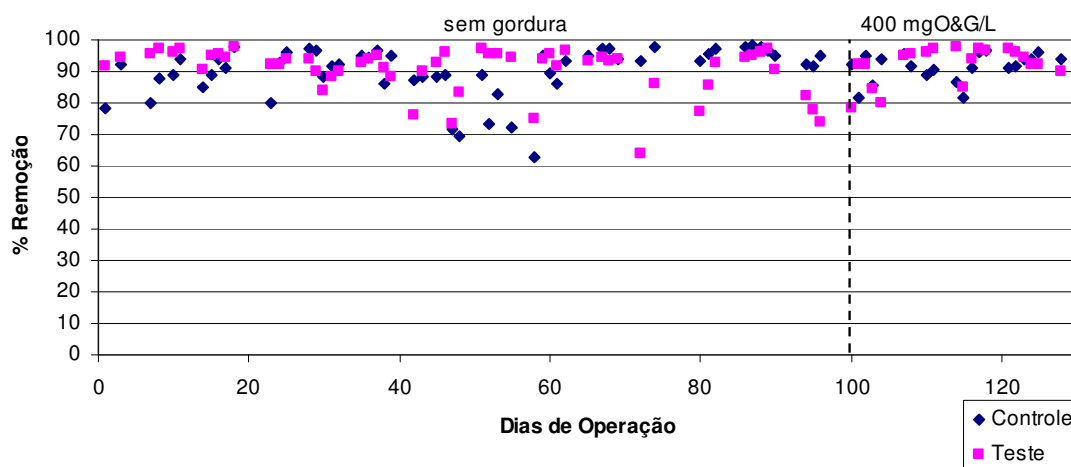


Figura 4.3: Eficiência de remoção de DQO_T nos biorreatores nos regimes sem gordura e com 400mgO&G/L.

Verifica-se na Figura 4.3 que a remoção de DQO foi bastante estável, variando de 90 ± 8 para 91 ± 4 no biorreator Controle e de 90 ± 7 para 92 ± 6 no biorreator Teste após a mudança de alimentação sem gordura para 400 mgO&G/L.

Rosa (2004) estudou o comportamento de dois biorreatores de lodos ativados operando sob as mesmas condições e obteve eficiências médias de remoção de DQO de amostras centrifugada de $85 \pm 7\%$ e $91 \pm 4\%$ no regime sem adição de gordura, e $78 \pm 8\%$ e $87 \pm 4\%$ no regime com 400 mgO&G/L para os biorreatores Controle e Teste, respectivamente, notando uma discreta queda na eficiência dos biorreatores. Jung *et al* (2002), no entanto, observaram que, utilizando lodos ativados em bateladas de 24 horas, não houve nenhuma diferença representativa na remoção de DQO entre os biorreatores Controle e Hidrolisado quando os mesmos foram alimentados com efluente contendo 400 mg O&G/L, à semelhança dos resultados encontrados neste trabalho.

4.3.2. Choques mensais

Depois de estabelecido o regime estacionário, em termos de remoção de DQO_T , iniciaram-se os choques mensais de gordura. Inicialmente, foram planejados três choques mensais com duas horas de duração, mas próximo ao dia de operação em que seria dado o segundo choque mensal, os biorreatores apresentaram baixa sedimentabilidade do lodo, altos valores da relação “F/M” e da turbidez na corrente de saída, sendo necessário a redução da DQO_T afluyente e um novo período para estabilização dos sistemas de lodos ativados. Portanto, ao final deste período, passou-se a realizar os choques quinzenais, tendo sido realizado apenas um choque mensal.

Os valores médios de DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores durante este período estão representados na Tabela 4.4. A variação da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores ao longo do tempo pode ser visualizada nas Figuras 4.4 e 4.5.

Tabela 4.4: Valores médios de DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores após o primeiro choque.

DQO (valores médios)			
		Choque Mensal	
		Média	DP
DQO Afluente	C	2897	493
	T	2970	480
DQO Efluente	C	245	206
	T	350	152

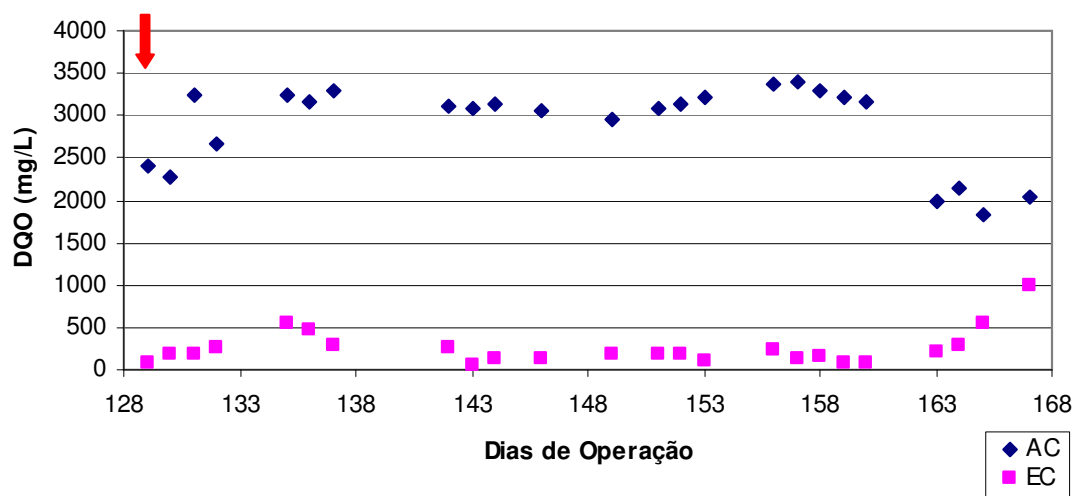


Figura 4.4: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Controle após o primeiro choque (indicado pela seta em vermelho).

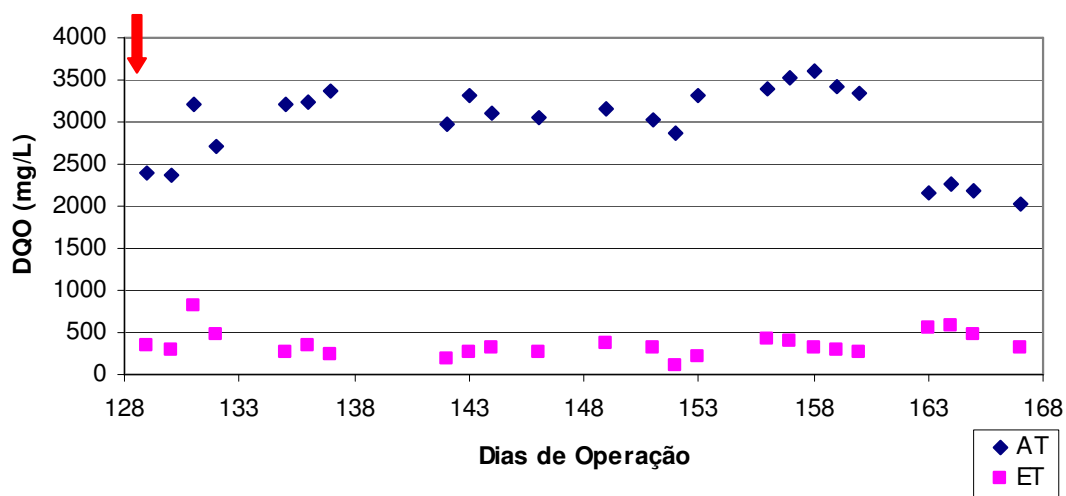


Figura 4.5: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Teste após o primeiro choque (indicado pela seta em vermelho).

A partir do 163º dia de operação, o efluente semi-sintético teve sua concentração de matéria orgânica diminuída (DQO_T reduzida de aproximadamente 3000 mg/L para 2000 mg/L), visando a redução da relação F/M, já que a mesma se encontrava muito acima do recomendado pela literatura (VON SPERLING, 1997) em ambos biorreatores.

A DQO_T efluente do biorreator Controle aumentou a partir do 163º dia, provavelmente pela presença de bactérias livres e *debris* celulares em suspensão em decorrência da mudança de concentração de substrato disponível (METCALF e EDDY, 1991).

As eficiências de remoção de DQO_T nos dois biorreatores estão representadas na Figura 4.6.

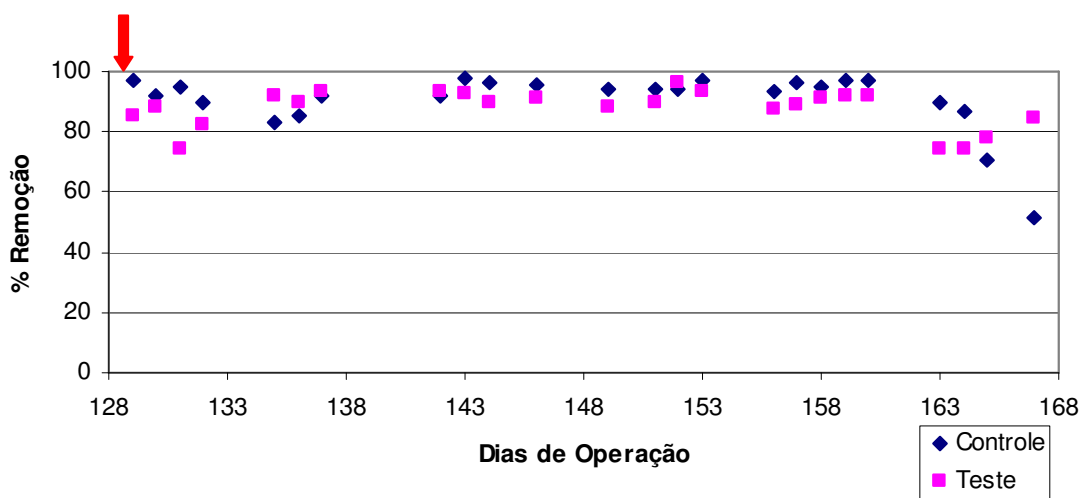


Figura 4.6: Eficiência de remoção de DQO_T nos biorreatores após o primeiro choque (indicado pela seta em vermelho).

Nota-se que as eficiências dos dois biorreatores sofreram poucas variações logo depois do primeiro choque, sendo o valor médio de remoção de $91 \pm 10\%$ para o biorreator Controle e $88 \pm 7\%$ para o biorreator Teste. A queda na eficiência do biorreator Controle ao final do período deve-se provavelmente à redução da carga orgânica afluyente, conforme anteriormente explicado.

4.3.3. Choques quinzenais

Nesta etapa foram realizados três choques, também com duas horas de duração, sendo o intervalo entre eles de quinze dias.

Os valores médios da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores estão representados na Tabela 4.5. A variação da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores ao longo do tempo de operação pode ser visualizada nas Figuras 4.7 e 4.8.

Tabela 4.5: Valores médios de DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores durante o período de choques quinzenais.

DQO (valores médios)			
		Choques Quinzenais	
		Média	DP
DQO Afluente	C	1858	185
	T	1819	220
DQO Efluente	C	358	185
	T	198	81

Pelos resultados apresentados, pode se observar maior eficiência na remoção da DQO_T e menores oscilações (DP) no biorreator Teste, comparado ao biorreator Controle.

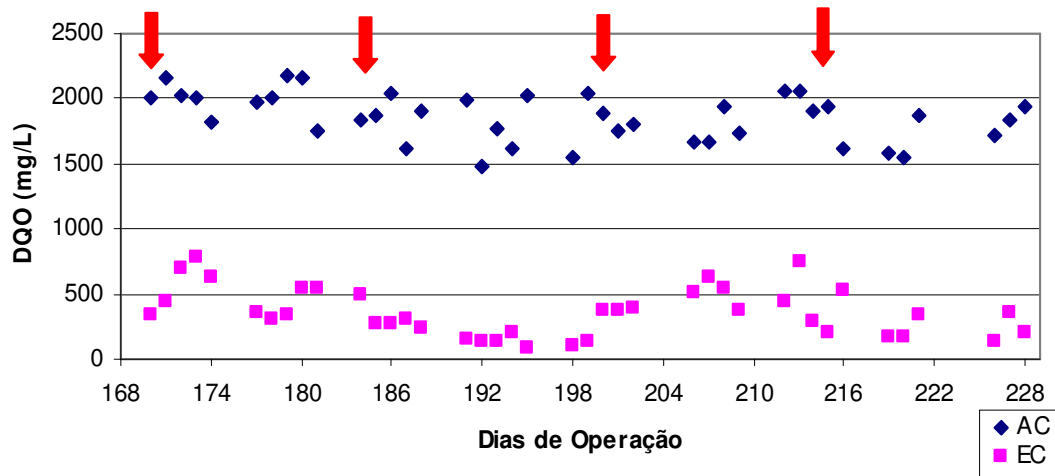


Figura 4.7: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques quinzenais (indicados pelas setas em vermelho).

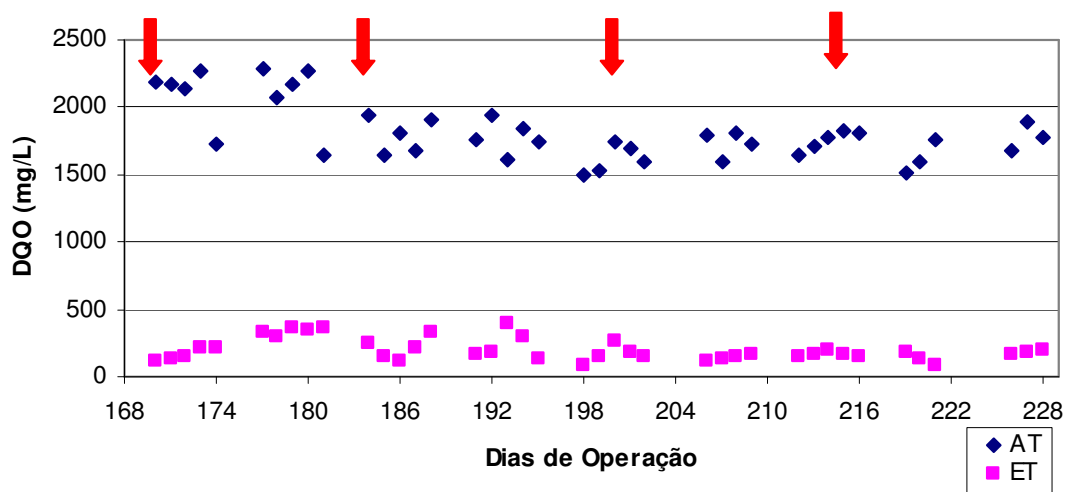


Figura 4.8: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques quinzenais (indicados pelas setas em vermelho).

A variação da DQO_T efluente foi maior no biorreator Controle, chegando a valores próximos a 800 mg/L. Já o biorreator Teste apresentou menores oscilações, tendo 398 mg/L como o valor máximo da DQO_T efluente.

Os maiores valores da DQO_T efluente do biorreator Controle podem ser explicados pela presença de alta concentração de gordura acumulada no interior deste, já que este material, segundo Omil *et al.* (2003), é de difícil degradação pelo consórcio microbiano anaeróbico, necessitando de maiores tempos de retenção hidráulica para sua assimilação. Em sistemas de tratamento aeróbios, as bactérias apresentam metabolismo mais rápido, o que pode facilitar a assimilação das gorduras mas, ainda assim, estas podem, quando em altos teores, acumular no sistema de tratamento, envolvendo os flocos e dificultando a transferência de oxigênio (MONGKOLTHANARUK *et al.*, 2002).

As eficiências de remoção de DQO_T nos dois biorreatores estão apresentadas na Figura 4.9.

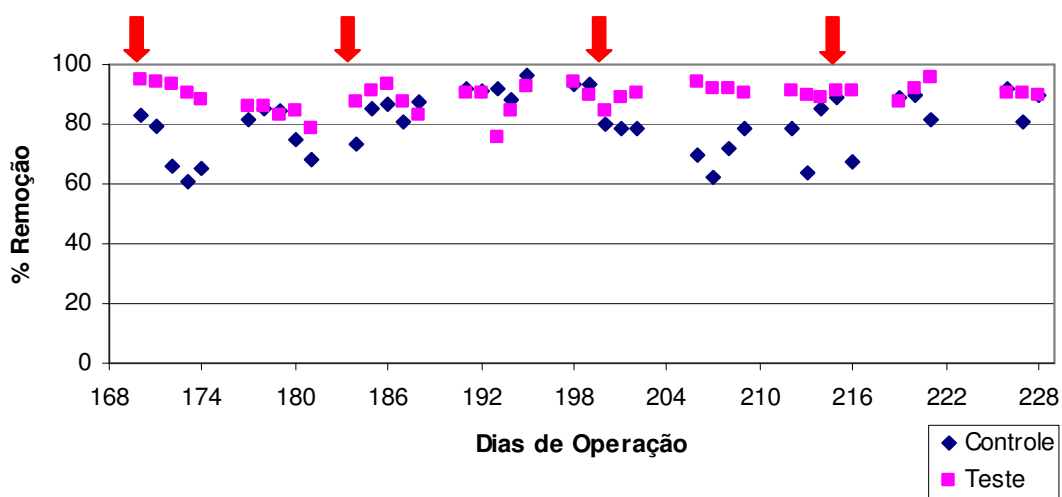


Figura 4.9: Eficiência de remoção de DQO_T nos biorreatores durante o período de choques quinzenais (indicados pelas setas em vermelho).

Observaram-se menores variações de eficiência no biorreator Teste, sendo o valor médio de remoção de $89 \pm 4\%$, contra $81 \pm 10\%$ obtidos para o biorreator Controle. Novamente, o biorreator Teste apresentou maior estabilidade na remoção de DQO_T , com DP de 5%, contra 12,3% para o biorreator Controle.

4.3.4. Choques semanais

Foram realizados choques semanais com duração de duas, oito e dezesseis horas. A fim de facilitar a discussão, os choques semanais serão subdivididos em função de sua duração.

4.3.4.1. Choques semanais com duas horas de duração

Foram feitos seis choques semanais com duas horas de duração. Os valores médios da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores nesta etapa são apresentados na Tabela 4.6. Enquanto a variação da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores ao longo do tempo pode ser visualizada nas Figuras 4.10 e 4.11.

Tabela 4.6: Valores médios de DQO_T afluente e efluente dos biorreatores durante o período de choques semanais.

DQO (valores médios)			
		Choques Semanais (2h)	
		Média	DP
DQO Afluente	C	1764	301
	T	1763	249
DQO Efluente	C	305	251
	T	181	99

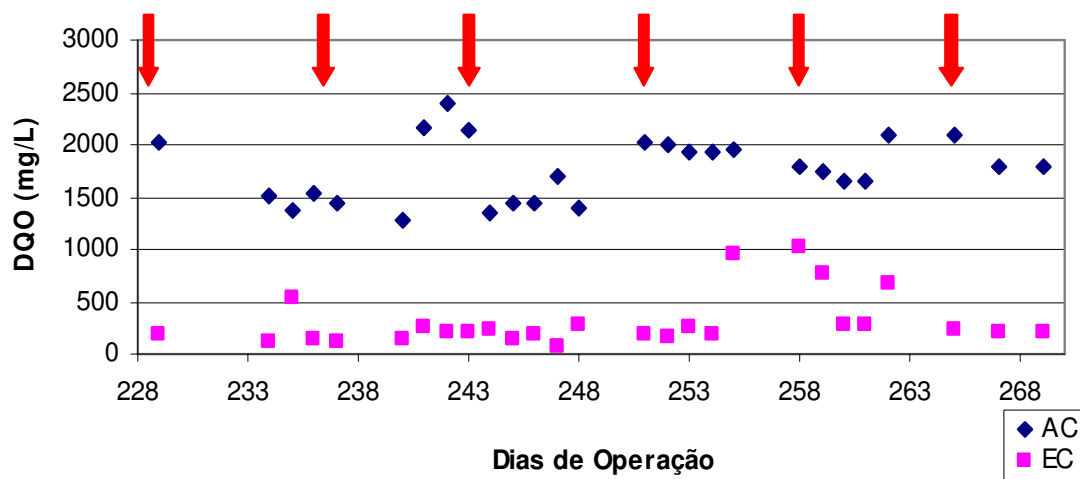


Figura 4.10: DQO_T afluente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques semanais (indicados pelas setas em vermelho).

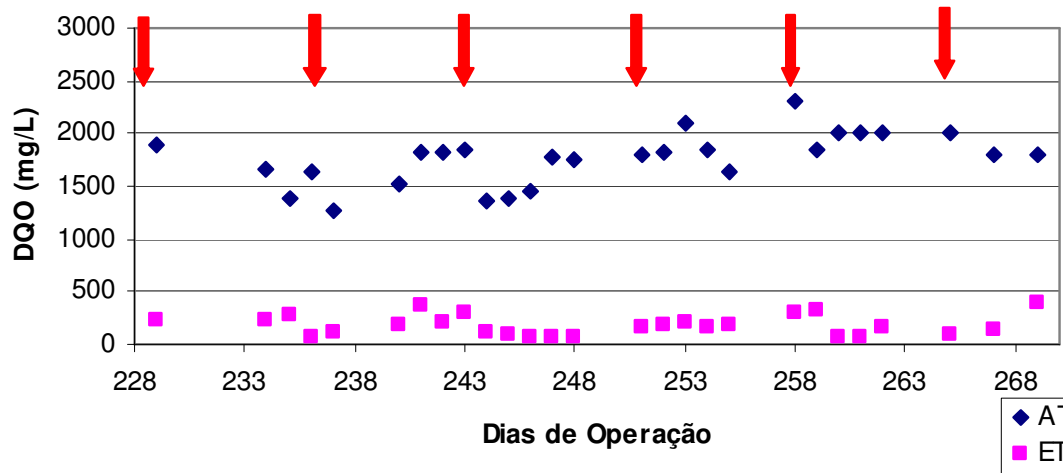


Figura 4.11: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques semanais (indicados pelas setas em vermelho).

Das Figuras 4.10 e 4.11 pode-se constatar a menor estabilidade do biorreator Controle na remoção da DQO_T . Isto pode ainda ser confirmado pelos valores máximos e mínimos e pela eficiência de remoção da DQO_T nos sistemas de tratamento. O valor máximo da DQO_T foi de 1028 mg/L no biorreator Controle e de 386 mg/L no biorreator Teste. O valor mínimo da DQO_T foi de 76 mg/L para o biorreator Controle e de 59 mg/L para o biorreator Teste.

As eficiências de remoção de DQO_T nos dois biorreatores, durante o período compreendido entre os choques de carga semanais de duas horas de duração, estão representadas na Figura 4.12. A eficiência média de remoção foi de $83 \pm 14\%$ e $90 \pm 5\%$ para os biorreatores Controle e Teste, respectivamente.

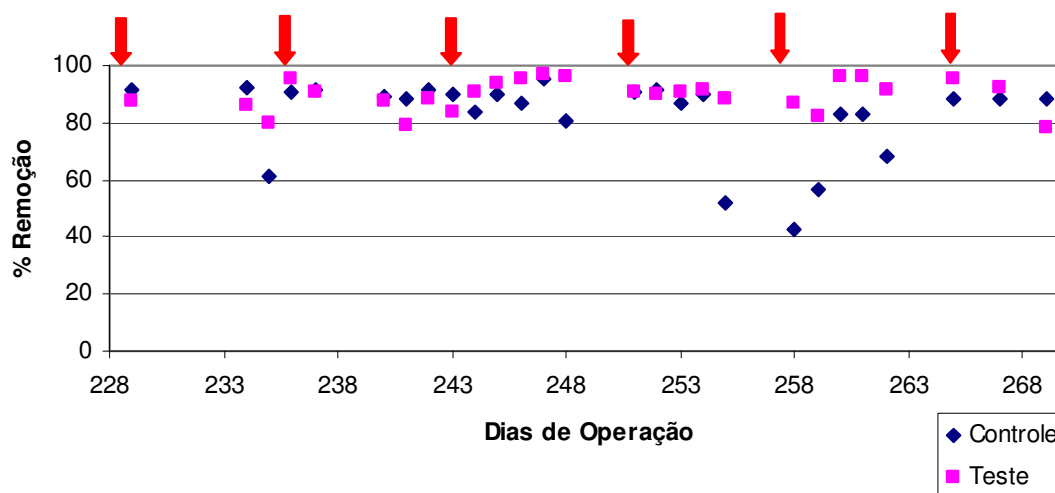


Figura 4.12: Eficiência de remoção de DQO_T nos biorreatores durante o período de choques semanais (indicados pelas setas em vermelho).

Nesta condição de operação é evidente o efeito da adição do PES sobre a estabilidade operacional do biorreator Teste, que apresentou desvios-padrão para a eficiência de remoção de DQO_T 50% menores que os do biorreator Controle. Isto pode ser explicado pelo fato das lipases agirem diretamente sobre o material gorduroso, reduzindo o tamanho das partículas (até sua total solubilização) e deixando-o mais facilmente acessível para o consórcio microbiano, o que não ocorre com o biorreator Controle, em que a matéria orgânica é constituída por partículas maiores em relação ao efluente contendo enzimas, dificultando sua assimilação (MASSE *et al.*, 2001).

4.3.4.2. Choques semanais de oito horas de duração

Foram realizados três choques semanais com oito horas de duração. Os valores médios da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores nesta etapa estão representados na

Tabela 4.7. A variação da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores ao longo do tempo pode ser visualizada nas Figuras 4.13 e 4.14. Já as eficiências de remoção de DQO_T nos dois biorreatores estão representadas na Figura 4.15.

Tabela 4.7: Valores médios de DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores durante o período de choques de 8 horas.

DQO (valores médios)			
		Choques Semanais (8 horas)	
		Média	DP
DQO Afluente	C	1620	207
	T	1647	220
DQO Efluente	C	217	180
	T	109	86

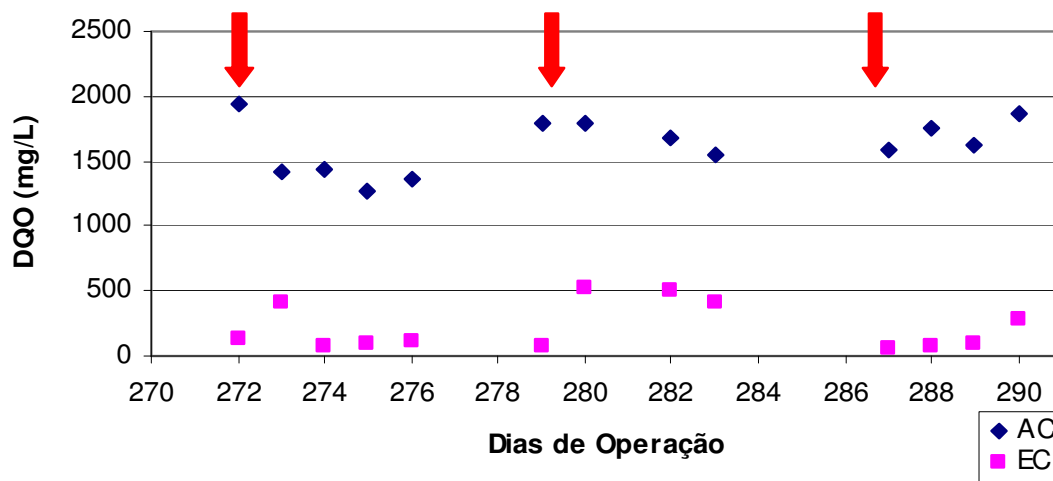


Figura 4.13: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques de 8 horas (indicados pelas setas em vermelho).

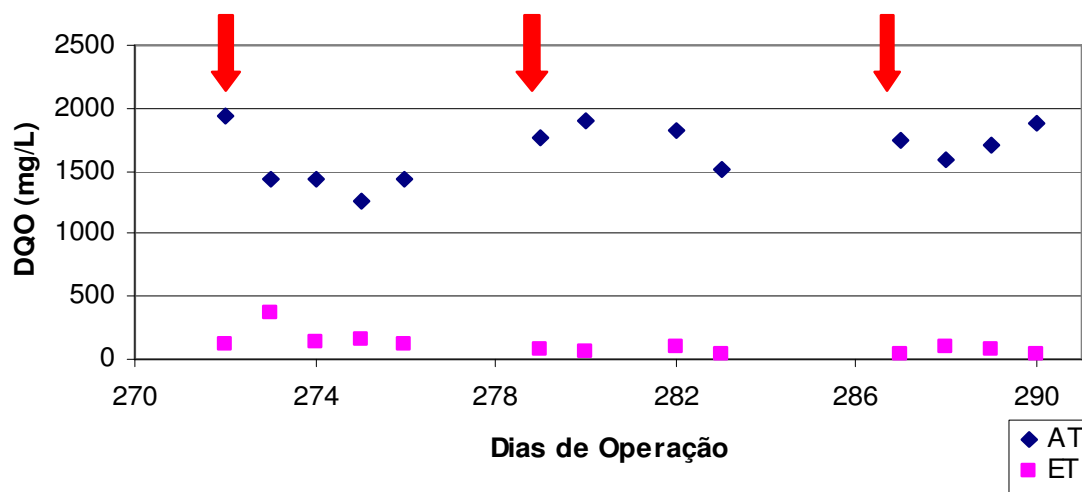


Figura 4.14: DQO_T afluyente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques de 8 horas (indicados pelas setas em vermelho).

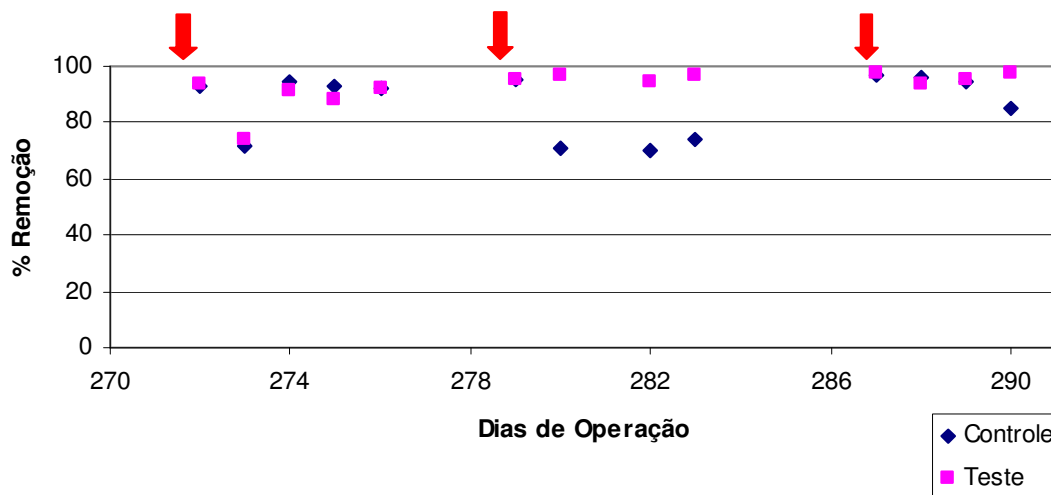


Figura 4.15: Eficiência de remoção de DQO_T nos biorreatores durante o período de choques de 8 horas (indicados pelas setas em vermelho).

Mesmo tendo-se aumentado o período de duração dos choques de 2 para 8 horas, o biorreator Teste apresentou menores oscilações na remoção da DQO_T ($93 \pm 6\%$), diferente do biorreator Controle ($87 \pm 11\%$ de remoção de DQO_T).

4.3.4.3. Choques semanais de dezesseis horas de duração

Foram realizados três choques semanais com dezesseis horas de duração. Os valores médios da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores nesta etapa estão representados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8: Valores médios de DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores durante o período de choques de 16 horas.

DQO (valores médios)			
		Choques Semanais (16 horas)	
		Média	DP
DQO Afluente	C	1686	178
	T	1737	177
DQO Efluente	C	223	125
	T	121	93

A variação da DQO_T afluyente e efluente dos biorreatores pode ser visualizada nas Figuras 4.16 e 4.17. Enquanto as eficiências de remoção de DQO_T nos dois biorreatores estão representadas na Figura 4.18.

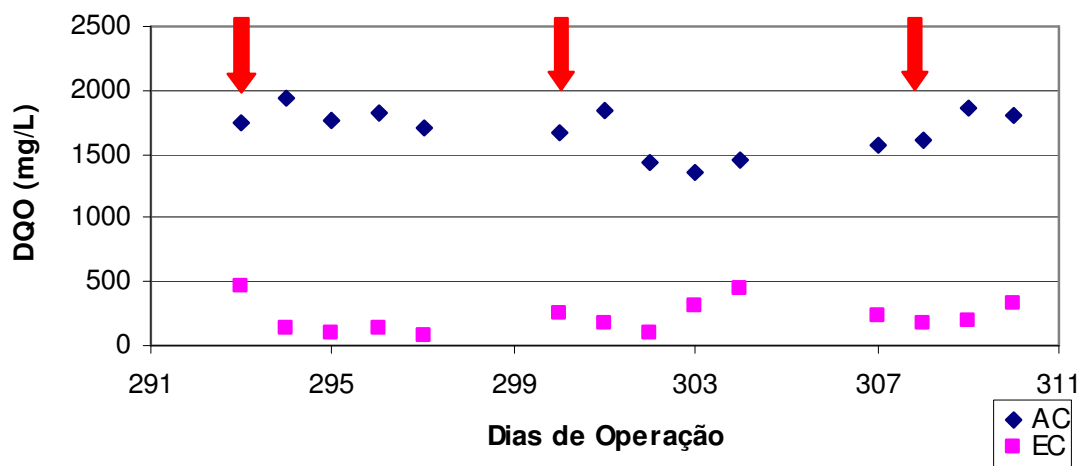


Figura 4.16: DQO_T afluente e efluente do biorreator Controle durante o período de choques de 16 horas (indicados pelas setas em vermelho).

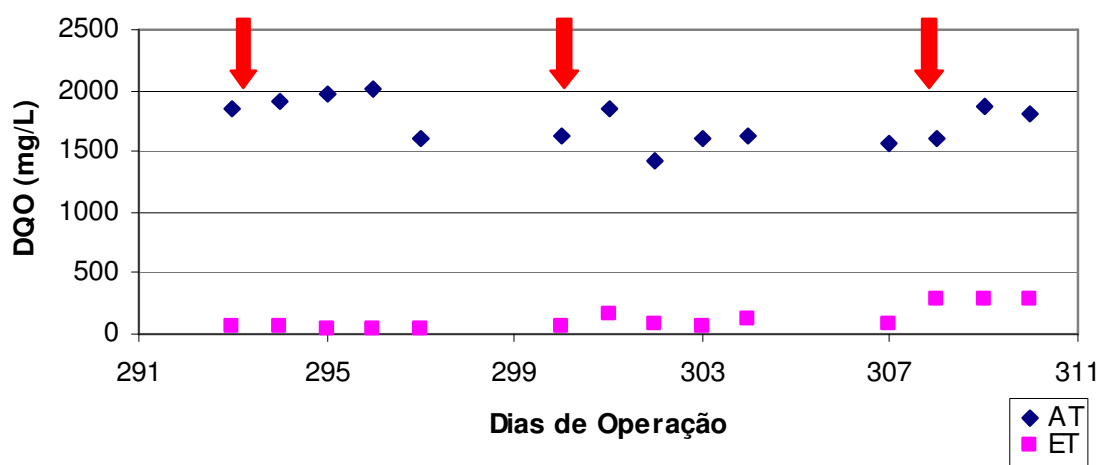


Figura 4.17: DQO_T afluente e efluente do biorreator Teste durante o período de choques de 16 horas (indicados pelas setas em vermelho).

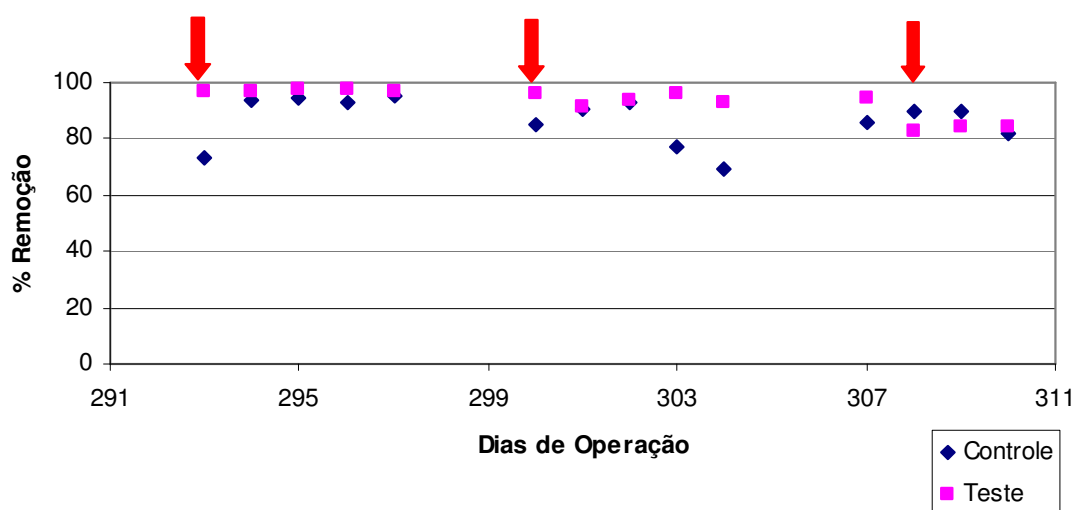


Figura 4.18: Eficiência de remoção de DQO_T nos biorreatores durante o período de choques de 16 horas (indicados pelas setas em vermelho).

Com o aumento do período de duração dos choques para 16 horas, o biorreator Teste continuou apresentando menores oscilações na remoção da DQO_T , com eficiência média de $93 \pm 5\%$. Já para o biorreator Controle a eficiência média de remoção da DQO_T foi de $86 \pm 8\%$. Isto pode comprovar a eficácia do uso de enzimas como auxiliares no tratamento de efluentes.

Caso o choque se prolongasse por mais 8 horas, os biorreatores passariam a receber uma alimentação com elevado teor de gorduras continuamente. No trabalho de Rosa (2004), este tipo de operação foi avaliado sob condições similares às empregadas neste trabalho, só que com teores de até 800 mg O&G/L na alimentação e com uma etapa de pré-hidrólise enzimática com 0,1% (m/v) de torta fermentada (atividade lipásica de 29 U/g), a 30°C e durante 24 horas. O teor de 800 mg O&G/L não causou colapso nos biorreatores devido ao elevado tempo de retenção hidráulica utilizado (20 h), visto que as remoções médias de DQO nos biorreatores Controle e Teste (alimentado com efluente previamente hidrolisado) foram de $80 \pm 8\%$ e $90 \pm 6\%$, respectivamente.

Os valores de eficiência de remoção de DQO são próximos aos obtidos neste trabalho, indicando que não há necessidade de uma etapa de pré-hidrólise enzimática como aplicado no trabalho de Rosa (2004). A adição do PES no próprio meio de alimentação ou no biorreator, em quantidade tal que a concentração no reator permaneça a mesma da aplicada na etapa de pré-hidrólise, pode surtir efeitos tão bons quanto os obtidos com efluente previamente hidrolisado. Tal procedimento pode resultar em custos operacionais mais baixos, tendo em vista que não há necessidade de um tanque separado com agitação e controle de temperatura e pH para a pré-hidrólise.

Outros pesquisadores estudaram o efeito da adição direta de um *pool* enzimático (lipase, celulase e protease) em um reator anaeróbio para aumentar a hidrólise dos componentes a serem tratados, mas não obtiveram diferenças entre o tratamento sem enzimas (controle) e com enzimas, indicando que a adição de enzimas diretamente no reator anaeróbio não trouxe nenhuma vantagem operacional (MASSE *et al.*, 2001). Por outro lado, Cail *et al.* (1986, apud MASSE *et al.*, 2001) observaram que um pré tratamento hidrolítico com o mesmo *pool* elevava os níveis de remoção de matéria orgânica. Estes resultados aparentemente contraditórios podem estar relacionados à utilização, pelos autores, de lodos com diferentes graus de adaptação e efluentes de diferentes origens e características.

Jeganathan *et al.* (2006) observou um acréscimo na DQO solúvel quando se utilizava enzimas no tratamento de efluentes de indústria de ração animal. Segundo o autor, isto ocorria devido à solubilização das partículas de gordura através da ação da hidrólise enzimática. Já Mendes *et al.* (2006) conseguiram remoções de DQO maiores que 70% no tratamento anaeróbio de efluentes de laticínios utilizando enzimas numa etapa de pré-hidrólise. A eficiência, neste caso, deve-se provavelmente à fração de lipídios removida pela atividade enzimática da lipase utilizada (de pâncreas suíno), promovendo a redução da matéria orgânica e o incremento da produção de biogás.

Estatisticamente ficou comprovado que ambos os biorreatores recebiam a mesma alimentação (à exceção dos períodos de choque), apesar de algumas flutuações que ocorriam na simulação do efluente de laticínio, devido a heterogeneidade da gordura adicionada ao mesmo (Tabela 4.9). Pôde-se observar também que os biorreatores Controle e Teste apresentaram diferenças significativas no valor de DQO_T efluente a partir dos choques de gordura, como pode ser visualizado na Tabela 4.10.

Tabela 4.9: Análise estatística da DQO_T afluyente aos biorreatores Controle e Teste.

	Média Controle	Média Teste	Desvio Padrão Controle	Desvio Padrão Teste	Graus de liberdade	t	p
Sem gordura	2234	2277	293	302	110	-0,773	0,4414
400 mg/L	2613	2694	479	404	38	-0,577	0,5674
1 choque	2897	2970	493	480	46	-0,519	0,6065
Choques quinzenais	1858	1819	185	220	78	0,862	0,3911
Choques semanais 2h	1764	1763	301	249	52	0,019	0,9845
Choque 8 horas	1620	1647	207	220	24	-0,319	0,07524
Choque 16 horas	1686	1736	178	177	26	-0,761	0,4530

De acordo com o teste utilizado (“*t*” de Student) pode se observar os valores de “p” maiores que 0,05 para todos os regimes estudados, o que significa que, estatisticamente não houve diferença entre a DQO_T de alimentação dos biorreatores Controle e Teste, com 95% de confiança.

Tabela 4.10: Análise estatística da DQO_T efluente aos biorreatores Controle e Teste.

	Média Controle	Média Teste	Desvio Padrão Controle	Desvio Padrão Teste	Graus de liberdade	t	p
Sem gordura	221	211	178	161	110	0,304	0,7613
400 mg/L	223	204	116	148	38	0,440	0,6625
1 choque	245	350	206	152	46	-2,019	0,0493
Choques quinzenais	358	198	185	81	78	4,990	0,000004
Choques semanais 2h	305	181	251	99	52	2,401	0,0199
Choque 8 horas	217	109	180	86	24	1,934	0,0649
Choque 16 horas	223	121	125	93	26	2,453	0,0212

Novamente, de acordo com o teste “*t*” de Student pode se observar os valores de “*p*” menores que 0,1 para os regimes estudados após os choques, significando que, estatisticamente com 90% de confiança, houve diferença entre a DQO_T efluente dos biorreatores Controle e Teste.

4.4. Turbidez

A turbidez está relacionada ao espalhamento de um feixe de luz ao atravessar o efluente, conferindo uma aparência turva ao mesmo. Isto se deve aos sólidos em suspensão, principalmente pela presença de bactérias dispersas no efluente dos biorreatores.

Os valores médios e os desvios-padrão da turbidez observados no efluente dos biorreatores são apresentados na Tabela 4.11.

Tabela 4.11: Valores médios e desvios-padrão da turbidez no efluente dos biorreatores Controle e Teste, nos períodos estudados.

Turbidez (valores médios)								
		Regime		Choques				
		Sem Gordura	400 mg/L	Mensal	Quinzenais	Semanais		
				2h	2h	2h	8h	16h
Turbidez	C	50 ± 48	77 ± 74	87 ± 91	159 ± 106	89 ± 103	100 ± 121	109 ± 87
(FTU)	T	67 ± 73	66 ± 77	144 ± 82	75 ± 62	76 ± 64	22 ± 12	44 ± 46

Menores valores de turbidez foram observados no efluente do biorreator Teste a partir dos choques quinzenais, principalmente quando se aumentou a duração dos períodos de choque de 2 para 8 e 16 horas. Estes resultados mostraram a melhor atuação do biorreator Teste face aos choques de carga, em função do *pool* enzimático propiciar a

formação de flocos biológicos mais densos, aumentando a concentração de biomassa no biorreator e reduzindo a concentração de células suspensas no efluente tratado.

A turbidez no efluente do biorreator Teste foi consideravelmente maior que a do efluente do biorreator Controle após o choque mensal por que neste período foram observados alguns problemas operacionais, provavelmente decorrentes do aumento da relação F/M, que ficou acima do recomendado pela literatura (VON SPERLING, 1997). Neste período, foram freqüentes a má sedimentabilidade do lodo e a conseqüente perda de microrganismos dispersos junto com o efluente tratado, aumentando os valores de turbidez.

4.5. Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV) no Licor Misto.

Todos os contaminantes da água residuária, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Os Sólidos Suspensos são separados dos demais devido a uma de suas características físicas: o tamanho (BOTELHO, 2003).

Os Sólidos Suspensos Totais podem ser definidos como o material que permanece como resíduo após evaporação a 103°C. Se este resíduo é calcinado a 600°C, as substâncias orgânicas volatilizam e as minerais permanecem na forma de cinzas, compondo-se assim os Sólidos Suspensos Voláteis e os Sólidos Suspensos Fixos (JORDÃO e PESSÔA, 1995).

As concentrações médias e os desvios-padrão de Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV) no Licor Misto podem ser observados na Tabela 4.12.

Tabela 4.12 Valores médios e desvios-padrão dos Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV) no Licor Misto (LM).

Sólidos Suspensos – Totais, Fixos e Voláteis no Licor Misto								
	Regime		Choques					
	Sem Gordura	400 mgO&G/L	Mensais	Quinzenais	Semanais			
Duração dos Choques (h)	-	-	2	2	2	8	16	
SSF-LM	C	350± 177	214± 68	231± 38	118± 85	225± 60	117± 63	175 ± 6
(mg/L)	T	313± 153	315± 110	318± 121	131± 37	219± 55	147± 75	174± 51
SSV-LM	C	3304± 1392	2732± 693	2764± 471	1711± 869	2600± 678	1851± 1150	2537± 497
(mg/L)	T	2938± 532	3447± 840	3705±1336	2208± 453	3240± 846	3119± 1503	2262± 333
SST-LM	C	3654±1480	2946± 745	2996± 483	1829± 934	2825± 732	1968± 1208	2712± 503
(mg/L)	T	3251± 583	3763± 946	4023±1453	2338± 484	3460± 891	3266± 1542	2437±354

De acordo com os resultados, pode-se perceber que mais de 90% dos Sólidos Suspensos Totais são voláteis. O conhecimento da fração de Sólidos Suspensos Voláteis apresenta particular interesse nos processos de lodos ativados para se conhecer a concentração de biomassa presente nos biorreatores. Valores elevados de SSV dentro do biorreator (Licor Misto) indicam que a biomassa cresce de maneira favorável, pois têm capacidade de metabolizar os nutrientes de forma adequada (ROSA, 2004).

Caberia aqui uma análise da evolução da relação SSV/SST ao longo do tempo de operação dos biorreatores. Pode-se alegar que o aumento ou manutenção da

concentração de SSV no biorreator pode ser devido ao acúmulo de gordura, mais acentuado no biorreator Controle, e até mesmo da torta de babaçu, no biorreator Teste, nos flocos biológicos. No entanto, esta relação não apresenta uma tendência de crescimento e se mantém entre 0,90 e 0,94 no biorreator Controle e entre 0,90 e 0,93 no biorreator Teste. Tais valores indicam que o acúmulo de gordura e torta de babaçu não influem significativamente na determinação da concentração de biomassa, o que pode ser comprovado pela análise estatística utilizando-se o teste “*t*” de *Student*, com 95% de confiança, apresentado na Tabela 4.13.

Tabela 4.13. Análise estatística da relação SSVLM/SSTLM ao longo da operação.

	Média Controle	Média Teste	Desvio Padrão Controle	Desvio Padrão Teste	Graus de liberdade	t	p
Sem gordura	0,90	0,90	0,050	0,040	22	-0,219	0,828
400 mg/L	0,93	0,92	0,017	0,009	12	1,296	0,219
1 choque	0,92	0,92	0,016	0,007	8	0,098	0,924
Choques quinzenais	0,94	0,94	0,028	0,009	16	-0,638	0,532
Choques semanais 2h	0,92	0,94	0,009	0,010	10	-3,049	0,012
Choque 8 horas	0,94	0,95	0,012	0,019	4	-0,935	0,403
Choque 16 horas	0,93	0,93	0,009	0,019	4	0,494	0,647

De acordo com o teste “*t*” de “*Student*” pode se observar que os valores de “*p*”, com exceção do regime compreendido entre os choques semanais de duas horas de duração são maiores que 0,05, significando que, estatisticamente, não houve diferença entre a relação SSVLM/SSTLM dos biorreatores Controle e Teste, com 95% de confiança.

Ao longo de sua operação, o biorreator Teste (2964 ± 904 mgSSV/L) apresentou maior estabilidade na concentração de SSV comparado ao biorreator Controle (2595 ± 1082 mgSSV/L). Isto por que ocorreu um maior acúmulo de gordura no biorreator Controle, ocasionando entupimentos mais frequentes da saída do sedimentador e fazendo com que houvesse vazamentos e conseqüente perda de biomassa.

Rosa (2004) também observou oscilações na quantidade de SSVLM nos biorreatores de lodos ativados sendo que no regime de 800 mgO&G/L foi observado um aumento na quantidade dos SSVLM (3357 ± 995) no biorreator que recebia alimentação pré-hidrolisada, o que não ocorreu com o biorreator Controle (2023 ± 382). De acordo com a autora, isto ocorreu porque os microrganismos do biorreator alimentado com efluente previamente hidrolisado conseguiram uma melhor adaptação ao longo do regime quando comparados aos do biorreator Controle.

4.6. Relação Alimento/Microrganismo (F/M) e idade do lodo

A relação alimento/microrganismo (F/M) baseia-se no conceito de que a quantidade de alimento disponível por unidade de massa dos microrganismos está relacionada à eficiência do sistema de tratamento. A idade do lodo é o tempo médio que o mesmo permanece no sistema de tratamento. Os valores médios e os desvios-padrão da relação F/M e da idade do lodo estão apresentados na Tabela 4.14.

Tabela 4.14: Valores médios e desvios-padrão da relação F/M e idade do lodo nos diferentes períodos estudados.

Relação F/M e idade do lodo (Valores médios)								
		Regime		Choques				
		Sem Gordura	400 mgO&G/L	Mensais	Quinzenais	Semanais		
Duração dos Choques (h)		-	-	2	2	2	8	16
F/M	C	$0,7 \pm 0,3$	$1,0 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,3$	$1,2 \pm 0,6$	$0,7 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,5$	$0,6 \pm 0,2$
(mgDQO/mgSVS.d)	T	$0,7 \pm 0,2$	$0,8 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,4$	$0,7 \pm 0,3$
Idade do Lodo	C	29	17	16	6	19	11	15
(d)	T	21	23	14	15	31	35	22

O biorreator Teste apresentou, em geral, menores variações na relação F/M desde o início da operação, exceto quando começaram os choques semanais de 8 horas, devido ao rompimento da mangueira da linha de reciclo do biorreator, o que acarretou uma perda significativa de biomassa (lodo sedimentado) e conseqüentemente um aumento da relação F/M, já que a DQO_T foi mantida. O biorreator Controle apresentou maiores oscilações devido aos freqüentes vazamentos ocasionados, na maioria das vezes, pelo acúmulo de gordura na corrente de saída do biorreator e no transbordamento do tanque de aeração, o que acarretava em perda de biomassa e conseqüente diminuição da idade do lodo.

O biorreator Teste apresentou maior idade do lodo quando comparado ao biorreator Controle, provavelmente devido a maior concentração de biomassa presente neste biorreator. Mesmo sendo retirado o mesmo volume de lodo periodicamente dos dois biorreatores, a concentração de biomassa no biorreator Teste aumentava mais rapidamente, denotando uma maior taxa de crescimento dos microrganismos em função da maior disponibilidade de substratos prontamente biodegradáveis. Além disto, a presença de gordura não hidrolisada no biorreator Controle também levava a uma maior perda de biomassa, como comprovado pelos maiores valores de turbidez no efluente deste biorreator.

4.7. Óleos e Graxas (O&G) no Lodo dos Biorreatores

As concentrações médias de O&G no lodo dos biorreatores Controle e Teste, nos diferentes períodos estudados, estão apresentadas na Figura 4.19.

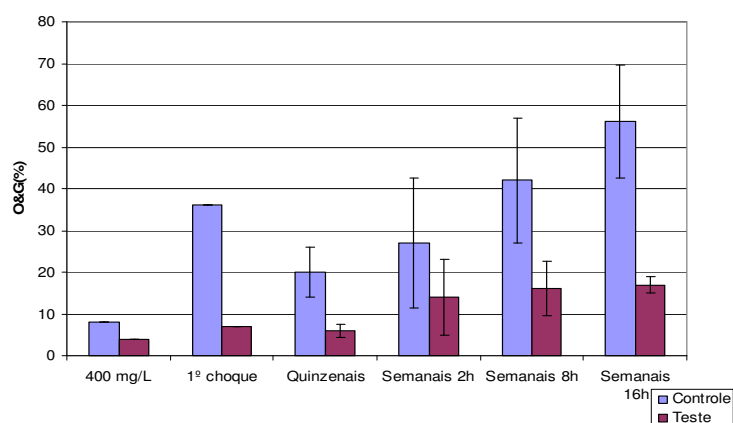


Figura 4.19: Concentrações de O&G (%) e desvios-padrão no lodo dos biorreatores Controle e Teste.

O efeito da adição do PES durante os choques de gordura pode ser melhor avaliado através das análises de gordura acumulada nos flocos de lodo ativado. Observa-se que, ao longo da operação, no biorreator Controle o aumento do teor de O&G no lodo, bem como o desvio-padrão, foram maiores que no biorreator Teste. Apesar dos valores apresentados, a análise estatística não mostrou diferenças significativas entre os dois tratamentos, provavelmente devido ao alto desvio-padrão encontrado e o número reduzido de análises. Somente nos choques semanais de 16 horas de duração é que pode-se afirmar que, com 90% de confiança, o acúmulo de O&G no biorreator Controle foi maior que no biorreator Teste, como pode ser observado na Tabela 4.15.

Tabela 4.15: Resumo da análise estatística do teor de O&G acumulados no lodo dos biorreatores Controle e Teste após os choques de gordura.

	Média Controle (%)	Média Teste (%)	Desvio Padrão Controle	Desvio Padrão Teste	Graus de liberdade	t	p
Choques quinzenais	19,67	6,33	12,42	3,21	4	1,80	0,146
Choques semanais 2h	26,56	14,10	30,92	18,23	6	0,695	0,513
Choque semanais 8 h	42,03	16,30	29,7	12,85	3	1,377	0,240
Choque semanais 16 h	56,43	16,57	26,64	3,85	3	2,565	0,062

Segundo Lefebvre *et al.*(1998), o acúmulo de gordura nos flocos de lodo ativado prejudica a transferência de oxigênio dissolvido para a biomassa devido ao filme lipídico que é criado na interface lodo/água. Altos teores de gordura causam uma diminuição na eficiência de tratamento do efluente, proliferação de microrganismos filamentosos e problemas na sedimentação do lodo.

Jung (2002) observou que nos flocos de lodo do reator de lodo ativado em batelada que recebia efluente bruto com 800 mgO&G/L, o acúmulo de gordura nos flocos foi três vezes maior que o teor de O&G acumulados no reator que recebia um efluente previamente hidrolisado. Rosa (2004) também encontrou taxa de acúmulo 1,7 vezes maior no biorreator Controle, durante a operação de lodos ativados de alimentação contínua tratando efluente de laticínios, quando comparado ao biorreator que recebia efluente pré-hidrolisado enzimaticamente. O acúmulo de gordura no lodo dos biorreatores foi crescente, conforme foi aumentado o teor de O&G no afluente. Este acúmulo menor no biorreator com efluente previamente hidrolisado, segundo ambos autores, indica a presença de matéria orgânica prontamente metabolizável, proporcionada pela etapa de pré-hidrólise, diminuindo o acúmulo de gordura nos flocos de lodo, visto que a etapa limitante da degradação dos lipídeos pelos microrganismos é a sua hidrólise (HRUDEY, 1980). Resultados semelhantes foram obtidos neste trabalho, não havendo necessidade de uma etapa de pré-hidrólise enzimática do efluente, conforme recomendado por Jung (2002) e Rosa (2004).

4.8. Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

A sedimentabilidade do lodo é um dado importante para o controle operacional dos sistemas de tratamento por lodos ativados. Isto por que lodos que apresentam boa sedimentabilidade permitem o descarte de efluentes mais clarificados e lodos de retorno

mais adensados (concentrados) para o tanque de aeração. Nestas condições, pode-se adotar o conceito do Índice Volumétrico de Lodo (IVL) que, por definição, é o volume ocupado por 1 g de lodo após uma decantação de 30 minutos (VON SPERLING, 1997). Os valores médios e os desvios-padrão do IVL estão apresentados na Tabela 4.16.

Tabela 4.16: Valores médios e desvios-padrão do índice volumétrico de lodo.

IVL (Valores médios)								
		Regime		Choques				
		Sem Gordura	400 mgO&G/L	Mensais	Quinzenais	Semanais		
Duração dos Choques (h)		–	–	2	2	2	8	16
IVL (mL/g)	C	–	–	225 ± 187	324 ± 248	163 ± 53	184 ± 128	159 ± 77
	T	–	–	183 ± 136	217 ± 136	136 ± 83	63 ± 3	77 ± 21

De acordo com Metcalf e Eddy (1991), lodos com IVL compreendidos entre 35 e 150 mL/g apresentam boa sedimentabilidade.

As análises de IVL só foram realizadas após o início dos choques de gordura, já que em trabalhos anteriores realizados pelo grupo de pesquisa em Tratamento Biológico/Enzimático de efluentes contendo altos teores de O&G foi verificado que efluentes contendo até 400 mgO&G/L não dificultavam a compactação nem a sedimentação dos flocos.

Os valores médios de IVL obtidos no biorreator Controle ultrapassaram a faixa de valores recomendada pela literatura para lodos com boa sedimentabilidade. Já o biorreator Teste, a partir dos choques semanais apresentou resultados dentro da faixa adequada. Tal resultado se deve, provavelmente, ao maior acúmulo de O&G nos flocos do lodo do biorreator Controle, já que a gordura tem baixa densidade, tendendo a flotar, e conseqüentemente dificultando a sedimentabilidade dos flocos.

Jung (2002) observou que teores de até 400 mgO&G/L de gordura na alimentação de reatores de lodo ativado em batelada não afetavam a sedimentabilidade. Ao se aumentar este valor para 600 mgO&G/L o valor médio do IVL no biorreator Controle (127 ± 39 mL/g) foi praticamente o dobro do obtido no biorreator Hidrolisado (65 ± 4 mL/g), o que indica a alteração na velocidade de sedimentação, provavelmente devido a presença de material gorduroso. No regime de 800 mgO&G/L, o biorreator Controle entrou em colapso, apresentando péssimas condições de sedimentabilidade do lodo, ficando com valores do IVL acima dos recomendados pela literatura (80 a 120 mL/g para Ramalho, 1991 e/ou 35 a 150 mL/g para Metcalf e Eddy, 1991).

Rosa (2004) também observou valores de IVL obtidos nos biorreatores Controle e Hidrolisado, nos regimes sem gordura e com 400 mg O&G/L, bem próximos e dentro da faixa recomendada pela literatura. No regime com 600 mg O&G/L os valores de IVL obtidos no biorreator Controle (238 ± 10 mL/g) ultrapassaram os limites de boa sedimentação do lodo, enquanto que no biorreator Hidrolisado este valor manteve-se dentro da faixa adequada (110 ± 21 mL/g). Entretanto, no regime de 800 mg O&G/L, os biorreatores Controle e Hidrolisado apresentaram valores de IVL bem próximos e maiores do que os limites que indicam uma boa sedimentação. Segundo a autora, estudos realizados em efluentes de indústria de laticínios mostram que é comum ocorrer problemas como a formação de “*bulking*”, espuma, crescimento de microrganismos filamentosos, má sedimentação, baixas concentrações de oxigênio dissolvido nos tanques de lodo ativado e altos níveis de sólidos em suspensão no efluente tratado, indicando a má qualidade do efluente após tratamento (DANALEWICH *et al.*, 1998). Além disso, neste regime (800 mg O&G/L), possivelmente, os problemas de sedimentação relacionados com a proliferação de bactérias filamentosas, transferência deficiente de oxigênio e a carência de matéria orgânica efetivamente metabolizável pelo consórcio microbiano afetaram a sedimentabilidade do lodo.

4.9. Choques de gordura

Nas Tabelas 4.17 e 4.18 estão apresentados os parâmetros que caracterizam os meios de alimentação durante os choques de gordura nos biorreatores Controle e Teste.

Tabela 4.17: Resumo das condições dos meios de alimentação durante os choques de gordura no biorreator Controle.

CONTROLE							
Choques	Dia de Operação	DQO (mg/L)	Vazão (mL/min)	O&G (mg/L)	Ácidos Livres ($\mu\text{molAL/mL}$)		
					Inicial	Final	Δ
Média		3652	2,5	1137	1,4	1,7	0,3
DP		1229	0,1	24	0,1	0,5	0,3
Mensal	129	4521	2,5	1120	1,3	1,4	0,0
Quinzenal	170	4783	2,5	1470	2,2	2,4	0,2
Quinzenal	185	5392	2,5	1470	2,0	2,1	0,2
Quinzenal	200	4638	2,5	1255	1,5	1,5	0,1
Quinzenal	215	3383	2,7	1255	1,4	1,5	0,1
Semanal 2h	229	2142	2,5	1496	1,8	2,0	0,2
Semanal 2h	236	2700	2,7	1496	1,9	2,0	0,1
Semanal 2h	243	2542	2,7	1496	1,6	1,6	0,0
Semanal 2h	251	3850	2,7	1496	1,8	2,0	0,1
Semanal 2h	258	3733	2,2	1496	2,0	2,2	0,1
Semanal 2h	265	4033	2,6	1354	1,3	1,4	0,1
Semanal 8 h	272	2558	2,5	1354	1,9	2,0	0,1
Semanal 8 h	279	3383	2,5	1252	1,8	1,8	0,1
Semanal 8 h	287	3142	2,6	1252	1,3	1,4	0,1
Semanal 16 h	293	4138	2,5	1268	1,0	1,2	0,2
Semanal 16 h	300	2650	2,5	1154	1,5	1,6	0,1
Semanal 16 h	308	2783	2,4	1154	1,5	2,0	0,5

* = final – inicial.

Tabela 4.18: Resumo das condições dos meios de alimentação durante choques de gordura no biorreator Teste.

TESTE							
Choques:	Dia de	DQO (mg/L)	Vazão (mL/min)	O&G (mg/L)	Ácidos Livres ($\mu\text{molAL/mL}$)		
	Operação				Inicial	Final	Δ^*
Média		5543	2,5	1137	4,7	8,1	3,4
DP		2864	0,1	24	4,0	5,1	1,1
Mensal	129	7568	2,5	1120	7,5	11,7	4,2
Quinzenal	170	8238	2,5	1470	4,2	9,0	4,9
Quinzenal	185	6625	2,5	1470	5,5	8,2	2,7
Quinzenal	200	7692	2,5	1255	5,6	8,1	2,5
Quinzenal	215	9392	2,7	1255	6,4	9,3	2,9
Semanal 2h	229	8883	2,5	1496	6,1	8,8	2,7
Semanal 2h	236	6900	2,7	1496	6,6	9,1	2,5
Semanal 2h	243	8933	2,7	1496	8,5	10,1	1,6
Semanal 2h	251	10388	2,7	1496	8,2	11,3	3,1
Semanal 2h	258	10658	2,2	1496	8,0	9,4	1,4
Semanal 2h	265	10258	2,6	1354	7,8	9,1	1,3
Semanal 8 h	272	5950	2,5	1354	7,6	8,7	1,1
Semanal 8 h	279	4075	2,5	1252	2,4	5,1	2,7
Semanal 8 h	287	4725	2,6	1252	2,3	4,9	2,7
Semanal 16 h	293	4200	2,5	1268	2,21	4,5	2,3
Semanal 16 h	300	3425	2,5	1154	2,15	4,6	2,5
Semanal 16 h	308	3517	2,4	1154	2,0	4,5	2,6

* = final – inicial.

A DQO_T média afluyente do biorreator Controle durante os choques foi menor que a DQO_T média do biorreator Teste. Isto pode ser explicado pela presença de material orgânico (esporos, hifas e metabólitos produzidos pelo fungo, além do substrato (melaço) e nutrientes residuais da FMS) da torta de babaçu fermentada, uma vez que a mesma era introduzida no reator junto com a alimentação durante os choques de gordura.

A concentração média de óleos e graxas foi de 1137 ± 24 mgO&G/L, ficando próxima ao valor planejado (1200 mgO&G/L).

A eficiência da capacidade catalítica das enzimas presentes na gordura adicionada ao efluente (biorreator Controle) e no PES (biorreator Teste) foi avaliada através da determinação do teor de ácidos totais liberados durante os choques. Eram retiradas, em duplicata, alíquotas de 20 mL da alimentação dos biorreatores no início a ao término dos choques. Pode-se notar que o teor de ácidos totais liberados no afluente do biorreator Teste foi cerca de 10 vezes maior que o teor encontrado no afluente do biorreator Controle. Isto pode comprovar a atividade enzimática ocorrida durante os choques de gordura no biorreator Teste. Jung *et al.* (2002) obtiveram, para a concentração de 800 mgO&G/L na alimentação, valores de ácidos livres liberados em 8 horas de hidrólise enzimática cerca de dez vezes maiores ($\Delta t = 22,1 \mu\text{mol AL/mL}$) que os valores encontrados neste trabalho para as mesmas 8 horas ($\Delta\text{médio} = 2,17 \mu\text{mol AL/mL}$), mas semelhante ao encontrado por Rosa (2004) para o mesmo teor de gordura, só que com 24 horas de duração de hidrólise ($21,4 \mu\text{mol AL/mL}$).

Considerando que o efluente introduzido no biorreator Teste está somente parcialmente hidrolisado, como indicam os valores de AL obtidos, os bons resultados obtidos em termos de remoção de DQO se devem à continuidade da atividade enzimática sobre as partículas de gordura durante o tempo de permanência do efluente no biorreator (TRH médio de 24 h). Para lodos ativados operando com TRH mais baixos (4 – 6 h), provavelmente, o biorreator Teste não teria apresentado uma capacidade de assimilação tão acentuada. Cabe ressaltar que o biorreator Controle também apresenta uma boa capacidade de assimilação da gordura alimentada; no entanto, o acúmulo desta no biorreator é claramente comprovado, levando a problemas de ordem operacional e comprometendo a estabilidade do biorreator.

4.10. Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores

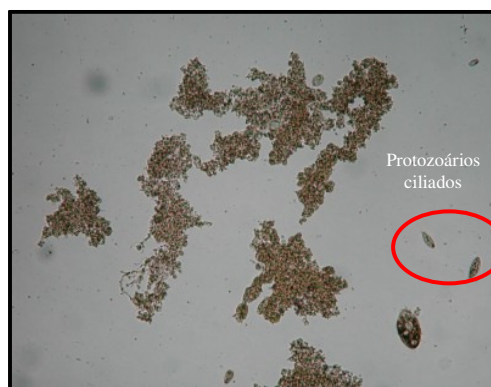
Os flocos biológicos constituem um micro-sistema complexo formado por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos. Entretanto, os componentes da microfauna (protozoários e micrometazoários) também têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de coliformes, na redução da DBO₅ e na floculação. Por serem extremamente sensíveis às alterações no processo, os componentes da microfauna alternam-se no sistema em resposta às mudanças nas condições físico-químicas e ambientais (BENTO *et al.*, 2005). Foram realizadas observações da macroestrutura dos flocos de lodo ativado, em microscópio óptico, em campo claro, após os choques de gordura.

4.10.1. Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choque mensal

A Figura 4.20 mostra a estrutura dos flocos nos biorreatores após o primeiro choque de carga (mensal).



(A) Controle – Aumento: 40x



(B) Teste – Aumento: 40x

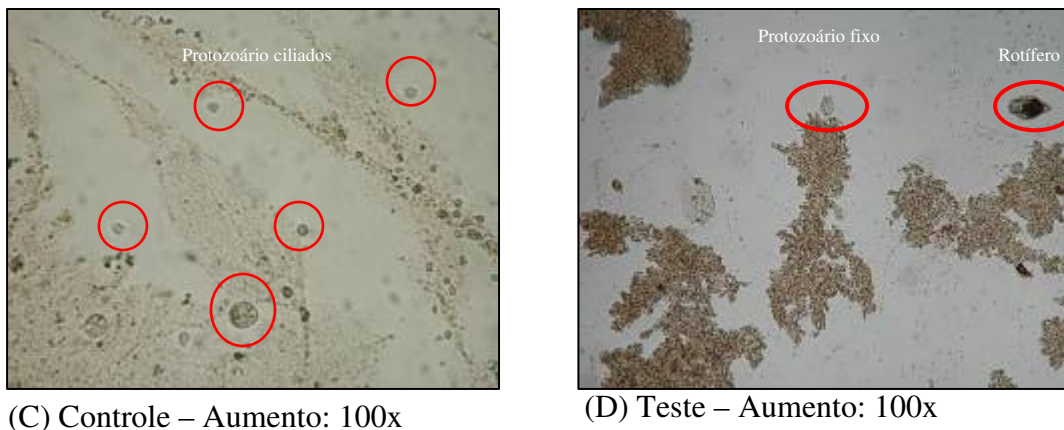


Figura 4.20: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o choque mensal.

As fotos do lodo do biorreator Controle mostram flocos grandes, mas sem delimitação precisa, com a presença de alguns protozoários ciliados, provavelmente do gênero *Aspidisca*. Já as fotos do lodo do biorreator Teste apresentaram flocos mais densos, bem delimitados, sendo visualizados protozoários ciliados, provavelmente do gênero *Trachellophylum*, alguns protozoários fixos como os da espécie *Vorticella sp.* e alguns rotíferos, indicando elevada idade do lodo.

4.10.2. Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques quinzenais.

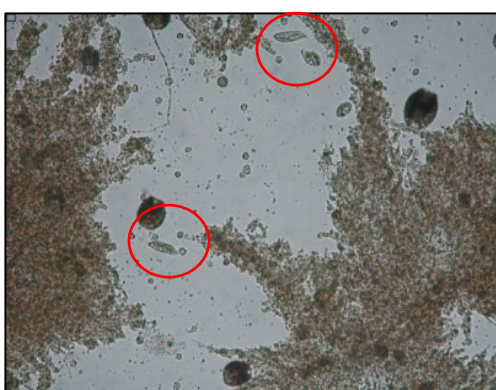
A Figura 4.21 mostra a estrutura dos flocos nos biorreatores após os choques de gordura quinzenais.



(A) Controle – Aumento: 40x



(B) Teste – Aumento: 40x



(C) Controle – Aumento: 100x



(D) Teste – Aumento: 100x

Figura 4.21: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques quinzenais.

Após término dos choques quinzenais, os biorreatores apresentaram flocos fragmentados. O biorreator Controle mostrou flocos mais delimitados quando comparados ao período anterior (choque mensal) e alguns protozoários ciliados, provavelmente do gênero *Trachellophylum*. O biorreator Teste apresentou flocos dispersos, de tamanho irregular e um aumento expressivo de protozoários, sendo os mais frequentes, assim como no biorreator Controle, os do gênero *Trachellophylum*. Notou-se ainda a ausência de rotíferos e de protozoários fixos. Segundo Sobrinho

(1998), os protozoários melhoram a qualidade do efluente, pois se alimentam de bactérias livres.

4.10.3. Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques semanais com duas horas de duração

A Figura 4.22 mostra a estrutura dos flocos nos biorreatores após os choques de gordura semanais com duas horas de duração.



(A) Controle – Aumento: 40x



(B) Teste – Aumento: 40x



(C) Controle – Aumento: 100x



(D) Teste – Aumento: 100x

Figura 4.22: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques semanais com 2 horas de duração.

Pode-se observar que, ao término do período dos choques semanais de 2 horas de duração, os flocos do biorreator Controle estavam bastante fragmentados, apresentando diferentes tamanhos. Não foram observados protozoários, o que pode ter contribuído para o aumento da turbidez no período seguinte (choques semanais com 8 horas de duração), uma vez que as fotografias foram tiradas ao término do período dos choques semanais de 2 horas de duração. Os flocos do biorreator Teste voltaram a apresentar flocos mais densos, sendo visualizados alguns rotíferos, indicando novamente uma elevada idade do lodo.

4.10.4. Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques semanais com oito horas de duração

A Figura 4.23 mostra a estrutura dos flocos nos biorreatores após os choques de gordura semanais com oito horas de duração.



(A) Controle – Aumento: 40x



(B) Teste – Aumento: 40x

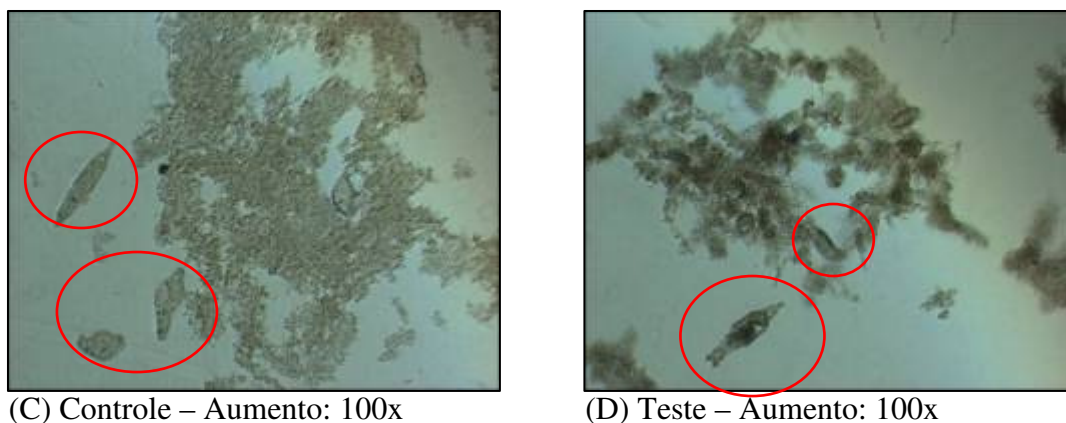


Figura 4.23: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques semanais com 8 horas de duração.

O biorreator Controle apresentou flocos menos fragmentados comparado ao período anterior. Notou-se a presença de alguns protozoários ciliados e um aumento expressivo na presença de rotíferos, indicativo de elevada idade do lodo. O biorreator Teste também apresentou flocos fragmentados e dispersos, de diferentes tamanhos, o que provavelmente contribuiu para o aumento da turbidez observada no período dos choques semanais de 16 horas de duração. Foi observada a presença de rotíferos e a ausência de protozoários, e um aumento de pontos escuros nos flocos que pode ter sido ocasionado pela adição contínua de torta de babaçu em curtos intervalos de tempo (7 dias).

4.10.5 Observações microscópicas dos flocos do lodo dos biorreatores após choques semanais com dezesseis horas de duração

A Figura 4.24 mostra a estrutura dos flocos nos biorreatores após os choques de gordura semanais com dezesseis horas de duração.

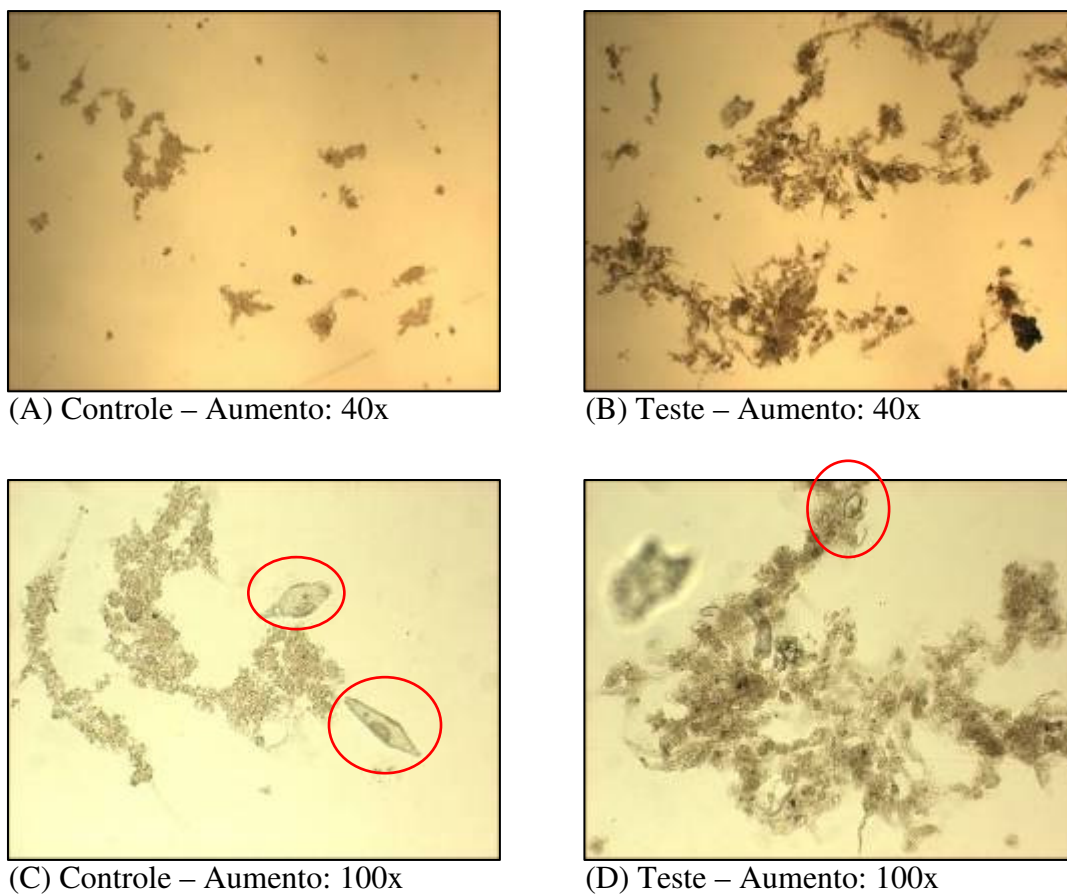


Figura 4.24: Fotos em campo claro dos flocos dos biorreatores Controle e Teste após o término dos choques semanais com 16 horas de duração.

Ao término do período dos choques semanais com 16 horas de duração o biorreator Controle estava com o lodo totalmente fragmentado, com pequenas dimensões. Ainda assim, apresentou alguns rotíferos, indicando novamente idade de lodo elevada.

O biorreator Teste continuou apresentando flocos fragmentados e dispersos, de diferentes tamanhos, porém, com melhores características, quando comparados aos do biorreator Controle. Observou-se a ausência de rotíferos e protozoários ciliados, sendo notada a presença de protozoários fixos, provavelmente do gênero *Vorticella*.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

5.1. Conclusões

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Mesmo não entrando em colapso com os choques de gordura, o biorreator Controle apresentou recuperação mais lenta do que o biorreator Teste e maior acúmulo de gordura nos flocos microbianos no decorrer de toda a operação.
- O biorreator Teste apresentou menores valores de DQO_T no efluente, principalmente a partir dos choques quinzenais, o que foi estatisticamente comprovado.
- O biorreator Teste também apresentou menores valores de turbidez no efluente final, comparado ao reator Controle, a partir dos choques quinzenais, o que pode ser indicativo de lodo mais estável, com melhores características de sedimentabilidade e menor quantidade de microrganismos livres em suspensão no sedimentador.
- O Índice Volumétrico de Lodo (IVL), a partir dos choques semanais, permaneceu dentro da faixa recomendada pela literatura (IVL ideal = 35

a 150 mL/g) no biorreator Teste, o que não foi verificado no biorreator Controle.

- O biorreator Teste também apresentou menores variações nos parâmetros analisados quando os intervalos entre os choques foram menores (a partir dos choques quinzenais), o que evidencia uma maior estabilidade do sistema quando se utilizou o PES como auxiliar no tratamento biológico.
- O acúmulo de Óleos e Graxas nos flocos do lodo do biorreator Controle foi visivelmente maior do que o acúmulo nos flocos do biorreator Teste.
- De acordo com as observações microscópicas, pode se observar que a comunidade microbiana dos sistemas de lodo ativado refletem a estabilidade do sistema, principalmente em relação a turbidez efluente.
- A adição de PES somente mediante sobrecargas de gordura na alimentação provou ser uma alternativa viável, pois permitiu manter a eficiência de remoção de DQO_T do biorreator Teste durante mais de 300 dias sem ocorrência de problemas operacionais.

5.2. Sugestões

Visando futuras pesquisas relacionadas ao tratamento híbrido (biológico/enzimático) de efluentes com alto teor de gordura, são citadas, a seguir, algumas sugestões, tendo em vista os resultados e conclusões obtidos no presente trabalho:

- Utilização de efluentes reais de laticínios, permitindo assim comparações mais precisas a respeito do desempenho da utilização de enzimas no tratamento destes;
- Instalação de sistemas de automação, com a utilização de sensores nos tanques de alimentação e aeração a fim de que se possam obter dados constantemente, via “*on line*” de temperatura, pH e oxigênio dissolvido, por exemplo, facilitando a operação.
- Avaliação do impacto ambiental causado pelo fungo *Penicillium restrictum* em corpos receptores;
- Utilização de métodos mais precisos para determinação de lipídeos (óleos e graxas) sobretudo os acumulados no lodo aeróbio, como por cromatografia gasosa.
- Estudo mais detalhado da variação da composição do consórcio microbiano ao longo do tempo.

6. BIBLIOGRAFIA

ACQUA ENGENHARIA, 2005. “*Manual de lodos ativados*”, Disponível em “<http://acquaeng.com.br/ControleLodos%20Ativados.pdf>,” acesso em 20 de janeiro de 2007.

AITKEN, M.D. “*Waste treatment applications of enzymes: opportunities and obstacles*”. The Chemical Engineering Journal, vol. 52, p. B49-B58, 1993.

AITKEN, M.D., MASSEY, I.J., CHEN, T., HEILER, S. “*Characterization of reaction products from the enzyme catalyzed oxidation of phenolic pollutants*”. Water Research, vol.28 (9), p.1879-1889, 1994.

APHA (American Public Health Association), American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, 18th edition, New York, 1992.

BALCÃO, V.M., PAIVA, A.L., MALCATA, F. X. “*Bioreactors with immobilized lipases: State of the art*”. Enzyme and Microbial Technology, vol.18, p. 392-416, 1996.

BARROS, R.T.V. “*Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios*”. Vol. 2, Saneamento, DESA/UFMG, 1995.

BENTO, A. P., SEZERINO, P. H., PHILIPPI, L. S., REGINATTO, V., LAPOLLI, F. R. “*Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo*”. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 10, nº 4, p. 329-338, 2005.

- BEUCHAT, L.R. “*Flavor chemistry of fermented peanuts*”, Ind. Eng. Chem. Prod. Res.Dev., vol.21, pp. 533-536. 1982
- BOTELHO, C. G. “*Gestão da qualidade do tratamento e do abastecimento de água*”. Curso de pós-graduação “*latu senso*” em Gestão e Inovações Tecnológicas na Construção, FAEPE, Lavras/MG, 2003, 180 p.
- CAMMAROTA, M. C., FREIRE, D. M. G. “*A review on hidrolytic enzymes in the treatment of wastewaters with high oil and grease content*”. Bioresource Technology, vol. 97, p. 2195-2210, 2006.
- CAMMAROTA, M.C., TEIXEIRA, G.A., FREIRE, D.M.G. “*Enzymatic pre hydrolysis and anaerobic degradation of wastewaters with high fat contents*”. Biotechnology Letters, vol. 23, p. 1591-1595, 2001.
- CAIL, R. G., BARFORD, J. P., LICHACZ, R. “*Anaerobic digestion of wool scouring wastewater in a digester operated semi-continuosly for biomassa retention*”, Agri. Wastes, vol. 18, p. 27-38, 1896.
- CANNEL, E., MOO-YOUNG, M. “*Solid state fermentation systems*”. Process Biochemistry, p.2-7, 1980.
- CARTA, F., ALVAREZ, P., ROMERO, F., PEREDA, J. “*Aerobic purification of dairy wastewater in continuos regime, reactor with support*”. Process Biochemistry, v. 34, p. 613-619, 1999.
- CASTILHO, L.R., POLATO, C. M. S., BARUQUE, E. A. “*Economic analysis of lipase production by Penicillium restrictum in solid-state and submerged fermentations*”. Biochemical Engineering Journal, vol. 4, p. 239-247, 2000.

- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *“Nota técnica sobre tecnologia de controle – Industrias de laticínios (NT 17)”*. São Paulo:CETESB, 1990. 30p.
- CHERNICHARO, C. A. L. *“Reatores Anaeróbios”*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, 1997. 246 p.
- CHIPASA, K. B., MECHZYEKA, K. *“Behavior of lipids in biological wastewater treatment processes”*. Ind. Microbiol. Biotechnol Journal, vol. 33, p. 635-645, 2006.
- CONAMA. *“Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”*. Resolução nº 357, 2005.
- COPAM. *“Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências”*. D.N. nº 10, 1986.
- DANALEWICH, J.R., PAPAGIANNIS, T.G., BELYEA, R.L. *et al.* *“Characterization of dairy waste streams, current treatment practices, and potential for biological nutrient removal”*. Water Research, vol.32, p.3555-3568, 1998.
- DEMIREL, B., YENIGUN, O., ONAY, T.T. *“Anaerobic treatment of dairy wastewater: a review”*. Process Biochemistry, vol. 40, p. 2583-2595, 2005.
- DHARMSTHITI, S., KUHASUNTISUK, B. *“Lipase from Pseudomonas LP602: biochemical properties and application for wastewater treatment”*. Industrial Microbiology and Biotechnology, vol.21, p. 75-80, 1998.
- EMBRAPA, 2006, www.cnp.gl.embrapa.br, acessado em dezembro de 2006.

- FEEMA. “Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos”. NT-202, R-10, 1986.
- FEEMA. “Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial”. DZ-205. R-5, 1991.
- FIGUEIREDO, M.G. “Microbiologia de lodos ativados”, In: I Curso Internacional sobre controle da poluição das águas, CETESB, 1995.
- FREIRE, D.M.G. “Seleção de microrganismos lipolíticos e produção de lipase por *Penicillium restrictum*”. Tese de Doutorado, Departamento de Bioquímica, IQ/UFRJ, Rio de Janeiro/RJ, 1996.
- FREIRE, D.M.G., CASTILHO, L.R. “Lipases produzidas por fermentação submersa e em meio sólido”, Revista Brasileira de Farmácia, vol. 81 (1/2), p. 48-56, 2000.
- FREIRE, D.M.G., GOMES, P.M., BON, E.P.S. *et al.* “Lipase production by a new promising strain of *Penicillium restrictum*”, J. of the Brazilian Society for Microb., (Rev. de Microb.), vol. 28 (1), p. 6-12, 1997.
- GERARDI, M. H. “An operator’s guide to protozoa and their role in the activated sludge process. Public Works, p. 44-47/90-92, 1986.
- GOMBERT, A.K., LOPES, A., CASTILHO, L.R. *et al.* “Lipase production by *Penicillium restrictum* in a solid-state fermentation using babassu oil cake as substrate”. Process Biochem., vol. 35, p. 85-90, 1999.
- HACH, DR/2000 “Spectrophotometer Procedures Manual” 10 ed, 1995.
- HOFFMANN, H., PLATZER, C. “Aplicação de imagens microscópicas do lodo ativado para a detecção de problemas de funcionamento das estações de tratamento de esgotos da Alemanha”. In: I Seminário de microbiologia aplicada

ao saneamento, Anais... Universidade Federal do Espírito Santo, p. 108-120, 2000.

HRUNDEY, S. “*Activated sludge response to emulsified lipid loading*”. Water Research, vol. 15, p. 361-373, 1980.

JAEGER, K.E., DIJKNSTR, B.W., REETZ, M.T. “*Bacterial Biocatalysts: molecular Biology ,three-dimensional structures and biotechnology applications of lipases*”. Annu. Rev. Microbiol., vol. 53, p. 315-351. 1999

JAEGER, K.E., RANSAC, S., DIJKSTRA, B.W. “*Bacterial lipases*”. FEMS Microbiol. Rev., vol. 15, p. 29- 63, 1994.

JAEGER, K.E., REETZ, T.M. “*Microbial lipases from versatile tools for biotechnology*”. Trends Microbiol., vol. 16, p. 396-403, 1998.

JEGANATHAN, J., BASSI, A., NAKHLA, G. “*Pre-treatment of high oil and grease pet food industrial wastewaters using immobilized lipase hydrolyzation*”. Journal of Hazardous Materials, vol. 137, p. 121-128, 2006.

JENKINS, D., RICHARD, M.G., DAIGGER, G.T. “*Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*”, 2nd Edition, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, USA, 1993.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A. “ *Tratamento de esgotos domésticos*” Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1995. 681p.

JUNG, F. B. “*Avaliação de uma etapa de pré-hidrolise enzimática no tratamento de efluentes de laticínios com lodos ativados*”. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química. Departamento de Bioquímica, UFRJ, Rio de Janeiro/RJ, 2002.

- JUNG, F., CAMMAROTA, M.C., FREIRE, D.M.G. “Impact of enzymatic prehydrolysis on batch activated sludge systems dealing with oily wastewaters”, *Biotechnol. Letters*, vol. 24, p. 1797-1802, 2002.
- KAMIMURA, E. S. “*Modelagem e simulação do processo de purificação de lipase por cromatografia de afinidade*”. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas/SP, 2000. 221 p.
- KAMINI, N.R., MALA, J.G.S., PUVANAKRISHNAN, R. “*Lipase production from Aspergillus niger by solid-state fermentation using gingerly oil cake*”, *Process Biochem.*, vol. 33, p. 505-511, 1998.
- KARAM, J., NICELL, J.A. “*Potencial application of enzymes in waste treatment*”, *J.Chem. Techn. Biotechnol.*, vol. 69, p. 141-153, 1997.
- LEAL, M.C.M.R. “*Utilização de enzimas hidrolíticas no tratamento de resíduos da indústria de laticínios*”, Tese de M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2000.
- LEAL, M.C.M.R., CAMMAROTA, M.C., FREIRE, D.M.G. *et al.* “*Hydrolytic enzymes as coadjuvants in the anaerobic treatment of dairy wastewater*”, *Brazilian Journal of Chem. Eng.*, vol. 19, p. 175-180, 2002.
- LEAL, M.C.M.R., FREIRE, D.M.G; CAMMAROTA, M.C., *et al.* “*Effect of enzymatic hydrolysis on anaerobic treatment of dairy wastewater*”. *Process Biochemistry*, vol. 41, p. 1173-1178, 2006.
- LEFEBVRE, X., PAUL, E., MAURET, M. *et al.* “*Kinetic characterization of saponified domestic lipid residues aerobic biodegradation*”, *Water Research*, vol. 32, p. 3031-3038, 1998.

- LEITE, A.L.T.A.; MININNI-MEDINA, N. “*Educação ambiental*”. Curso Básico à Distância: Educação Ambiental II. Brasília: MMA., vol. 5, 2^a ed. 2001, 215 p.
- MASSE, L., KENNEDY, K.J., CHOU, S. “*Testing of alkaline and enzymatic hydrolysis pretreatments for fat particles in slaughterhouse wastewater*”, *Bioresource Technology*, vol. 77, p. 145-155, 2001.
- MASSE, L., MASSÉ, D.I., KENNEDY, K.J. “*Effect of hydrolysis pretreatment on degradation during anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater*”, *Process Biochemistry*, vol. 38, p. 1365-1372, 2003.
- MASSE, L., MASSÉ, D. I. “*Effect of soluble organic, particulate organic and hydraulic shock loads on anaerobic sequential batch reactors treating slaughterhouse wastewater at 20 ° C*”. Agriculture and Agri-Food Canada, P. O, vol. 90, p.145-155, 2004.
- MATOS, A.T. “*Tratamento de resíduos agroindustriais*”. Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais, Universidade Federal de Viçosa, 2005. Disponível em <http://www.ufv.br/dec/simea/apresentacoes/cursomatosFEAM2005.pdf>
- MENDES, A. A.,CASTRO, H. F., PEREIRA, E. B., FURIGO Jr., A. “*Application of lipases for wastewater treatment containing high levels of lipids*”. *Quimica Nova*, vol. 28, p. 296-305, 2005.
- METCALF e EDDY. “*Wastewater engineering – Treatment, disposal and reuse*”, 3rd Edition, McGraw-Hill, Inc.- International Edition, 1991. *Biochem. Eng. Journal*, vol. 32 (3), p. 185-190, 2006.
- MITCHELL, D.A., BEROVIC, M., KRIEGER, N. “*Overview of solid state bioprocessing*”, *Biotechnol. Ann. Rev.*, vol. 8, p. 183-225, 2002.

- MONDOLO, M. R. “*Utilização de reatores enzimáticos como unidades de pré-tratamento para sistemas de lodos ativados utilizando esgoto sintético a base de lipídeos*”. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos/SP, 2002.
- MONGKOLTHANARUK, W., DHARMSTHITI, S. “*Biodegradation of lipid-rich wastewater by a mixed bacterial consortium*”. Int. Biodeter. Biodeg. 50, p. 101-105, 2002.
- MORA, F. R., GINER, G. F. ANDARA, A. R., ESTEBAN, J. L. “*Effect of organic carbon shock loading on endogenous denitrification in sequential batch reactors*”. Bioresource Technology, vol. 88, p. 215-219, 2003.
- MOTTA, M., PONS, M.N., ROCHE, N., *et al.* “*Estudo do funcionamento de estações de tratamento de esgotos por análise de imagem: validações e estudo de caso*”. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 8 - Nº 3, p.170-181, 2003.
- NOVAK, J. T., KRAUS, D. L. “*Degradation of long chain fatty acids by activated sludge.*” Water Research, vol. 7, p.843–851, 1973.
- OMIL, F., GARRIDO, J.M., ARROJO, B. *et al.* “*Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale*”, Water Research, vol. 37, p. 4099-4108, 2003.
- OVIEDO, M.D.C., LÓPEZ-RAMIREZ, J.A., MÁRQUEZ, D.S. *et al.* “*Evolution of an activated sludge system under starvation conditions*”, Chem. Eng. Journal (in press), 2003.
- PALMA, M.B., PINTO, A.L., GOMBERT, A.K. *et al.* “*Lipase production by *Penicillium restrictum* using solid waste of industrial babassu oil production as substrate*”, Applied Biochemistry and Biotechnology, vol. 84, p. 1137-1145, 2000

- PEIL, K. M., GAUDY, A.F. “*Kinetic constants for aerobic growth of microbial populations selected with various single compounds and with municipal wastes as substrates.*” *Appl Microbiol* , vol. 21, p. 253–256, 1971.
- PEREIRA, E. B. “*Lipase livre e imobilizada em quitosana: caracterização e potencial de aplicação em reações de hidrólise e síntese*”. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, PR., 1999.
- PERLE, M., KIMCHIE, S., SHELEF, G. “*Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater*”, *Water Research*, vol. 29, p.1549-1554, 1995.
- PERNELLE, J.J., GAVAL, G., COTTEUX, E., DUCHENE, P. “*Influence of transient substrate overloads on the proliferation of filamentous bacterial populations in an activated sludge pilot plant.*” *Water Research*, vol. 35, p.129–134, 2001.
- PETRUY, R., LETTINGA, G. “*Digestion of milk-fat emulsion*”, *Bioresource Technology*, vol. 61, p. 141-149, 1997.
- RAO, G. A. G., NAIDU, G. V., PRASAD, K. K., *et al.* “*Anaerobic treatment of wastewater with high industry using fixed film reactor (AFFR)*”. *Bioresource Technology*, vol. 96, p. 87-93, 2005.
- RAMALHO, R. S.. “*Introduction to wastewater treatment processes*”. Academic Press, 1983. 580p.l
- RIBEIRO, A. C. P., CONCEICAO JUNIOR, J. C., FREIRE, D. M. G., CAMMAROTA, M. C. “*Avaliação do comportamento de sistemas de lodos ativados mediante choques de carga de gordura: efeito da adição de um preparado enzimático sólido*”. XXVII Jornada Giulio Massarani de Iniciação Científica, Artística e Cultural da UFRJ, 2005, Rio de Janeiro.

- RIVERA-MUÑOZ, G., TINOCO-VALENCIA, J.R., SÁNCHEZ, S. *et al.* “*Production of microbial lipases in a solid state fermenter system*”, *Biotechnology Lett.*, vol. 13 (4), p. 277-280, 1991.
- ROSA, D. R. “*Tratamento enzimático/biológico de efluente com alto teor de gordura*”
Dissertação de mestrado. Departamento de Bioquímica/IQ/UFRJ, 2004, 106 p.
- ROSA, D. R., FREIRE, D. M. G., CAMMAROTA, M. C. “*Production and utilization of a novel solid enzymatic preparation produced by Penicillium restrictum in activated sludge systems treating wastewater with high levels of oil and grease.*”
Environmental Engineering Science. 23(5), 814-823, 2006.
- RUSTEN, B., LUNDAR, A., EIDE, O., *et al.* “*Chemical pretreatment of dairy wastewater*”, *Water Science Technology*, vol. 28, p. 67-76, 1993.
- SANTOS, A.B., SANTAELLA, S.T. “*Remoção de DQO de água residuária de indústria têxtil empregando o processo de lodos ativados em batelada*”,
Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 7, nº 3, p 151-155, 2002.
- SAXENA, R.K, DAVIDSON, W.S., SHEORAN, A., BHOOPANDER, G.
“*Purification and characterization of an alkaline thermostable lipase from Aspergillus carneus*”, *Process Biochem.*, vol. 39, p. 239-247, 2003.
- SEBRAE/MG – “*Pesquisa Tecnológica para Controle Ambiental em Pequenos e Médios Laticínios de Minas Gerais*”, vol. I e II - Diagnóstico, 1998.
- SEBRAE/MG – “*Projeto Leite – Diagnóstico da Indústria de Laticínios do Estado de Minas Gerais*”, Sistema Agroindustrial do Leite, Belo Horizonte, 1997.
- SOBRINHO, P.A. “*Estudos dos fatores que influem no desempenho do processo dos lodos ativados – Determinação de parâmetros de projeto para esgotos*”

predominantemente domésticos”, In: IV Curso Internacional sobre Controle da Poluição das Águas: CETESB, 1998.

SOBECK, D. C., HIGGINS, M. J. “Examination of three theories for mechanisms of cation-induced biofloculation”. *Water Research*, vol. 36, p. 527-538, 2002.

SPEECE, R.E. “*Anaerobic Biotechnology*”. Nashville, Archae Press, 1996. 394 p

TEICH, D. H. “*Vai valer mais que petróleo*”. *Revista Veja*, Editora Abril, 2002.

VALLADÃO, A. B. G. “*Pré-hidrolise enzimática aplicada ao tratamento anaeróbio de efluente de abatedouro de aves.*” Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VAN HAANDEL, A., MARAIS, G. “*O comportamento do sistema de lodos ativados – Teoria e aplicações para projetos e operação*”. Epgraf, UFPB, 1999.

VIDAL, G., CARVALHO, A., MÉNDEZ, R. *et al.* “*Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters*”, *Bioresource Technology*, vol. 74, p. 231-239, 2000.

VON SPERLING, M. “*Lodos Ativados*”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, vol. 4, 1997. 416 p.

ANEXO 1

Curvas de correlação entre turbidez e concentração de SSV no efluente dos biorreatores.

