

URI - CAMPUS ERECHIM
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ALIMENTOS

Luciana Frassetto de Campos

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE DE ESTERCO DE SUÍNOS
ENRIQUECIDO COM GORDURA EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS.**

Erechim - RS, 2013

LUCIANA FRASSETTO DE CAMPOS

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE DE ESTERCO DE SUÍNOS
ENRIQUECIDO COM GORDURA EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS.**

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos da URI – Campus de Erechim, como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de Alimentos, Área de Concentração: Engenharia de Alimentos, da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI, Campus de Erechim.

Orientadores: Marco Di Luccio

Rogério Marcos Dallago

Erechim - RS, fev. 2013

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE DE ESTERCO DE SUÍNOS
ENRIQUECIDO COM GORDURA EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS.**

Luciana Frassetto de Campos

Dissertação de Mestrado submetida à Comissão Julgadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de Alimentos, Área de Concentração: Engenharia de Alimentos.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Marco Di Luccio
Orientador

Prof. Dr. Rogério Marcos Dallago
Orientador

Prof. Dr. Altemir José Mossi (UFFS)

Prof. Dr. Marcelo Luis Mignoni (URI)

Erechim, fevereiro/ 2013

AGRADECIMENTOS

À Deus e a meus queridos pais pela Vida!

Ao meu esposo Luciano, pelo apoio, confiança, compreensão e paciência em todos os momentos.

A Cooperativa Central Aurora Alimentos pela estrutura cedida e os recursos disponibilizados para a realização deste trabalho.

A Gter Energias Renováveis, em especial ao Sr. Santiago Ibarra, pelo fornecimento dos biodigestores e pelos funcionários cedidos para a realização deste trabalho.

A Elivânia, Lorena, Kellen, Jair e Eduardo, por todo o apoio, dedicação e paciência.

Aos orientadores Marco e Rogério pela orientação e disponibilidade.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

Resumo da dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em engenharia de alimentos como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Engenharia de alimentos.

AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE DE ESTERCO DE SUÍNOS ENRIQUECIDO COM GORDURA EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS.

Luciana Frassetto De Campos

Fevereiro de 2013

Orientadores: Rogério Marcos Dallago
Marco Di Luccio

Destinar os resíduos adequadamente é uma condição para as indústrias operarem e fazer isto de uma forma econômica e sustentável é um grande desafio. Atualmente destinar a gordura gerada no tratamento de efluentes dos frigoríficos é um problema econômico/ambiental, pois em geral ela é enviada sem tratamento para o meio ambiente ou centrifugada, separando o óleo e destinando o sólido para aplicação em solo ou tratamento. Esta gordura tem um alto potencial energético e vislumbra-se que o seu uso em biodigestores possa ser uma alternativa de tratamento deste resíduo, em consórcio com o esterco de suínos. Os biodigestores, além de tratar estes materiais para posterior uso como fertilizantes, gerariam biogás para ser utilizado na própria indústria em substituição ao GLP (gás liquefeito de petróleo). A partir do interesse de uma indústria frigorífica, desenvolveu-se este trabalho, visando avaliar uma nova alternativa para o tratamento e destino da gordura animal através de biodigestores. Em função do volume de gordura gerada ser superior ao de esterco, elaborou-se este estudo, buscando atingir a máxima concentração de gordura dentro do biodigestor. Foram montados seis biodigestores pilotos, sendo que três operavam com diferentes concentrações de gordura (10%; 50% e 90%), e cada um dos biodigestores tinha um controle, que seria alimentado apenas com esterco, sem gordura. Ao longo do experimento, foi testado mais um biodigestor com dosagem de microorganismos. Após a coleta de dados, foram realizadas correções no planejamento e o projeto foi ampliado para escala real. Nos biodigestores em escala piloto, a agitação e o aquecimento não foram eficientes, o que pode ter acidificado a gordura que flutuou e não foi incorporada ao meio como deveria. A biodigestão foi estimulada pelos sais de cálcio, magnésio, sódio e potássio. E conforme esperado, a eficiência de remoção de DBO_5 foi melhor nos biodigestores sem e com menores concentrações de gordura. No biodigestor que foi adicionado microorganismos, os resultados foram mais satisfatórios do que no sem dosagem. No biodigestor em escala real, o esterco das peneiras do frigorífico foi substituído por esterco líquido da granja de suínos e a agitação foi melhorada. O uso de 40% de gordura foi comprovadamente eficiente, com redução média de 47% de DBO_5 , 53% de DQO, 55 % de ST. Entretanto, outros estudos se fazem necessários para otimizar este processo e para avaliar o resíduo efluente deste biodigestor.

Palavras-chave: biodigestores, gordura de frigorífico, esterco.

Abstract of dissertation to Food Engineering Program as a partial fulfillment of the requirements for the Degree of Máster in Food Engineering.

BIODEGRADABILITY ASSESMENT OF SWINE MANURE ENRICHED WITH FAT ANAEROBIC DIGESTERS

Luciana Frassetto De Campos

Feb / 2013

Advisors: Rogério Marcos Dallago
Marco Di Luccio

Diverting waste properly is a condition for industries operating. Doing this in an economical and sustainable is a big challenge. Nowadays the fat intended for the treatment of effluents generated by refrigerators is a problem economical / environmental because in general is sent to the untreated environment or centrifuged, separating the oil and the solid destined for treatment or environment. This fat has a high energy potential and sees that its use in digesters can be an alternative treatment of this waste in consortium with swine manure. The digesters, in addition to treating these materials for later use as fertilizer, would generate biogas to be used in industry to replace LPG (liquefied petroleum gas). From the interest of a meatpacking industry, developed this work, to evaluate a new alternative for the treatment and disposal of animal fat through digesters. Due to the volume of fat is higher than the generated manure, we elaborated this study, seeking to achieve maximum fat concentration within the digester. Digesters were mounted six pilots, three operated with different concentrations of fat (10.42%, 50% and 89.58%), and each had a control digesters, which would be fed only with manure, no fat. Throughout the experiment, was tested over a biodigester with dosage of microorganisms. After collecting data, corrections were made in the planning and the project was expanded to full scale. In the pilot-scale digesters, stirring and heating were not efficient, which may have soured flotou and the fat that was not incorporated into the middle as it should. The digestion was stimulated by salts of calcium, magnesium, sodium and potassium. And as expected, the BOD5 removal efficiency was improved digesters without and with lower concentrations of fat. In the digester it was added microorganisms, the results were more satisfactory than in the no dosage. In full-scale digester, the manure from the screens of the fridge was replaced with liquid manure from swine farm and agitation was improved. The use of 40% fat has been proven effective, with a mean reduction of 47% BOD5, COD 53%, 55.53% ST. However, other studies are needed to optimize this process and to evaluate the residue of this biodigester effluent.

Key words: digesters, fridge fat, manure.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.	16
Figura 2-Relação entre a velocidade específica de crescimento e a temperatura.	23
Figura 3 - Fluxograma das atividades desenvolvidas.	35
Figura 4 - Biodigestores Piloto montados no local do experimento.	38
Figura 5 - Foto caixas de entrada biodigestor escala real.	42
Figura 6 - Foto da caixa de recepção de ao fundo o biodigestor.	42
Figura 7 - Biodigestor em escala real.	43
Figura 8 - Variação de temperatura em função dos dias de operação.	48
Figura 9 - Variação da Temperatura (ΔT) no biodigestor 1.	49
Figura 10 - Acompanhamento temporal do pH de operação dos biodigestores.	50
Figura 11 - Alcalinidade nos biodigestores.	52
Figura 12- DQO de alimentação e saída dos biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles.	54
Figura 13 - DBO ₅ de entrada e saída observados para os biodigestores e controles, em diferentes tempo operacional.	57
Figura 14 - Valores de DBO ₅ da saída dos biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles, em função do tempo operacional.	58
Figura 15- Sólidos totais de alimentação para os biodigestores 1, 2, 3 e 4.	59
Figura 16 - Teores de ST de alimentação e de saída observados para os biodigestores e controles, em diferentes tempos operacionais.	61
Figura 17- Teores de ST de saída observados para os biodigestores e controles, em diferentes tempos operacionais.	61
Figura 18 - Taxa de aplicação volumétrica.	62
Figura 19- Relação percentual (%) entre SSV e ST.	62
Figura 20 - Teores de Sólidos Suspensos (SS) observados na alimentação e saída, para biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles, em diferentes tempos operacionais.	65
Figura 21 - Teores de DQO observados em diferentes tempos operacionais para o biodigestor escala real.	67

Figura 22 - Teores de DBO_5 observados em diferentes tempos operacionais para o biodigestor escala real.68

Figura 23 - Teores de Sólidos observados em diferentes tempos operacionais para o biodigestor escala real.68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentrações estimuladoras e inibidoras de alguns cátions.	28
Tabela 2 - Proporções de Gordura e Volumes de Alimentação dos biodigestores.	37
Tabela 3 - Resultados da caracterização dos resíduos.	44
Tabela 4 - Concentrações de Ca, Mg, Na, potássio nos resíduos e biodigestores.	46
Tabela 5 - Análises do inóculo, no reinício alimentação biodigestores.	46
Tabela 6 - Caracterização dos Estercos da Granja e do Frigorífico.	66

LISTA DE ABREVIATURAS

AGCL – Ácidos graxos de cadeia longa
AGVs - Ácidos graxos voláteis
BIO – Biodigestor
DBO₅ - Demanda bioquímica de oxigênio
DQO – Demanda química de oxigênio
ETE - Estação de tratamento de efluentes.
FAD – Fotador de ar dissolvido
NT – Nitrogênio total
NTK – Nitrogênio total kjedal
OG – Óleos e graxas
SD – Sólidos dissolvidos
SS – Sólidos suspensos
ST – Sólidos totais
STF – Sólidos totais fixos
SSV – Sólidos suspensos voláteis
UASB – Upflow anaerobic sludge blanket

SUMÁRIO

1- INTRODUÇÃO.....	13
1.1- OBJETIVO GERAL.....	14
1.2- OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1- PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	15
2.1.1-HIDRÓLISE E ACIDOGÊNESE	16
2.1.2-ACETOGÊNESE	17
2.1.3 METANOGÊNESE	18
2.2- BIOQUÍMICA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	19
2.2.1-TAXAS DE CRESCIMENTO	21
2.2.2-REATOR	21
2.3- REQUISITOS AMBIENTAIS PARA A DIGESTÃO ANAERÓBIA	22
2.3.1-TEMPERATURA E AGITAÇÃO	22
2.3.2- pH.....	24
2.3.3-ALCALINIDADE	25
2.3.4-NUTRIENTES	25
2.3.5-ÁCIDOS VOLÁTEIS.....	27
2.3.6-MATERIAIS TÓXICOS.....	27
2.4- CARACTERÍSTICA DOS SUBSTRATOS	29
2.5- HIDRÓLISE ENZIMÁTICA	34
3- MATERIAIS E MÉTODOS	35
3.1- SELEÇÃO E PRÉ-CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	36
3.2- DIMENSIONAMENTO E EXECUÇÃO DOS BIODIGESTORES	37
3.3- INOCULAÇÃO E START UP DOS BIODIGESTORES	38
3.4- PROCEDIMENTOS OPERACIONAIS	39
3.5- AMPLIAÇÃO DE ESCALA	41
4- RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4.1- SELEÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS.....	44
4.2- START UP E OPERAÇÃO	46
4.2.2.2 pH.....	50

	12
4.2.2.3 Alcalinidade	51
4.2.2.4 DQO.....	53
4.2.2.5 DBO ₅	55
4.2.2.6 Sólidos	58
5- CONSIDERAÇÕES FINAIS	70
6- SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	72

1- INTRODUÇÃO

Os frigoríficos de aves e de suínos que utilizam flotores de ar dissolvido na estação de tratamento de efluentes para a remoção de óleos e graxas precisam de um local para dispor esta gordura removida. Geralmente, os de menor porte destinam para o meio ambiente de forma ambientalmente inadequada e os de maior porte processam em centrífugas de três fases.

Quando a indústria utiliza a centrífuga de três fases para a separação do lodo flotado, obtém três produtos: *i) o óleo*, vendido para a indústria química, para a queima em caldeira ou outros fins; *ii) o líquido*, que retorna para o tratamento de efluentes e o *iii) sólido* que é aplicado na agricultura como fertilizante, em processos de compostagem ou secagem e queima em caldeira. Apesar de ser um processo bastante eficiente na separação do óleo, o uso da centrífuga ainda é uma alternativa onerosa, que além dos investimentos em equipamentos e estrutura, precisa de vapor e de energia elétrica para operar e de tratamento químico no flotor, com elevados custos operacionais.

Destinar os resíduos adequadamente é uma condição para as indústrias operarem, mas encontrar alternativas técnicas mais econômicas das que as adotadas é um desafio para as mesmas reduzirem seus custos operacionais.

Uma empresa abatedoura e industrializadora de suínos, vislumbrando o potencial energético da gordura gerada no tratamento de efluentes, resolveu investir neste estudo para verificar a possibilidade de utilizar este resíduo, associado ao esterco proveniente da peneira da linha verde, em biodigestores, visando tratar seus resíduos e gerar biogás para ser utilizado na chamuscagem das carcaças de suínos, substituindo o GLP atualmente utilizado.

Apesar de os biodigestores serem muito utilizados no tratamento de dejetos da suinocultura e serem uma importante ferramenta no tratamento de resíduos sólidos orgânicos, é sabido que a presença de gorduras prejudica o sistema anaeróbio.

Neste contexto, foram montados seis biodigestores, sendo que três operavam com diferentes concentrações de gordura (10%; 50% e 90%). Para cada um destes

três biodigestores havia um controle, que seria alimentado apenas com esterco, sem gordura. Ao longo do experimento, foi testado mais um biodigestor com dosagem de microorganismos.

O desafio deste trabalho é encontrar uma proporção adequada de gordura que possa ser utilizada sem comprometer a biodigestão.

Ao final do trabalho, ampliou-se a escala, operando um biodigestor em escala real, corrigindo os pontos observados em escala piloto.

1.1- OBJETIVO GERAL

O objetivo principal deste trabalho é avaliar uma nova alternativa para o tratamento e destino da gordura animal, oriunda do tratamento de efluentes de um frigorífico, através de biodigestores.

1.2- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

(a) Identificar, através de análises físico-químicas a melhor forma (in natura ou cozida) de empregar a gordura no processo de biodigestão;

(b) Avaliar, em escala piloto, o comportamento dos biodigestores com diferentes relações gordura:esterco (10:90, 50:50 e 90:10);

(c) Identificar os efeitos da temperatura e agitação no processo de biodegestão;

(d) Avaliar as melhores condições dos ensaios conduzidos em escala piloto, em escala real.

2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1- PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é a conversão da matéria orgânica, em ausência de ar, por grupos de microorganismos, obtendo como produto o biogás (composto basicamente por metano e gás carbônico), a água, o gás sulfídrico, a amônia e novas células bacterianas (Chernicharo, 1997).

Segundo Lissens et al., 2001, cinco por cento (5 %) da matéria orgânica é convertida em biomassa (lodo) e noventa e cinco por cento (95 %) em metano e gás carbônico (biogás), caracterizando-a como uma fonte em potencial de aproveitamento e valorização econômica.

Os processos anaeróbios geram energia na forma de biogás e produzem lodo em uma quantidade muito menor do que os processos aeróbios (Lettinga et al., 2006). Além disto, são amplamente utilizados na estabilização de lodos gerados em processos aeróbios de efluentes industriais e de lodos urbanos (Fernández-Polanco e García-Encina, 2000).

O lodo gerado é inerte, rico em nutrientes e pode ser aplicado como fertilizante para a agricultura ou desidratado por processo de secagem (Nopharatana et al., 2003; Chugh et al, 1999, Van der Berg Y Kennedy, 1981).

A digestão anaeróbia envolve processos metabólicos complexos que ocorrem em etapas seqüenciais e dependem da atividade de no mínimo três grupos fisiológicos de microorganismos: bactérias fermentativas ou acidogênicas, bactérias sintróficas ou acetogênicas e microorganismos metanogênicos. Embora o processo de digestão anaeróbia possa ser resumido em duas fases: acidogênica e metanogênica, atualmente se adota uma concepção mais detalhada, subdividido em várias rotas metabólicas, com a participação de diversos grupos microbianos, conforme apresentado na Figura 1.

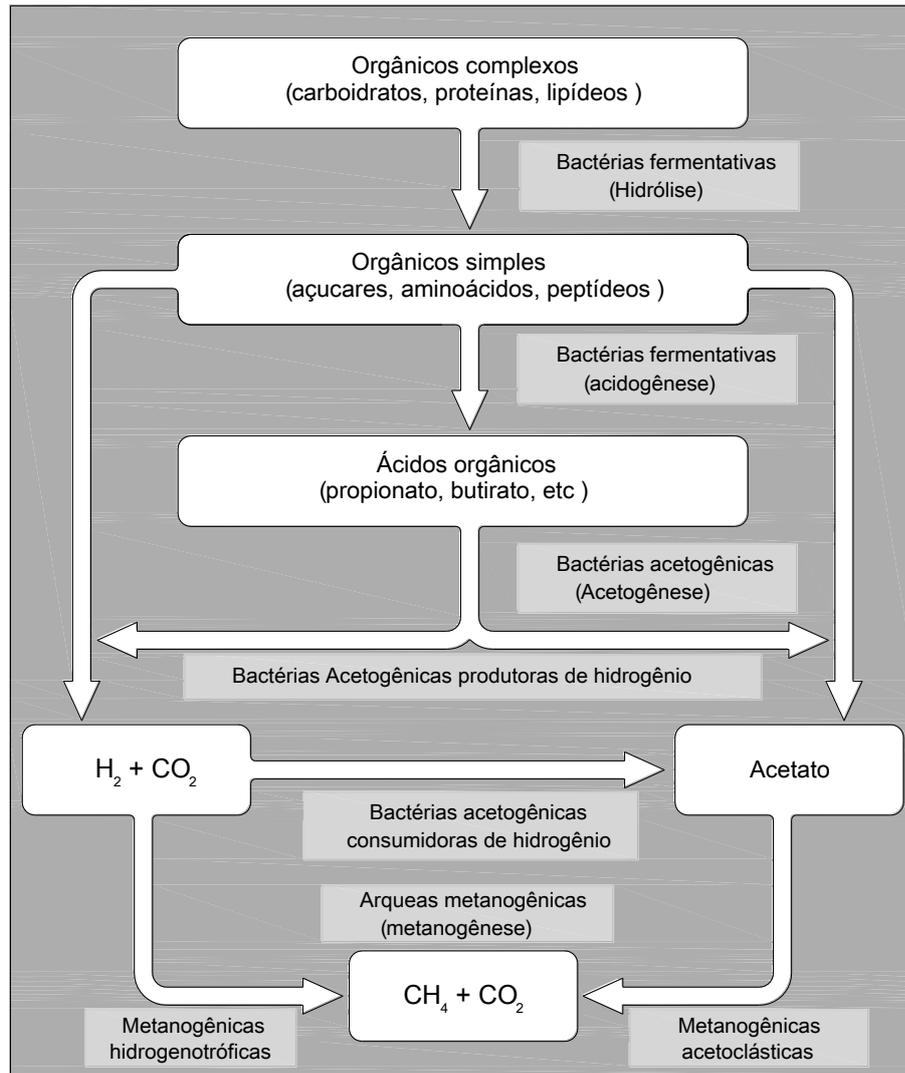


Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: Chernicharo, 1997

2.1.1- HIDRÓLISE E ACIDOGÊNESE

Na hidrólise, primeira fase da digestão anaeróbia, partículas e moléculas complexas (polímeros) são convertidas em materiais dissolvidos (moléculas menores), através de reações de oxidação-redução, por enzimas extracelulares produzidas por bactérias fermentativas hidrolíticas. Essas moléculas menores (açúcares, aminoácidos, etc) podem então atravessar a parede celular das bactérias fermentativas e como fontes de carbono e energia, são metabolizadas em

compostos mais simples, como ácidos graxos voláteis (acetato, propionato, butirato), álcool e etc. Esta fase da hidrólise é conhecida como acidogênica e os produtos gerados nesta fase são importantes substratos para as bactérias acetogênicas e metanogênicas (Chernicharo, 1997).

Na anaerobiose, a hidrólise de polímeros geralmente é lenta e depende de vários fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado, como: temperatura de operação, tempo de residência do substrato no reator, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio, concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, concentração de produtos da hidrólise (Ex: ácidos orgânicos voláteis). A composição de microorganismos com capacidade hidrolítica dependerá do tipo de substrato disponível (Chernicharo, 1997).

2.1.2- ACETOGÊNESE

As bactérias acetogênicas transformam os produtos das bactérias acidogênicas em substrato para as bactérias metanogênicas, como o acetato, o hidrogênio e o dióxido de carbono. A existência das bactérias acetogênicas depende da atividade de microorganismos consumidores de hidrogênio. A formação de acetato gera grande quantidade de H_2 , reduzindo o pH do meio (Chernicharo, 1997).

Além disso, ainda segundo Chernicharo, 1997, a produção de acetato a partir de butirato e propionato é termodinamicamente inibida pela presença de baixas concentrações de hidrogênio dissolvido e acetato. Assim, as reações acetogênicas só poderão ocorrer se as concentrações de produto (hidrogênio e acetato) forem mantidas baixas. Isto é possível com a ação de microorganismos consumidores de acetato e hidrogênio. Sendo que no tratamento de esgotos, a remoção de hidrogênio é realizada por microorganismos metanogênicos.

Os microorganismos acetogênicos são muito importantes na digestão anaeróbia porque a remoção da DQO da fase líquida depende da conversão de acetato em metano realizada pelos microorganismos metanogênicos acetoclásticos. A formação de metano também é conseguida a partir de microorganismos metanogênicos hidrogenotróficos, com a redução de dióxido de carbono ou formiato (Chernicharo, 1997).

2.1.3 METANOGENESE

Os microorganismos metanogênicos são classificados atualmente como *Archea* e são os responsáveis pela etapa final do processo de conversão anaeróbia. Esses microorganismos anaeróbios estritos utilizam somente um número limitado de substratos como: ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono (Chernicharo, 1997).

Fisiologicamente, as arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais: i) *Metanogênicas acetoclásticas* formam metano a partir de ácido acético ou metanol e ii) *Metanogênicas hidrogenotróficas* que geram metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (Chernicharo, 1997).

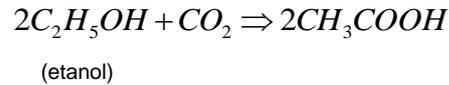
Dentre as *Metanogênicas Acetoclásticas*, há a família com alta afinidade pelo acetato, mas com baixa taxa de crescimento (tempo de duplicação de 3,5 a 9 dias) e a família mais generalista, que tem baixa afinidade pelo acetato, mas têm uma alta taxa de crescimento específico (24 h, quando o acetato é o substrato). A segunda família (*Methanosarcinaceae*) é comum em processos de baixa eficiência, onde a concentração de acetato é maior que 1 mM, ou em partidas de processos anaeróbios (Chernicharo, 1997).

As metanogênicas hidrogenotróficas são classificadas em seis gêneros principais: *Methanobacterium*, *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanobacillus*, *Methanotrix*, *Methanospirillum* (Stafford, 1982). As *Methanosarcina* são capazes de formar metano a partir de metanol ou ácido acético (Chernicharo, 1997).

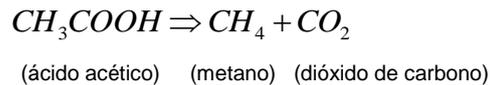
A decomposição do ácido acético pode ocorrer na ausência de hidrogênio, formando metano e gás carbônico. Quando o hidrogênio está presente, o gás carbônico atua como aceptor de hidrogênio, reduzindo o gás carbônico a metano. A maioria das metanogênicas pode utilizar o hidrogênio como aceptor de elétrons e dois gêneros podem utilizar o acetato. Mas como a presença de H₂ em reatores anaeróbios é limitada, aproximadamente 70 % do metano produzido em reatores anaeróbios é gerado através do acetato e 30 % proveniente do H₂ (Carneiro, 2005).

A proporção entre gás carbônico e metano no biogás pode variar de acordo com as características dos resíduos a serem degradados.

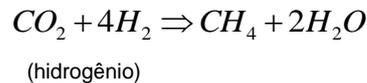
As reações de metanogênese podem ser expressas pela transformação do etanol em ácido acético:



O qual é convertido a metano e dióxido de carbono:



Sendo posteriormente o dióxido de carbono convertido, pela redução com hidrogênio, a metano.



Além disto, a digestão anaeróbia pode incluir ainda a fase de redução de sulfatos e formação de sulfetos, chamada de sulfetogênese, a qual é dependente da presença de elevadas concentrações de sulfato no substrato. Essas bactérias, além de utilizar os ácidos pirúvico e láctico, podem utilizar também o ácido acético e impedir a formação de metano. O excesso de sulfatos pode inibir a produção de metano, que pode estar relacionada com a falta de H₂ ou com a toxicidade do sulfato (Chynoweth, 1996).

2.2- BIOQUÍMICA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Segundo Chernicharo, 1997, para averiguar o equilíbrio dos microorganismos responsáveis pela digestão anaeróbia (acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos), pode-se utilizar das análises de ácidos graxos voláteis (AGVs) (ácidos graxos voláteis), pois estes ácidos são os principais substratos e produtos dos microorganismos supracitados.

É importante esclarecer que a denominação mais correta para os ácidos intermediários da degradação anaeróbia da matéria orgânica (carboidratos, proteínas e lipídeos) seria a de ácidos orgânicos e não a de AGVs. Entretanto, no Brasil, a denominação AGVs é erroneamente utilizada e bastante difundida (Chernicharo, 1997).

Caso as condições ambientais sejam favoráveis e as bactérias acetogênicas e arquea metanogênicas estejam presentes no meio em quantidade suficiente, elas consumirão imediatamente os ácidos intermediários, mantendo o sistema em equilíbrio, com alcalinidade e pH estáveis. Entretanto, se a quantidade destas bactérias for insuficiente ou se o meio for desfavorável, os ácidos intermediários serão insuficientemente consumidos, reduzindo rapidamente a alcalinidade e o pH, podendo azedar o reator (Chernicharo, 1997). Segundo Long et al, 2011, os ácidos graxos de cadeia (AGCL) podem ter um efeito negativo sobre bactérias metanogênicas quando em elevadas concentrações ou taxas de carregamento. Segundo Rinzema et al, 1994, os AGCL são conhecidos como inibitórios de vários microorganismos anaeróbios em concentrações milimolares.

Apesar de a natureza e o mecanismo da toxicidade causada por AGCL em bactérias metanogênicas não serem bem entendidos, há sugestões de que a inibição de bactérias acetogênicas e metanogênicas por AGCL é por um efeito surfactante que causa dano a membrana celular. E que a redução da tensão superficial pode causar mudanças irreversíveis na membrana celular das bactérias. Além disto, a adição de cloreto de cálcio (CaCl_2) e outros sais de cálcio reduziram a inibição dos AGCL. (Long, et al, 2011).

É possível identificar quais os ácidos estão presentes no reator, podendo indicar qual microorganismo está descumprindo a sua função no tratamento. Sendo que, conforme já visto anteriormente, os ácidos voláteis intermediários mais importantes na formação do metano são o acético e o propiônico. O ácido propiônico é resultado da fermentação de proteínas e carboidratos, e aproximadamente 30 % do composto orgânico é convertido em ácido propiônico antes de ser finalmente convertido em metano. O ácido acético é o mais abundante dos ácidos intermediários e é formado a partir de todos os compostos orgânicos (Chernicharo, 1997).

Os ácidos orgânicos, principalmente o acetato, propionato e butirato podem ser acumulados por não existir condições ideais de crescimento ou de limitações

cinéticas e termodinâmicas e a sua presença indica que alguma etapa do processo foi prejudicada (Chernicharo, 1997).

2.2.1- TAXAS DE CRESCIMENTO

De acordo com Chernicharo, 1997, as bactérias fermentativas acidogênicas apresentam taxa de crescimento muito maior do que as demais envolvidas no processo anaeróbio. Assim, quando há choques de carga orgânica no reator, poderá haver desequilíbrio no sistema em função das diferenças cinéticas entre os microorganismos presentes, desequilibrando a produção e o consumo dos produtos intermediários.

Segundo Prosab, 1999, os reatores anaeróbios respondem satisfatoriamente a flutuação de cargas, principalmente quando os reatores já estão operando em situação de equilíbrio.

A redução do pH, a ausência de nutrientes ou a presença de compostos tóxicos afetará principalmente os microorganismos de crescimento lento como os acetogênicos e metanogênicos. É provável que a acumulação de ácido acético ocorra em função de limitações cinéticas e de condições desfavoráveis ao crescimento dos microorganismos metanogênicos (Chernicharo, 1997).

2.2.2- REATOR

O tipo de reator influencia diretamente a retenção e a estratificação da biomassa, podendo ser limitante de ordem cinética e termodinâmica. A concentração do afluente influencia o regime hidráulico, podendo ser limitante de ordem dinâmica e de transferência de massa (Chernicharo, 1997).

Segundo Chernicharo, 1997, reatores de fluxo pistão, que propiciam a melhor separação das fases acidogênica, acetogênica e metanogênica, como os reatores compartimentados, deveriam apresentar mais estabilidade quando sujeitos a

situações de estresse, porque fornecem melhores condições de degradação do propionato e butirato. A separação física dos microrganismos permitem que as condições ideais de cada fase sejam mantidas.

Segundo Long, et al, 2011, a alimentação intermitente do reator é melhor para degradação da matéria orgânica. O teor de umidade dentro do reator é outra variável que influencia no processo. Teores de umidade entre 60 e 90 % em relação ao peso total são desejáveis (Prosab, 2003).

2.3- REQUISITOS AMBIENTAIS PARA A DIGESTÃO ANAERÓBIA

Considerando que a digestão anaeróbia envolve processos metabólicos que ocorrem em etapas sequenciais, necessitando da interação entre os organismos fermentativos e metanogênicos, o seu sucesso depende de um rigoroso controle das condições ambientais (Chernicharo, 1997).

Tanto as características físicas do ambiente como as químicas, influenciam o crescimento microbiano. Os fatores físicos são seletivos, enquanto os químicos podem ou não ser seletivos. O carbono e o nitrogênio, utilizados em grande quantidade, podem interferir fortemente na seleção das espécies predominantes. Enquanto os micronutrientes que são requeridos em quantidades muito menores, exercem pouca ou nenhuma influência seletiva (Chernicharo, 1997). Em resumo, os principais requisitos ambientais são: Nutrientes (nitrogênio, fósforo, enxofre e micronutrientes); Temperatura, pH, alcalinidade e ácidos voláteis; Materiais tóxicos.

2.3.1- TEMPERATURA E AGITAÇÃO

A temperatura e a agitação são fatores fundamentais a serem observados em processos de digestão anaeróbia.

A elevação da temperatura aumenta a taxa das reações químicas e biológicas e conseqüentemente a velocidade de crescimento (Figura 2) (Chernicharo, 1997).

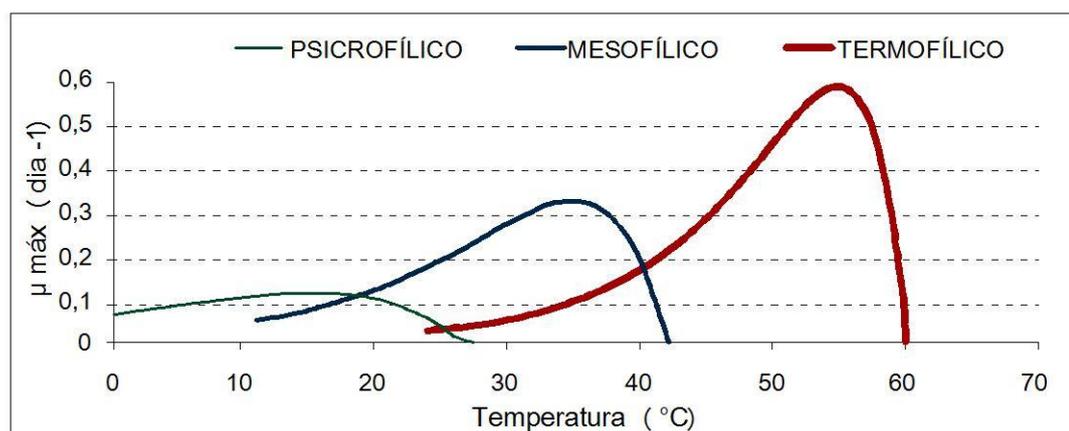


Figura 2-Relação entre a velocidade específica de crescimento e a temperatura.

Fonte: Romero et al., 2002, citado por Carneiro, 2005.

As temperaturas mesofílicas (20 a 42 °C) e termofílicas (50 a 65 °C) são as mais apropriadas para a digestão anaeróbia, e dentro destas faixas, as temperaturas ótimas são de 35 °C e de 55 °C, respectivamente (Sant' Anna Jr, 2010).

Em condições termofílicas os lipídeos estão mais acessíveis para os microorganismos e suas enzimas lipolíticas devido ao aumento dos coeficientes de difusão da solubilidade do lipídeo em meio aquoso (Long et al, 2011)

Segundo Hwu e Letinga, 1997, citados por Long et al, 2011, bactérias termofílicas podem ser mais sensíveis a inibição por AGCL do que as mesofílicas.

Os microorganismos anaeróbios, em geral, tem capacidade de se adaptar a variações de temperatura. Entretanto, caso estes choques de temperatura ocorram por longo tempo, a atividade microbiana pode ser reduzida. Embora manter o reator com a temperatura elevada seja favorável, o mais importante é garantir que a temperatura não varie bruscamente, sendo que o limite usualmente praticado é de 2 °C (Chernicharo, 1997).

Para biodigestores operados com dejetos de suínos, com sólidos totais na média de 6%, Ferreira (2005) observou como a melhor temperatura de operação 35 °C. Além disto, temperaturas de 35 e 40 °C favoreceram a partida dos biodigestores, produzindo mais gás em relação a 25 °C. Entretanto, a agitação do substrato não foi significativa para a produção de biogás.

A agitação da biomassa têm a finalidade de manter a temperatura uniforme no substrato e evitar a formação de crostas, podendo ser feita por meio de agitadores mecânicos da recirculação do biogás (Ferreira, 2005).

Para dejetos, a agitação e/ou aquecimento do substrato pode aumentar a produção de biogás, diminuindo o volume dos biodigestores. No entanto podem ser mais caros do que os sem estes dispositivos devido ao custo energético gasto com a agitação e o aquecimento (Lucas Júnior, 2010).

2.3.2- pH

O pH, potencial hidrogeniônico, representa a concentração de íons hidrogênio, indicando a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. O pH afeta diretamente a atividade das enzimas e indiretamente a toxicidade de alguns compostos, afetando assim a atividade microbiana (Sperling, 1996).

Segundo Letinga et al, 1996, o pH, a alcalinidade e os ácidos voláteis são fatores ambientais extremamente importantes no controle e operação de processos anaeróbios e estão inter-relacionados.

Entretanto, o controle do pH em reatores anaeróbios deve ser cuidadoso pois a produção de ácidos e as relações de equilíbrio do CO₂ interferem diretamente nas variações do mesmo. Assim, não basta ajustar o pH da entrada do reator, devemos observar as reações e a capacidade de tamponamento proporcionada pela alcalinidade. O pH ótimo para os microorganismos produtores de metano é de 6,6 a 7,4. De acordo com Chernicharo, 1997, pode-se conseguir estabilidade com pH entre 6,0 a 8,0.

As bactérias acidogênicas são muito menos sensíveis ao pH, e podem continuar ativas mesmo em pHs baixos, como 4,5, dando continuidade a produção de ácidos e possibilidade de “azedar” o reator. Azedar o reator significa que o reator está com o pH baixo (Chernicharo, 1997).

2.3.3- ALCALINIDADE

A alcalinidade é a quantidade de íons da solução que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. Ou seja, é a capacidade de neutralizar ácidos. Esta capacidade de evitar as mudanças de pH da solução é conhecida como capacidade de tamponamento (Sperling, 1996).

Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos (HCO_3^-), os carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-) (Richter, 2003).

A alcalinidade é um parâmetro fundamental no controle e manutenção de processos anaeróbios. Segundo Chenicaro, 1997, no monitoramento de reatores anaeróbios, é mais importante verificar a alcalinidade do que o pH.

No processo anaeróbio, o ácido carbônico e os ácidos voláteis afetam o pH. Na faixa de pH de 6,0 a 7,5 a capacidade de tamponamento é dependente quase que completamente do sistema gás carbônico/alcalinidade (Chenicaro, 1997).

Segundo Chenicaro 1997, a digestão de ácidos orgânicos voláteis intermediários pode levar a formação de bicarbonato de sódio, aumentando a alcalinidade. Enquanto a digestão de compostos orgânicos que não levam a um cátion como produto final, não produz alcalinidade.

Segundo Jordão, 2011, em lodos em digestão, a alcalinidade é muito útil para avaliar o processo de digestão. Lodos bem digeridos atingem valores de alcalinidade iguais ou inferiores a 1.800 mg/L e a sua medição deve ser com a mesma frequência do pH.

Segundo Rojas, 1987, os valores típicos de alcalinidade de bicarbonatos nos efluentes de reatores anaeróbios é de 2.000 a 5.000 mg/l.

2.3.4- NUTRIENTES

Segundo Malina, 1992, os fatores e os nutrientes mais importantes para o crescimento dos microorganismos são: energia, carbono, macronutrientes inorgânicos (nitrogênio, enxofre, potássio, fósforo, cálcio, magnésio, ferro, sódio, cloro, zinco, manganês, molibdênio, selênio, cobalto, cobre, níquel, vanádio e

tungstênio) e fatores orgânicos como vitaminas, aminoácidos, piridinas e outros. Dentre estes, os mais importantes a serem citados são o nitrogênio e o fósforo.

(a) Nitrogênio

O nitrogênio além de um elemento fundamental é o nutriente inorgânico mais requerido, em termos de concentrações, para o crescimento dos microorganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica (Cherniacharo, 1997).

O nitrogênio pode ser encontrado na forma de nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico, amônia (forma livre – NH_3 e forma ionizada – NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-). A amônia e o nitrogênio orgânico, liberado durante a degradação, são as principais fontes de nitrogênio utilizadas pelos microorganismos.

A forma em que o nitrogênio se encontra na água pode indicar o estágio da poluição. Se o nitrogênio encontra-se na forma orgânica ou de amônia, a poluição é recente. Enquanto se estiver na forma de nitrato, indica poluição mais remota (Sperling, 1996).

Efluentes ricos em carboidratos apresentam maior crescimento bacteriano do que os ricos em proteínas e ácidos voláteis e precisam de aproximadamente seis vezes mais nitrogênio para degradar a matéria orgânica (Cherniacharo, 1997).

Conforme Cherniacharo, 1997, considerando que os nutrientes estão disponíveis para as bactérias, pode-se utilizar as seguintes relações:

- Para biomassa com baixo coeficiente de produção celular, aproximadamente 0,05 gSSV/gDQO, pode-se adotar a relação DQO:N:P = 1.000:5:1 e a de C:N:P = 330:5:1.
- Para biomassa com elevado coeficiente de produção celular, aproximadamente 0,15 gSSV/gDQO, pode-se adotar a relação DQO:N:P = 350:5:1 e a de C:N:P = 130:5:1.

Segundo Sant'Anna Junior, 2010, uma das relações mais comuns entre DQO:N:P é de 250:5:1. Embora haja diferentes recomendações, o ideal para cada efluente é que sejam realizados testes para determinar a suplementação de nutriente.

(b) Fósforo

O fósforo existe na forma orgânica (combinado com a matéria orgânica, em proteínas e aminoácidos) e inorgânica (ortofosfatos e polifosfatos) (Jordão, 2011).

Segundo Chernicharo, 1997, a incorporação microbiana de fósforo na digestão anaeróbia tem sido de aproximadamente 1/5 a 1/7 da estabelecida para o nitrogênio.

2.3.5- ÁCIDOS VOLÁTEIS

Segundo Jordão, 2011, a análise de ácidos voláteis permite avaliar o processo de digestão, sendo que valores inferiores a 500 mg/L indicam condições favoráveis de digestão. Durante a fase ácida, os ácidos voláteis atingem milhares de mg/L e quando o lodo está completamente digerido, com sobrenadante em boas condições, atinge 300 mg/L.

2.3.6- MATERIAIS TÓXICOS

De acordo com Chernicharo, 1997, qualquer composto pode ser tóxico, dependendo da sua concentração. Além disto, os micrororganismos apresentam uma certa capacidade de adaptação às concentrações inibidoras dos compostos tóxicos, desde que alguns parâmetros e projetos tenha sido adotados nos reatores, como elevados tempos de residência dos sólidos e minimização do tempo de residência dos compostos tóxicos.

2.3.6.1 Toxicidade por sais

A toxicidade por sais está associada, normalmente, ao cátion e não ao ânion do sal. Estudos indicam a seguinte ordem crescente de inibição, com base na concentração molar: Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} . Se algum cátion apresentar concentração inibidora no esgoto afluente, a inibição pode ser reduzida se um íon

antagônico for adicionado ao sistema. O sódio e o potássio são os melhores antagonistas neste sentido, desde que utilizados em concentrações estimuladoras (Chernicharo, 1997).

A Tabela 1 apresenta as concentrações estimuladoras e inibidoras de alguns cátions.

Tabela 1 - Concentrações estimuladoras e inibidoras de alguns cátions.

Cátion	Concentração (mg/L)		
	Estimuladora	Moderadamente Inibidora	Fortemente Inibidora
Cálcio	100 a 200	2500 a 4500	8000
Magnésio	75 a 150	1000 a 1500	3000
Potássio	200 a 400	2500 a 4500	12000
Sódio	100 a 200	3500 a 5500	8000

Fonte: Chernicharo, 1997.

2.3.6.2 Toxicidade por amônia

A digestão de esgotos ricos em compostos proteicos ou uréia resulta na presença de bicarbonato de amônia, que geralmente é benéfica ao digestor por ser uma fonte de nitrogênio e tampão para as mudanças de pH. Entretanto, tanto o íon amônia (NH_4^+) quanto a amônia livre (NH_3) podem ser inibidoras, se em altas concentrações (Chernicharo, 1997).

Para $\text{pH} \leq 7,2$ a inibição é em função do íon amônia. Enquanto para pH mais elevados, a concentração do íon hidrogênio diminui e a amônia gasosa se torna o agente inibidor. Concentrações de amônia livre acima de 150 mg/L são tóxicas aos microorganismos metanogênicos, sendo o limite máximo para o íon amônia de 3000 mg/L (Chernicharo, 1997).

2.3.6.3 Toxicidade por sulfeto

Na faixa de pH normalmente presente na digestão anaeróbia (6,5 a 8), a inibição pelo sulfeto depende do pH. Para pH 7,50 % do sulfeto está presente na forma molecular (H_2S), mais tóxico, e 50 % na forma dissociada (HS^-), menos tóxica. Para pHs maiores, o sulfeto encontra-se praticamente na forma dissociada, menos tóxica. Estudos realizados em reatores UASB demonstraram que sulfetos, quando presente na forma molecular em concentrações acima de 200 mg/L, passam a ser bastante tóxicos. No entanto, esta toxicidade pode ser tolerada se a operação for contínua e tiver alguma aclimatação (Chernicharo, 1997).

2.4- CARACTERÍSTICA DOS SUBSTRATOS

O lodo flotado em ETEs de frigoríficos é formado por vários componentes orgânicos e inorgânicos, como lipídeos, ácidos graxos, partículas de alimentos, detergentes, produtos químicos e outras substâncias presentes em processos de abate e industrialização de suínos.

O esterco peneirado é composto de restos de alimentos do suíno, pêlos, e outros materiais orgânicos e inorgânicos.

Conforme descrito por Cammarota, 2006, os efluentes de abatedouros contêm altas concentrações de gorduras e proteínas, deixando a sua biodegradabilidade muito baixa. Pré-tratamentos com a hidrólise dos lipídios podem acelerar a degradação biológica das gorduras dos efluentes.

2.4.1 MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria carbonácea está presente nos esgotos ou lodos a serem tratados, através de sólidos e gases e podem ser divididas em inertes ou biodegradáveis (Chernicharo, 1997). É geralmente composta por uma combinação de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, entre outros elementos (Cavalcanti, 2009). Em termos de matéria carbonácea, neste estudo se adotará a DQO e a DBO_5 como variáveis representativas do substrato (Chernicharo, 1997).

A matéria orgânica inerte passa pelo tratamento sem mudar a sua forma. E a matéria orgânica biodegradável, que sofre alterações, pode ser rapidamente ou lentamente biodegradável. No último caso, o material consiste em moléculas relativamente complexas que não são utilizadas diretamente pelas bactérias e necessitam ser convertidas em material solúvel através da atuação de enzimas extracelulares para que possam ser utilizadas pelas bactérias. Esta conversão é chamada de hidrólise (Ferreira, et al, 2005), descrita no item 2.1.1 . Os esgotos ou lodos podem apresentar além de carboidratos, proteínas e lipídeos, substâncias com estruturas complexas, que podem tornar a sua biodegradabilidade muito lenta ou impossível

2.4.1.1 Carboidratos

Os carboidratos (ex: açúcares e amido) são fonte primária de energia nas células. Os carboidratos têm a fórmula geral de $(CH_2O)_n$. Os mais simples são os monossacarídeos ou açúcares simples. Dentre os monossacarídeos encontra-se a glicose, fonte de carbono para muitos organismos vivos (Pelczar, 1997).

Os carboidratos maiores que os monossacarídeos são formados pela ligação de dois ou mais monossacarídeos. Quando um grande número de monossacarídeos estão ligados, formam os polissacarídeos (ex: celulose), geralmente insolúveis em água. Os polissacarídeos são importantes na estrutura das células e no armazenamento de energia (Pelczar, 1997).

2.4.1.2 Lipídeos, Gorduras e Óleos e Graxas.

Segundo Masse, 2003, as gorduras representam 40 % da DQO total dos efluentes de abatedouros.

As gorduras são lipídeos simples, constituídos de dois tipos de grupamentos: glicerol e ácidos graxos. As moléculas de glicerol contêm três átomos de carbono. Os grupamentos Hidroxila (-OH), que são polares, tornam o glicerol solúvel em água. Uma molécula de gordura é formada quando três moléculas de ácidos graxos são ligados por uma enzima a uma molécula de glicerol. As gorduras são frequentemente chamadas de triglicerídeos (Pelczar, 1997).

As graxas animais são compostos de álcool, glicerol e ácidos graxos e são um dos compostos mais estáveis (Metcalf-Eddy, 1981).

Óleos e graxas podem solidificar a baixas temperaturas e causar danos aos reatores anaeróbios, como o seu entupimento e a geração de odores desagradáveis. Além disto, os óleos e graxas são adsorvidos na superfície do lodo anaeróbio, limitando o transporte de substratos solúveis e diminuindo a taxa de conversão do substrato (Cammarota, 2006).

Segundo Long et al, 2011, resíduos de caixa de gordura de restaurante podem e ser tratados ou dispostos como fertilizantes, compostagem, incineração, codigestão anaeróbia ou produção de biodiesel. Entretanto, o uso dos óleos e graxas, contidos nestes resíduos, em reatores anaeróbios pode aumentar mais do que 30 % a produção de biogás.

Apesar de haver estudos que comprovem que os óleos e graxas acarretam grandes prejuízos ao sistema de codigestão anaeróbia, estudos realizados por Pereira et al, 2003 e 2004, mostram que, mesmo com a inibição da atividade metanogênica, quando aplicado AGCL, as bactérias anaeróbias conseguiram digerir os AGCL (Long et al, 2011).

2.4.1.3 Proteínas

As proteínas são compostas de muitas moléculas de aminoácidos ligadas entre si (Pelczar, 1997). Contém carbono, hidrogênio, oxigênio e uma elevada concentração de nitrogênio sob forma de proteína (Cavalcanti, 2009).

2.4.1.4 DQO

A DQO, demanda química de oxigênio, é a quantidade de oxigênio consumida para degradar a matéria orgânica quimicamente (Cavalcanti, 2009).

A análise de DQO é de rápida execução e não é afetada pela nitrificação, indicando apenas a degradação da matéria orgânica e não dos compostos nitrogenados. A principal limitação da análise de DQO é que tanto a fração

biodegradável quanto a inerte são oxidadas, superestimando a quantidade de oxigênio consumido (Chernicharo, 1997).

De acordo com Hulshof Pol, 1985, citado por Chernicharo, 1997, os efluentes a serem tratados podem ser classificados de acordo com o seu grau de degradação em: fácil, difícil e impossível de serem degradados.

Os compostos de fácil degradação são rapidamente fermentados por qualquer tipo de biomassa anaeróbia (Chernicharo, 1997).

Os substratos complexos, de difícil degradação, precisam ser adaptados ao substrato antes de serem degradados. Este período de adaptação reflete o tempo de crescimento de microorganismos especializados que poderão fermentar aquele substrato. Entretanto, há alguns compostos orgânicos que não são degradáveis em processos biológicos anaeróbios e são conhecidos como orgânicos inertes ou recalcitrantes. Esta parcela do substrato orgânico chama-se de DQO recalcitrante. Como a DQO recalcitrante não é biologicamente degradada, segue inalterada após o tratamento biológico (Chernicharo, 1997).

2.4.1.5 DBO₅

A demanda bioquímica de oxigênio é a quantidade de oxigênio consumida pelos microorganismos para oxidar bioquimicamente a matéria orgânica (Metcalf – Eddy, 1981).

É uma determinação simples e prática, sem precisar conhecer a natureza e concentração e todos os constituintes orgânicos (proteínas, carboidratos, gorduras, e outros) (Cavalcanti, 2009).

2.4.2 SÓLIDOS

Sperling, 1996, simplificada, classifica os sólidos de acordo com as suas características físicas e químicas.

Classificação pelas características físicas:

- Sólidos em suspensão – partículas de maior tamanho, retidas em um papel filtro de tamanho específico.

- Sólidos dissolvidos – partículas de menor tamanho, capazes de passar por um papel filtro de tamanho específico.
- Sólidos coloidais – de difícil identificação. Na maior parte das análises de água, os sólidos coloidais são identificados na fração de sólidos dissolvidos e a menor parte na de sólidos em suspensão.

Classificação pelas características químicas:

- Sólidos orgânicos (voláteis) - sólidos volatilizados quando submetidos a uma temperatura elevada (550 °C). Também chamados de sólidos voláteis.
- Sólidos inorgânicos (fixos) – sólidos restantes quando submetidos a 550 °C.

De acordo com Prosab, 1999, o lodo digerido é aquele que após o processo de estabilização biológica, teve redução de SSV superior a 40 %. Esta redução está associada às condições do projeto, como carga aplicada, tipo de homogeneização, facilidade de adensamento e critérios de operação. O lodo, quando bem digerido, é de cor marrom escura e não apresenta odor ofensivo.

Segundo Jordão, 2011, os SV indicam o estágio de digestão do lodo digerido. O lodo bem digerido apresenta concentração de SV de aproximadamente 45 % dos ST.

A digestão pode ser de alta ou de baixa taxa, também chamada de convencional. A digestão com baixa taxa de aplicação, menor ou igual a 1,2 kg SSV/m³ dia, é normalmente utilizada para digestores de único estágio. Sendo que o tempo de retenção de 45 dias para digestores não homogeneizados e de 30 dias para os homogeneizados. Os digestores de múltiplos estágios podem trabalhar com taxas de aplicação maiores, sendo iguais ou inferiores a 4,8 kg SSV/m³.d (Jordão, 2011).

O tempo de retenção mínimo recomendado é de 18 dias para os digestores aquecidos e de 22 dias para os não aquecidos (Jordão, 2011).

Segundo Vivian, 2010, para biodigestores com dejetos de suínos e em condições mesofílicas, a literatura recomenda uma alimentação de SV máxima de 1 a 3 kgSSV./m³ d. Entretanto, no seu estudo a carga volumétrica de aplicação foi em média 0,55 kgSV/m³ d.

2.5- HIDRÓLISE ENZIMÁTICA

Segundo Rigo, et al., 2008, a utilização de enzimas comerciais para hidrolisar a gordura de efluentes ainda é muito cara e depende da quantidade de enzima que será necessário dosar.

Estudo apresentado por Leal, et al., 2006, comparando o desempenho de reatores UASB alimentados com efluente de laticínio hidrolisado enzimaticamente e não hidrolisado, para diferentes concentrações de óleos e graxas (200, 600 e 1000 mg/L), demonstraram que para até 600 mg/L de OG, com e sem o tratamento enzimático, os reatores se comportavam de forma semelhante. Entretanto, os benefícios da hidrólise enzimática foram mais evidenciados com a concentração de OG de 1000 mg/L, cujo efluente teve remoção de 90 % de DQO, enquanto o não tratado enzimaticamente teve redução de apenas 82 %.

Cammarota, 2001, também testou o tratamento de efluentes de laticínio com e sem o uso de torta de babaçu contendo lipases e verificou um aumento na eficiência de remoção de DQO de 50 % para 90 %, para o efluente tratado com 0,1 % (w/v) de torta de babaçu contendo lipase.

Jung, 2002, também estudou a aplicação de um *pool* enzimático produzido pelo fungo *P. restrictum* no tratamento de efluentes gordurosos e verificou que para concentrações de 400, 600 e 800 mg/L OG, houve uma redução de DQO de 86 %, 75 % e 0 %, respectivamente, no tratamento no reator controle e de 93 %, 92 % e 82 %, respectivamente, quando o efluente foi pré tratado com as enzimas.

Rigo, et al. 2008, estudaram a aplicação de diferentes enzimas no tratamento de efluentes de indústria de carnes e verificaram que o rendimento máximo em ácidos livres para ambas as enzimas foi obtida para concentrações de enzima de 5 % (m/v), a 45 °C, pH 6 e 100 rpm. Para ambas as enzimas o pH pode ser alterado de acordo com a aplicação, uma vez que não afetou significativamente a hidrólise do efluente.

Segundo Rigo, et al. 2008, os resultados de pré-tratamento enzimático para efluentes da indústria da carne de bovino e de suínos, a utilização de 0,1 % (m/v) de lipase também melhorou a remoção de DQO, quando a concentração de óleo e gordura foi aumentado, principalmente a partir de 500 a 1.200 mg/L.

3- MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi montado no Frigorífico de suínos de uma indústria da região Oeste de SC, nas dependências anexas ao seu tratamento de efluentes.

A Figura 3 apresenta um fluxograma das atividades desenvolvidas durante o experimento.

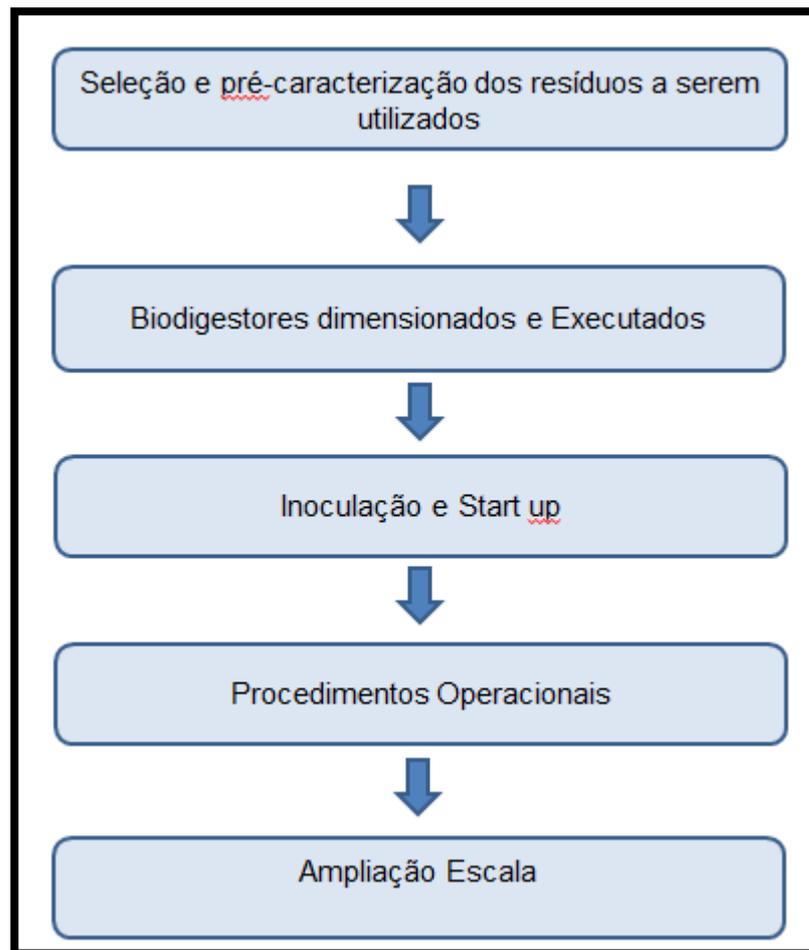


Figura 3 - Fluxograma das atividades desenvolvidas.

Inicialmente foi feita uma seleção de quais os resíduos do Frigorífico seriam utilizados neste experimento. Posteriormente, estes resíduos foram pré-caracterizados e os biodigestores foram dimensionados e executados. Quando os biodigestores pilotos estavam construídos, foi realizada a sua inoculação e startup e definidos os procedimentos operacionais. Após a coleta e análise dos dados, o

projeto foi ampliado para escala real.

Os biodigestores pilotos foram projetados e executados pela empresa Gter, que atua no ramo de energias renováveis.

A operação dos biodigestores piloto foi realizada em parceria entre os funcionários do Frigorífico e do Gter. O biodigestor em escala real também foi projetado e executado pela Gter, contratada pela Indústria.

As análises dos resíduos e de acompanhamento dos biodigestores foram realizadas no Laboratório de águas e efluentes da própria Indústria e no Laboratório SENAI de Blumenau (para os parâmetros que a indústria não realizava).

3.1- SELEÇÃO E PRÉ-CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

Inicialmente foram selecionados, dentre os resíduos disponíveis no frigorífico, quais apresentavam potencial para a digestão anaeróbia, qual seria o inóculo e quais resíduos a Indústria tinha interesse em tratar no biodigestor.

Foram avaliados quatro resíduos, abaixo denominados e descritos:

(a) Inóculo – Lodo de um biodigestor de dejetos de suínos já em operação em uma Granja de suínos da empresa.

(b) Esterco sólido – Esterco de suíno, retido na peneira estática do Frigorífico. O esterco peneirado é proveniente das baias de recepção de suínos, onde os mesmos ficam em dieta hídrica.

(c) Gordura Flotada - Gordura proveniente do flotor de ar dissolvido, FAD, da Estação de Tratamento de Efluentes do Frigorífico (ETE).

(d) Gordura Flotada Cozida – Gordura flotada, cozida com vapor direto.

(e) A pré-caracterização físico-química dos resíduos supracitados foi realizada, analisando os seguintes parâmetros: Alcalinidade, pH, ST, STF, SD, SS, SSV, OG, DQO, DBO5, P (total), NTK, NT, Nitrato, Nitrito, Nítrito, Potássio e Surfactantes. Os resultados serão apresentados no Capítulo 4.

A partir da pré-caracterização, definiu-se quais resíduos seriam utilizados, abaixo citados:

(a) Inóculo (granja de suínos)

(b) Esterco sólido (peneira)

(c) Gordura Flotada Cozida

3.2- DIMENSIONAMENTO E EXECUÇÃO DOS BIODIGESTORES

Após a caracterização dos resíduos, os biodigestores foram dimensionados, considerando a demanda da Indústria, procurando atender proporcionalmente o volume de resíduos gerados diariamente.

A partir disto, e considerando o volume de amostra necessário para realizar as análises planejadas, e o tempo de retenção pretendido de 35 dias, dimensionou-se (0,40 x 0,70 x 0,40 m) o biodigestor piloto com volume de 120 L, utilizando como inóculo o lodo de biodigestor já em operação na Granja.

Foram montados seis biodigestores, sendo que três operavam com diferentes concentrações de gordura (10 %; 50 % e 90 %) e três biodigestores correspondiam aos seus controles, os quais eram alimentados apenas com esterco, sem gordura.

Os biodigestores foram alimentados com as proporções estabelecidas de gordura e de esterco descritas na Tabela 2.

Tabela 2 - Proporções de Gordura e Volumes de Alimentação dos biodigestores.

ENSAIOS		ESTERCO	GORDURA
BIODIGESTOR 01	Proporção (%)	50,0	50,0
	V (L)	1,70	1,70
CONTROLE 01	Proporção (%)	100,0	0
	V (L)	3,40	0
BIODIGESTOR 02	Proporção (%)	90,0	10,0
	V (L)	3,05	0,35
CONTROLE 02	Proporção (%)	100,0	0
	V (L)	3,40	0
BIODIGESTOR 03	Proporção (%)	10,0	90,0
	V (L)	0,35	3,05
CONTROLE 03	Proporção (%)	100,0	0
	V (L)	3,40	0

No decorrer da pesquisa, o controle 3 foi contaminado com gordura. Deste momento em diante ele passou a ser denominado biodigestor 4, sendo alimentado com a mesma concentração de gordura do biodigestor 3 além da adição de microorganismos, para verificar a sua eficiência em comparação com o biodigestor 3.

Cada biodigestor foi montado com uma caixa plástica, conforme apresentado na Figura 4, provida de uma bomba para promover a agitação e de um plástico com vedação para tampar a caixa e evitar a entrada de ar. Os biodigestores eram providos também de tubulação de alimentação, de saída e de recirculação para agitação da bomba.



Figura 4 - Biodigestores Piloto montados no local do experimento.

3.3- INOCULAÇÃO E START UP DOS BIODIGESTORES

O inóculo foi coletado na Granja com o biodigestor agitado. Depois foi transportado até o local do experimento e distribuído para cada um dos biodigestores uniformemente, até atingir a tubulação de saída.

Após agitar o inóculo, que estava dentro dos biodigestores, foi coletada uma amostra para análise de Alcalinidade, pH, ST, STF, SD, SS, SSV, OG, DQO, DBO₅, Fósforo, NTK, NT, Nitrato, Nitrito, N amoniacal, e Potássio. Como o inóculo foi distribuído uniformemente, foi realizada apenas coleta de amostra do biodigestor 1, sendo esta empregada como referência para os demais biodigestores.

Devido a dificuldade de finalizar a montagem dos biodigestores e de instalar os agitadores (devido a carência de mão de obra), contrariando a nossa programação que era de 7 dias, o inóculo ficou parado por 17 dias dentro dos biodigestores.

No 19º dia, após a recarga dos biodigestores com o inóculo, foi realizada a primeira alimentação com gordura e esterco e coletada amostras de cada substrato e do inoculo para análise. Em função das baixas temperaturas ambientais (<11 °C), as quais inibem a atividade microbiana, no 20º dia parou-se de alimentar os biodigestores para readequação estrutural, a qual teve como objetivo fornecer aquecimento aos mesmos. Para isso foram instalados “tapetes elétricos” (resistência elétrica) no fundo externo de cada um dos biodigestores. Os dias foram zerados novamente. No 11º dia após o novo dia zero, voltou-se a alimentar os biodigestores. Agora, suas temperaturas eram de aproximadamente 25º.

No 16º dia foi incluído o biodigestor 4 no lugar do controle 3, devido a uma contaminação do controle do mesmo com gordura, provavelmente por problemas operacionais. O biodigestor 4 entrou em operação, com a introdução de microorganismos disponíveis na Indústria para verificar se o seu comportamento seria melhor do que o biodigestor 3. De acordo com a recomendação do fabricante, foi dosado 9 g bactérias/120L biodigestor.

3.4- PROCEDIMENTOS OPERACIONAIS

Foram definidos os procedimentos de alimentação, de operação e de monitoramento (diários, semanais, quinzenais e mensais) dos biodigestores, conforme descrito a seguir.

Em virtude de a Indústria trabalhar apenas de segunda a sexta-feira, os biodigestores eram alimentados nestes dias.

3.4.1 Alimentação dos biodigestores e coleta de amostras

Diariamente, de segunda a sexta feira, eram coletadas amostras de gordura cozida, no tanque de aquecimento, e de esterco da peneira, em baldes de 20L. Estas amostras eram coletadas nos mesmos horários e guardadas nas dependências dos pilotos para que os operadores alimentassem os biodigestores. Os operadores preparavam a mistura, conforme as proporções determinadas para cada biodigestor, conforme Tabela 2, e misturavam os ingredientes em um liquidificador. Posteriormente, alimentavam os biodigestores através da tubulação de entrada e coletavam amostra da saída dos mesmos, para as análises de monitoramento diários, semanais e quinzenais. Coletavam também as amostras de esterco e de gordura.

As amostras eram coletadas em frascos de vidro e enviadas imediatamente para o laboratório da empresa, aonde eram preservadas e analisadas.

3.4.2 Monitoramento diário e operação

Para o monitoramento das condições ambientais e dos biodigestores foi verificado diariamente o pH do efluente de saída dos biodigestores, a temperatura ambiente e a temperatura interna de cada biodigestor. Os dados coletados foram anotados em planilhas de controle de temperatura e de controle de pH.

Diariamente, a agitação dos biodigestores era ligada, antes dos mesmos serem alimentados. Quando o biodigestor 4 entrou em operação dosou-se 9 g bactérias/120L biodigestor em cada alimentação.

3.4.3 Monitoramento Semanal

Semanalmente a alcalinidade do efluente de saída dos biodigestores era analisada.

3.4.4 Monitoramento Quinzenal

A cada quinze dias eram realizadas as análises completas do efluente de cada biodigestor, avaliando: pH, alcalinidade, DQO, DBO₅, N, P, OG, ST, STF, SD, SS, SSV.

3.5- AMPLIAÇÃO DE ESCALA

A partir dos resultados obtidos na etapa piloto, a empresa optou em ampliar a escala do projeto, corrigindo algumas falhas observadas no projeto piloto. Foi instalado um biodigestor em escala real, com dimensões de 45 x 14 x 4,5 m, correspondendo a um volume igual a 1.800 m³, para suprir aproximadamente 35 dias de geração do resíduo.

A agitação do biodigestor foi melhorada, bem como foram introduzidas três fases no biodigestor, enquanto o piloto era de apenas uma fase. O esterco da peneira foi substituído por esterco líquido da granja de suínos, vislumbrando evitar a flotação da gordura e do esterco, aumentando o potencial de degradação do meio.

Foi dada a partida do reator com dejetos da granja e o biodigestor foi alimentado diariamente com dejetos da granja (60 %) e com gordura flotada cozida do frigorífico (40 %). O desempenho do reator foi monitorado por 54 dias, em função dos parâmetros DQO, DBO₅ e ST.

As Figuras 5, 6 e 7 apresentam o biodigestor instalado nas dependências do Frigorífico para a ampliação de escala.



Figura 5 - Foto caixas de entrada biodigester escala real.



Figura 6 - Foto da caixa de recepção de ao fundo o biodigester.



Figura 7 - Biodigestor em escala real.

4- RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos serão apresentados neste Capítulo, com a caracterização dos resíduos pré-selecionados, os comentários sobre o start up e a operação e os resultados das análises de monitoramento.

Serão apresentados também os resultados obtidos com a ampliação da escala.

4.1- SELEÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

A Tabela 3 apresenta os resultados das análises de caracterização realizadas nos resíduos pré-selecionados em função de seu potencial de aplicação: esterco, lodo do flotador (in natura), lodo do flotador (cozido) e lodo do biodigestor.

Tabela 3 - Resultados da caracterização dos resíduos.

Parâmetro	Unidade	Inóculo	Lodo in Natura	Lodo Cozido	Esterco
Óleos e Graxas (OG)	mg/L	162	700	2.243,5	-
DQO	mg/L	6.050	91.650	112.750	80.600
BDO ₅	mg/L	2.000	64.155	75.000	55.000
Fósforo	mg/L	141,5	326	> 350	> 350
NTK	mg/L	1.060	468	1.121	148,7
NT	mg/L	1.070	470	1.125	150
N _{amoniaco}	mg/L	7,1	15,7	6,7	--
K	mg/L	365	585	1.320	590
pH	-	7,2	5,2	5,3	6,8
Surfactantes	mg/L	12,6	58,3	58,0	18,9
Alcalinidade	mg/L	4.000	2.500	2.500	2.500
Sólidos Totais (ST)	mg/L	4.852	69.242	217.022	81.756
Sólidos Totais Fixos (STF)	mg/L	827	3.192	3.657	4.789
Sólidos Dissolvidos (SD)	mg/L	1.590	2.910	0,0	0,0

Sólidos Suspensos (SS)		3.262		217.022	81.756
			66.332		
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/L	2.470	61.786	209.672	72.160

No que se refere ao tratamento de efluentes baseados no emprego de processos biológicos convencionais, a biodegradabilidade (relação DBO_5/DQO) é um dos primeiros parâmetros a ser considerado. Recomenda-se que esta relação seja superior ou igual a 0,4 (Moraes, 2005) para que o efluente seja tratado biologicamente. Neste aspecto, somente o inóculo, com uma relação DBO_5/DQO de 0,33 apresentou resultados inferiores. Os demais resíduos (esterco, lodo in natura e cozido) apresentaram resultados superiores a 0,67, ou seja, indicando serem biodegradáveis.

Neste contexto, mesmo sabendo que as gorduras diminuem a biodegradabilidade dos sistemas anaeróbios, pela relação apresentada, vislumbrou-se a possibilidade de tratamento biológico deste resíduo.

Entre os dois lodos procedentes do flotador, o cozido, com exceção dos parâmetros SD e $N_{amoniacal}$, apresentou resultados superiores, em relação ao lodo in natura, para todos os demais parâmetros analisados. Esta tendência foi vinculada a etapa de cozimento que o lodo é submetido, a qual, devido a perda de água, proporcionar uma etapa de pré-concentração. Mesmo assim, optou-se pelo emprego, em detrimento do lodo in natura, nos ensaios piloto. Esta escolha foi tomada em comum acordo com a empresa, a qual vislumbrava executar este projeto futuramente, caso o mesmo apresente resultados promissores. Ao empregar o lodo cozido os custos de frete para transportar o lodo cozido, de menor volume, até o biodigestor, seriam menores do que se fosse alimentado com gordura crua.

Após a seleção dos resíduos (esterco e lodo cozido) a serem avaliados no processo de biodigestão, os mesmos foram submetidos a uma nova análise referente aos teores de Ca, Mg, Na e K, os quais, em função de suas concentrações podem atuar como inibidores ou estimulantes (Tabela 1) do processo biodigestivo. A Tabela 4 apresenta os resultados referentes a esta análise, bem como a uma estimativa da concentração, considerando as proporções aplicadas de cada resíduo.

Tabela 4 - Concentrações de Ca, Mg, Na, potássio nos resíduos e biodigestores.

Parâmetro	Resíduo					
	Concentrações Estimadas					
	Esterco	Lodo Cozido	Bio Piloto	Bio 1*	Bio 2*	Bio 3*
Ca (mg/L)	218,4	1729,7	102,0	126,7	105,3	143,7
Mg (mg/L)	151,2	16,9	27,4	29,0	31,0	27,5
Na (mg/L)	66,3	361,7	109,0	112,0	107,8	115,3
K (mg/L)	590,0	1.320,0	365,0	381,7	354,7	389,9

* Estimativa em função da proporção alimentação

Os resíduos por si só apresentam para o cálcio e o potássio concentrações intermediárias entre estimulantes (até 200 mg/L) e moderadamente inibidora (acima de 2.500 mg/L). Para os outros dois elementos (Mg e Na) as concentrações observadas são estimuladoras (< 150 mg/L para o Mg e < 200 mg/L para o Na). Cabe salientar que no todo, ou seja, considerando a contribuição de ambos resíduos e inóculo, os valores em termos de concentração observados nos três biodigestores, para todos os elementos estão dentro da faixa estimuladora. Sendo assim, a biodigestão não deverá ser inibida por toxicidade dos sais de cálcio, magnésio, sódio e potássio.

4.2- START UP E OPERAÇÃO

Conforme citado anteriormente, após um período de inverno em que a temperatura dos biodigestores estava abaixo do recomendado para a biodigestão anaeróbia e após estabelecer um sistema de aquecimento dos biodigestores, a sua alimentação foi reiniciada após 28 dias do primeiro start up. Previamente foram realizadas análises de DQO e alcalinidade para verificar a característica dos biodigestores antes de reiniciar a alimentação. Os resultados estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Análises do inóculo, no reinício alimentação biodigestores.

Biodigestores	Parâmetros	
	DQO (mg/L)	Alcalinidade

		(mg/L)
Biodigestor 01	45.500,0	3.500,0
Biodigestor 02	27.250,0	3.500,0
Biodigestor 03	35.000,0	3.535,0
Controle 01	27.750,0	3.520,0
Controle 02	30.250,0	3.523,0
Controle 03	28.750,0	3.535,0

Os controles apresentaram valores similares para os dois parâmetros avaliados. Estes resultados eram esperados, uma vez que os controles apresentam a mesma composição (100 % de esterco). Em relação à alcalinidade, os valores observados (\cong 3.500 mg/L) são similares entre todos os biodigestores avaliados, sejam controles ou não. Esta tendência está coerente com os valores encontrados na etapa de caracterização dos resíduos e do inoculo, bem como com o volume de inoculo empregado, o qual é o mesmo para todos os biodigestores e controles. Ambos resíduos, lodo cozido e esterco, apresentaram valores idênticos para a alcalinidade, 2.500 mg/L. O elevado teor de alcalinidade observado para o inoculo (4.000 mg/L), superior ao do lodo e do esterco, explica os valores intermediários, de \cong 3.500 mg/L, observados para os biodigestores e controles.

Em relação a DQO, a diminuição, de 45.500 mg/L para 27.250 mg/L observado entre os biodigestores 1 e 2 está coerente com suas composições. O biodigestor 1 apresenta, com 50 % de gordura cozida (cuja DQO é de 112.750 mg/L), muito mais gordura em sua composição que o biodigestor 2 (com 10 % de gordura). Tendência oposta foi observada em relação ao biodigestor 3, o qual, mesmo apresentando 90 % de gordura em sua composição, apresentou uma DQO inferior a observada para o biodigestor 1. Esta tendência foi vinculada a uma deficiência na homogeneização do sistema, influenciada pela elevada concentração de gordura, a qual devido a sua menor densidade tende a ficar parcialmente flotada na superfície do biodigestor.

Este fato foi identificado visualmente (uma camada grossa de gordura) pelo operador no biodigestor através do plástico vedante da superfície do biodigestor.

Cabe salientar que por apresentar gordura na superfície (identificada visualmente), o controle 3 foi considerado contaminado. Visando seu

aproveitamento, o mesmo foi transformado no biodigestor 4, o qual se distingue do 3, pela adição de bactérias (9 g/dia).

Os biodigestores foram operados e monitorados de acordo com os parâmetros de monitoramento.

4.2.1 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO

Os resultados dos parâmetros de monitoramento serão apresentados a seguir.

4.2.1.1 Temperatura

As Figuras 8 e 9 apresentam os resultados da medição diária da temperatura dentro dos biodigestores e a variação de temperatura entre os dias, respectivamente.

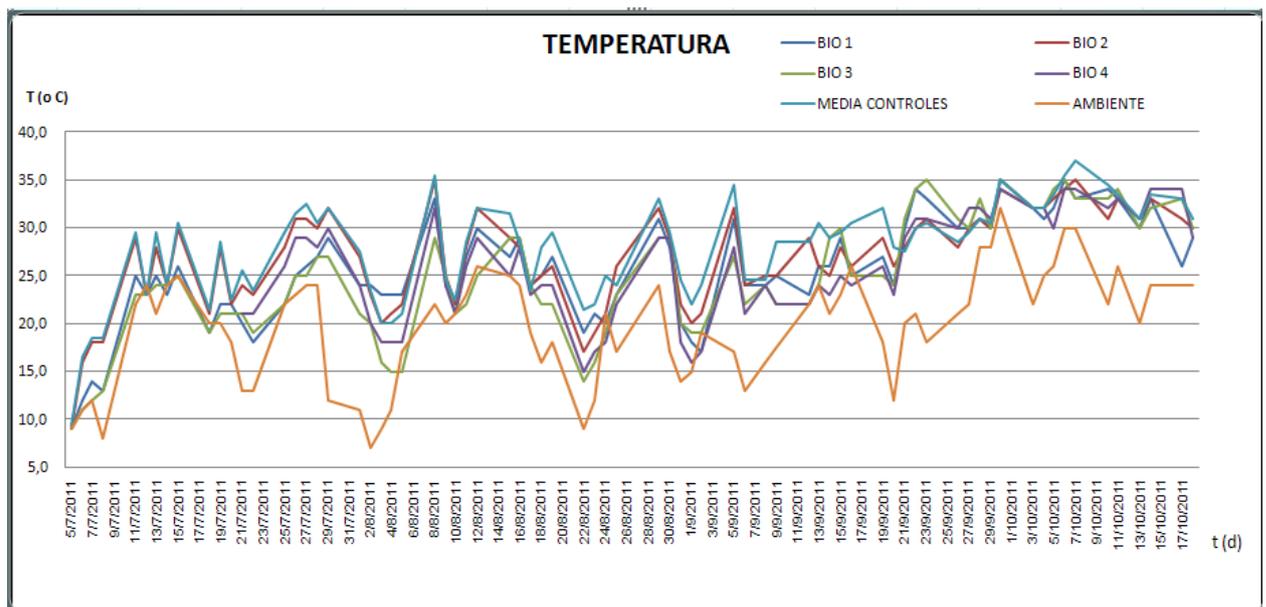


Figura 8 - Variação de temperatura em função dos dias de operação.

É possível observar através da Figura 8 que a variação de temperatura seguiu a mesma tendência para todos os biodigestores. Inicialmente a temperatura estava abaixo da temperatura mínima recomendada para a digestão anaeróbia (20 °C). Após a instalação dos tapetes de aquecimento, ocorrida em 07/07/2011, pode-se observar que a temperatura nos biodigestores e controles, se manteve acima da

ambiente. A temperatura dos biodigestores manteve-se entre 20 e 25 °C nos meses de frio e entre 30 e 35 °C nos meses mais quentes. A partir do mês de setembro a temperatura a se manteve entre 25 e 35 °C, ou seja, próximo da temperatura ideal de 35 °C recomendada por Sant' Anna Jr, 2010. Os valores médios de temperatura dos controles 1 e 2 foram de 28,1 e 27,5 °C respectivamente. Os biodigestores 1, 2, 3 e 4 apresentaram uma média de 25,6, 26,7, 24,7 e 26 °C, respectivamente.

Como o aquecimento era ligado e desligado manualmente, não foi possível manter constante a temperatura dentro dos reatores (Figura 9). A Figura 9 apresenta a oscilação de temperatura observada dentro do biodigestor 1 durante a execução do experimento. Os demais biodigestores e controles apresentaram a mesma tendência observada para o bio 1.

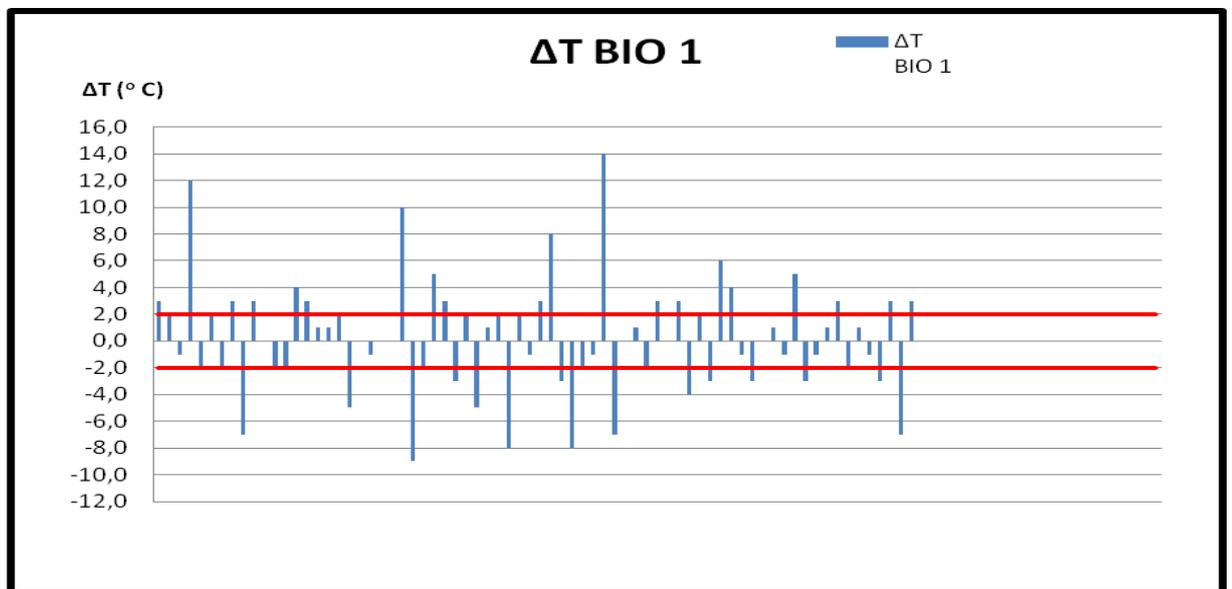


Figura 9 - Variação da Temperatura (ΔT) no biodigestor 1.

Além disto, é possível observar que nos meses com temperaturas mais baixas, a faixa da temperatura dos biodigestores foi mais constante, atingindo a máxima transferência de calor permitida pelos aquecedores. Os resultados observados para os meses mais quentes (oscilação mais elevada) indicam a necessidade de um maior controle operacional, preferencialmente automático para que a temperatura seja mantida constante.

É importante salientar que a temperatura não ultrapassou os valores máximos recomendados pela literatura (aproximadamente 65 °C). No entanto, as variações de temperatura observadas nos biodigestores (Figura 9), com variações de até 14 °C/dia, extrapolam o limite de 2 °C recomendado por Chernicharo (1997). De acordo

com Chernicharo (1997), manter o reator com a temperatura elevada favorece o processo biológico, no entanto o mais importante é garantir que a temperatura não varie bruscamente, sendo o limite usualmente praticado de 2 °C.

4.2.2.2 pH

A Figura 10 apresenta o monitoramento do pH dos biodigestores.

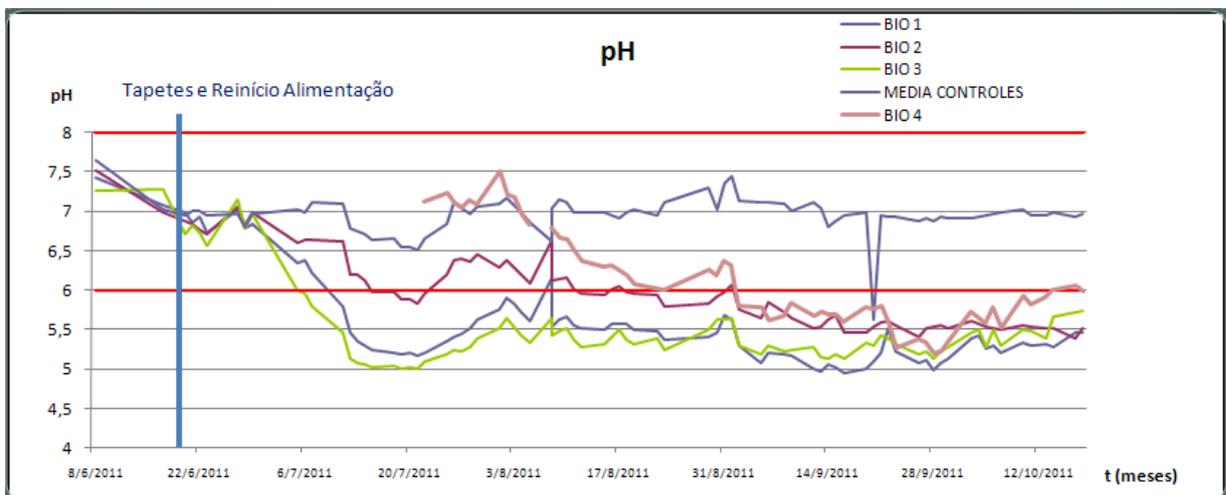


Figura 10 - Acompanhamento temporal do pH de operação dos biodigestores.

Todos os biodigestores, exceto os controles, apresentaram ao final da operação pHs iguais ou inferiores há 6,0, ou seja, na faixa recomendada para a estabilidade do reator (Chernicharo, 1997).

A média dos controles, de 7,0, encontra-se dentro da faixa de pH ideal para os microorganismos produtores de metano (Chernicharo, 2005) e bem acima do pH médio de 5,6, 6,0 e 5,3, observada para os biodigestores 1, 2 e 3, respectivamente. Pode-se observar que a redução do pH varia inversamente com o teor de gordura nos biodigestores. Os biodigestores 1 e 3, com 50 % e 90 % de gordura, respectivamente, apresentaram uma redução de pH mais acentuada do que o biodigestor 2, com 10 % gordura. Entre os biodigestores 1 e 3, a redução de pH foi mais acentuada no 3, com 90 % de gordura. Esta tendência era esperada, uma vez que a gordura ao se hidrolisar tende a acidificar o meio, reduzindo o pH do mesmo.

A redução do pH para valores abaixo de 6,0 ocorreram a partir do 30º, 45º e 25º dia, para os biodigestores 1, 2 e 3, respectivamente. No entanto, o biodigestor 2 logo recuperou seu pH a valores superiores a 6,0, mantendo-o nesta região por um mês. Os demais biodigestores, apresentaram oscilações de entre 5 e 5,5 para a maior parte do restante do experimento.

O biodigestor 4 apresentou uma mesma tendência de pH observada para os demais biodigestores, com redução acentuada do pH no início do processo, ou seja, no primeiro mês do tratamento, mantendo-se estável, com oscilações não superiores a 0,5, no restante do ensaio. Cabe destacar que o biodigestor 4, na região de estabilização, normalmente apresentou valores de pH acima do observado para o biodigestor 3. Esta tendência foi atribuída a maior possibilidade de degradação do biodigestor 4, em relação ao 3, em função da adição dos microorganismos adicionados ao processo, as quais favorecem a decomposição da gordura, minimizando sua oxidação. Corroborar com esta possibilidade a maior redução de carga orgânica observada para este biodigestor.

4.2.2.3 Alcalinidade

A Figura 11 apresenta os valores de alcalinidade para os biodigestores e os controles durante o experimento.

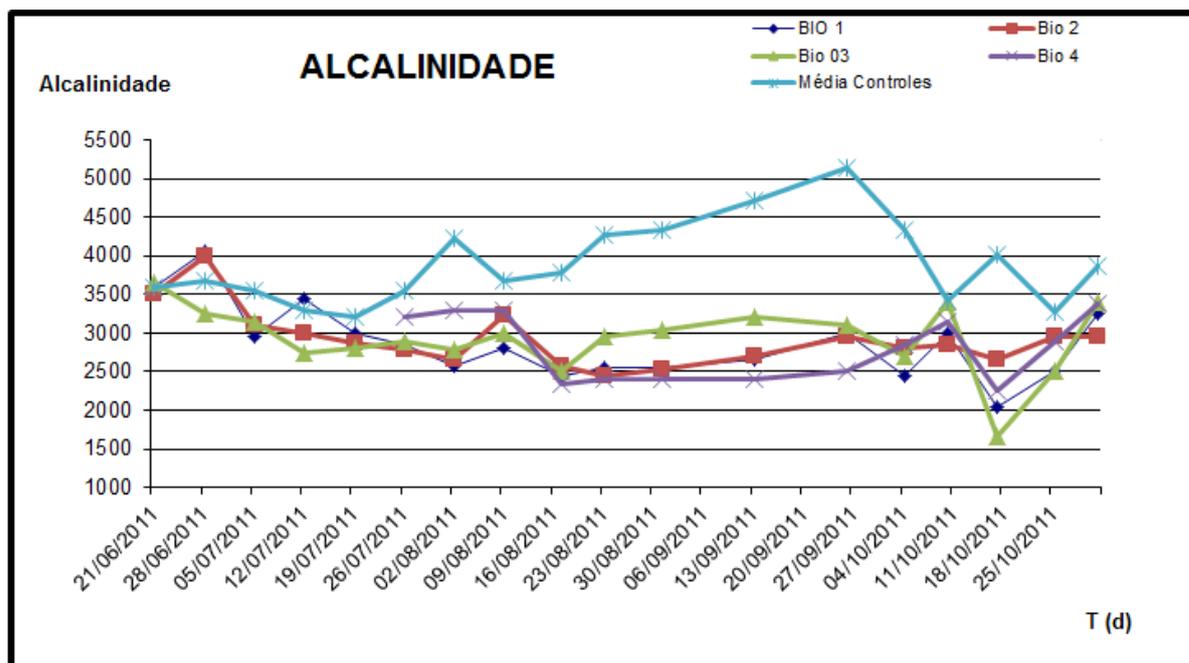


Figura 11 - Alcalinidade nos biodigestores.

É possível observar que os biodigestores 1, 2, 3 e 4 se mantiveram em uma faixa de alcalinidade, entre 2.000 e 3.000 mg/L. No início do processo a alcalinidade é similar para todos os biodigestores. A partir da segunda quinzena de agosto (após dois meses em funcionamento) observa-se tendências distintas de alcalinidade entre os biodigestores. O bio 3, com maior teor de gordura, apresenta os maiores valores de alcalinidade (500 mg/L, acima dos bio 1 e 02). No entanto cabe destacar que os valores encontrados encontram-se na faixa recomendada para este tipo de efluente. Segundo Rojas (1987), valores típicos de alcalinidade de bicarbonatos em efluentes de reatores anaeróbios encontram-se entre 2.000 a 5.000 mg/L. Quando bem digeridos, os lodos podem apresentar valores de alcalinidade iguais ou inferiores a 1.800 mg/L (Jordão, 2011).

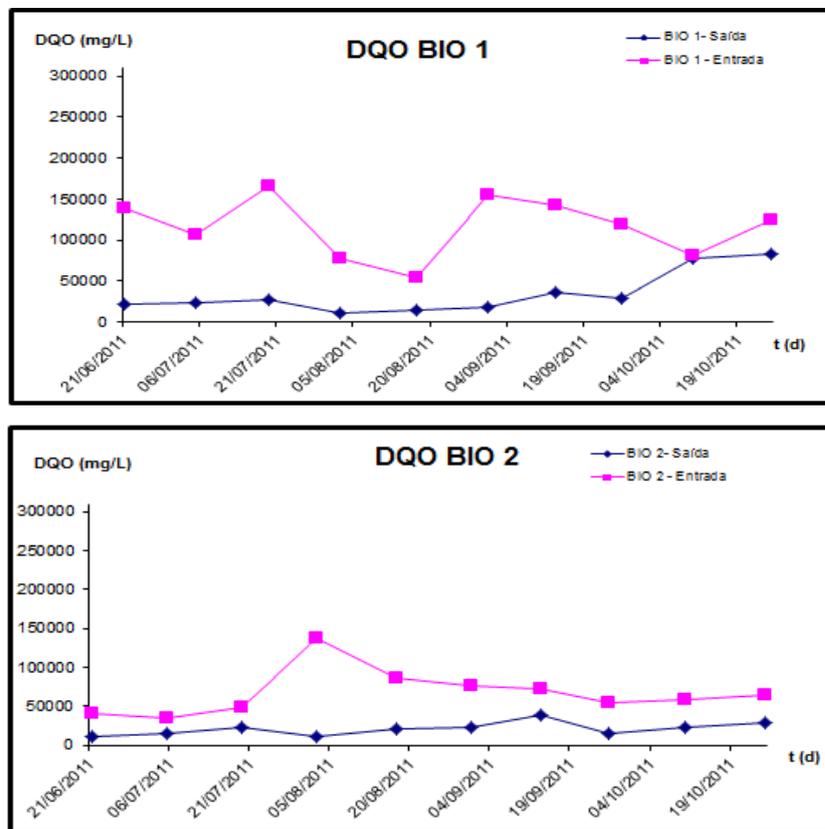
Os controles, com valores entre 3.500 e 4.000 mg/L, apresentaram uma alcalinidade significativamente superior a observada para os biodigestores. Esta tendência esta coerente com os maiores valores de pH observado para os controles. Sendo a alcalinidade a capacidade de neutralizar ácidos, quanto maior a alcalinidade maior deverá ser o pH do efluente (Sperlling, 1996).

Outra tendência observada é que a presença a da gordura nos reatores diminuiu significativamente a alcalinidade do meio (provavelmente devido à presença de gordura hidrolisada), e que o aumento da concentração de gordura interfere

positivamente na alcalinidade. Quanto maior o teor de gordura, maior a digestão de ácidos orgânicos voláteis intermediários, os quais conduzem a formação de bicarbonato de sódio, aumentando a alcalinidade (Sperlling, 1996).

4.2.2.4 DQO

A Figura 12 apresenta os valores de DQO de alimentação e de saída para os biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles.



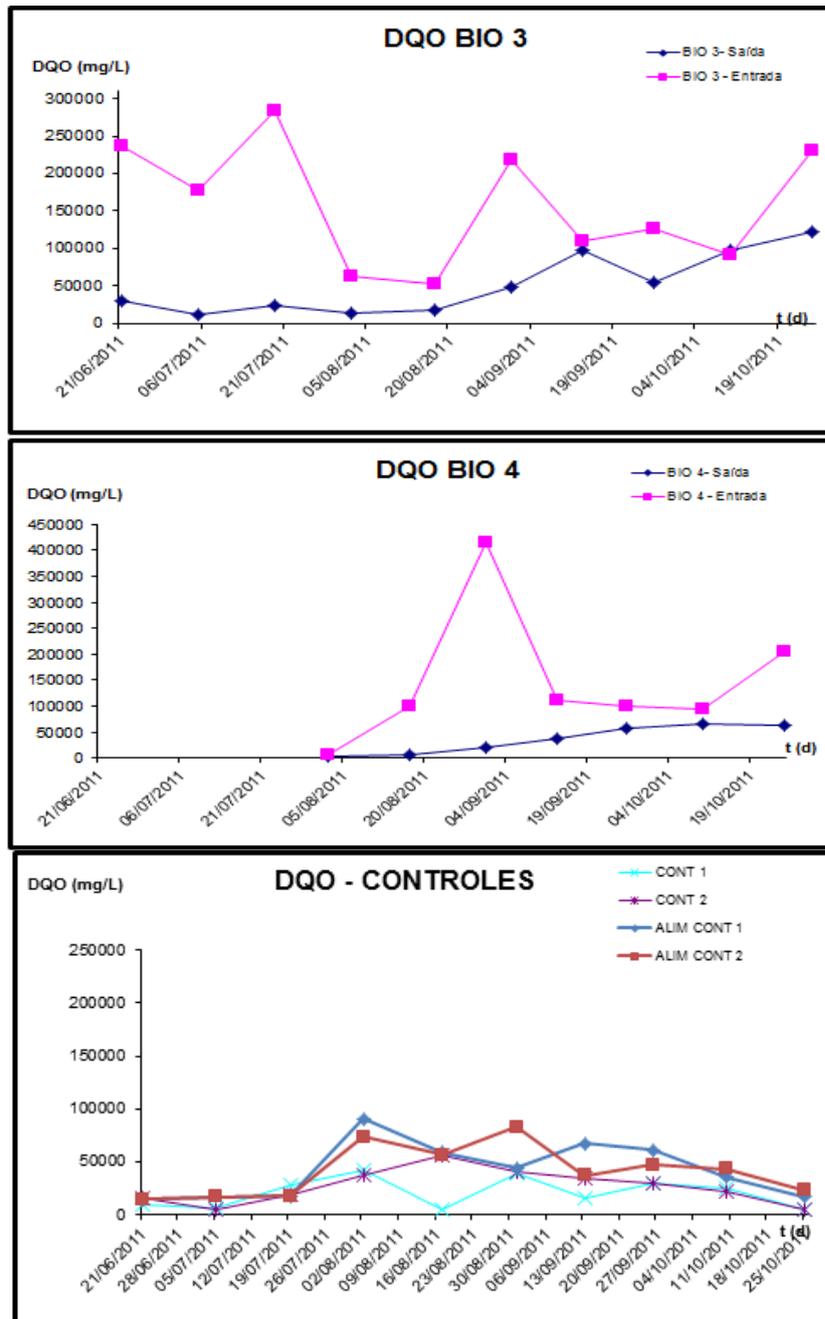


Figura 12- DQO de alimentação e saída dos biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles.

As tendências de DQO de alimentação estão coerentes com a composição dos efluentes. Quanto maior o teor de gordura maior a DQO de alimentação. O bio 3, com um teor de gordura de 90 %, e uma DQO média $\cong 250.000$ mg/L, foi o que apresentou as maiores DQO de alimentação. O bio 2, com 10 % de gordura, e uma DQO de 10.000 mg/L, foi o que apresentou os menores valores de DQO de alimentação. Além disto, entre os três biodigestores, o bio 3, com maior teor de gordura, seguido do bio 1 (com 50 % de gordura), foi o que apresentou as maiores oscilações da DQO de alimentação. Esta tendência foi vinculada a dificuldade de

obter uma amostra homogênea para a análise, devido a presença de gordura. Esta dificuldade aumenta proporcionalmente como teor de gordura.

Para todos os biodigestores a DQO de saída foi sempre inferior a DQO de alimentação, indicando uma degradação do efluente. Os bio 1 e 2, com menor teor de gordura, apresentaram uma DQO de saída, com valores de $\cong 20.000$ e 10.000 mg/L para os bio 1 e 2, respectivamente, mais estável durante o período de acompanhamento do processo. O bio 3, com 90 % de gordura, apresentou um período de estabilidade na DQO de saída, com $\cong 25.000$ mg/L, somente nos dois primeiros meses (entre junho e agosto) de tratamento. Após este período, em setembro, a DQO de saída apresentou uma tendência de aumento, apresentado em outubro, uma DQO de saída superior a 100.000 mg/L. Este aumento foi interpretado com uma perda de eficiência do processo, provavelmente pelo acúmulo de gordura no biodigestor.

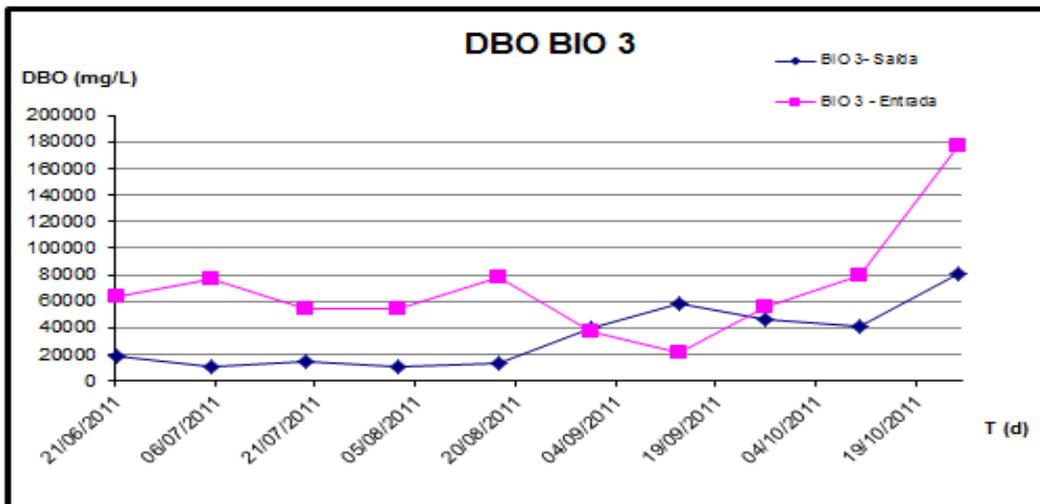
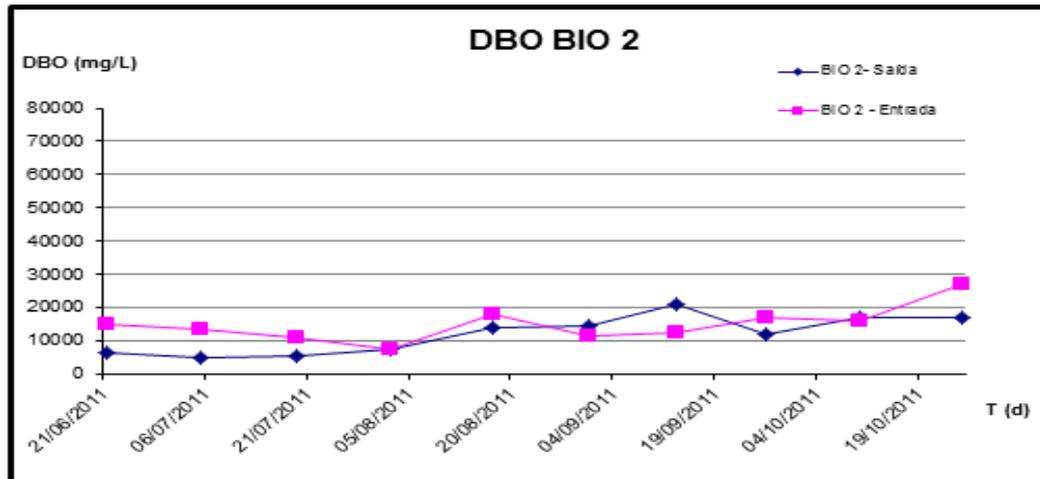
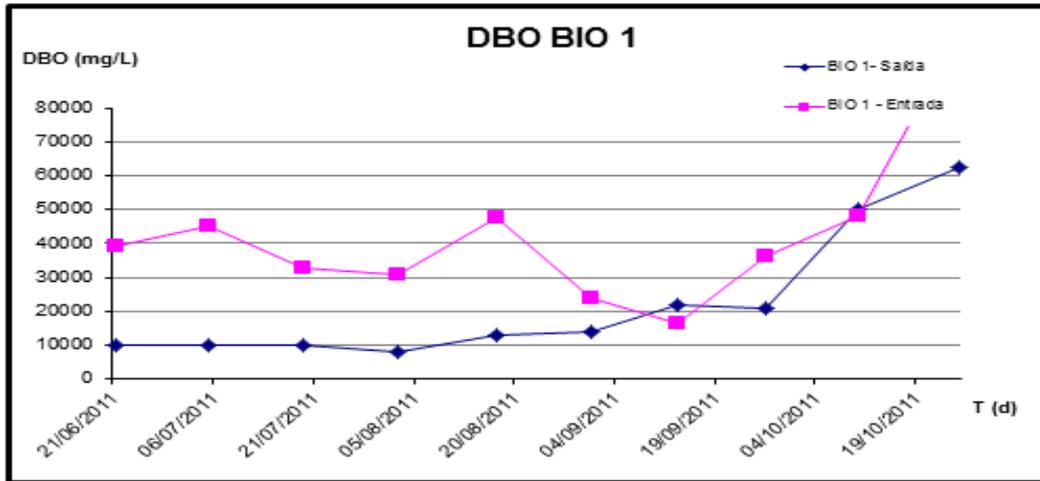
Entre os biodigestores 1 e 2, o 2 foi o que apresentou a maior DQO de saída ($\cong 20.000$ mg/L). No entanto, com uma DQO de alimentação de $\cong 150.000$ mg/L, proporcionalmente, foi o que apresentou a maior de remoção ($\cong 130.000$ mg/L) de DQO.

A DQO saída do biodigestor 4 oscilou menos em relação ao biodigestor 3. Esta tendência foi vinculada a menor variação da DQO de alimentação do biodigestor 4, associada a maior temperatura em que ocorreu a partida e ao emprego dos microorganismos para auxiliar na degradação.

Em relação aos controles, diferenças entre a DQO de alimentação e de saída, com uma DQO de saída menor que a de alimentação, somente foram observadas após o primeiro mês de operação.

4.2.2.5 DBO₅

A Figura 13 apresenta as DBO₅ de entrada e saída de cada um dos biodigestores e dos controles.



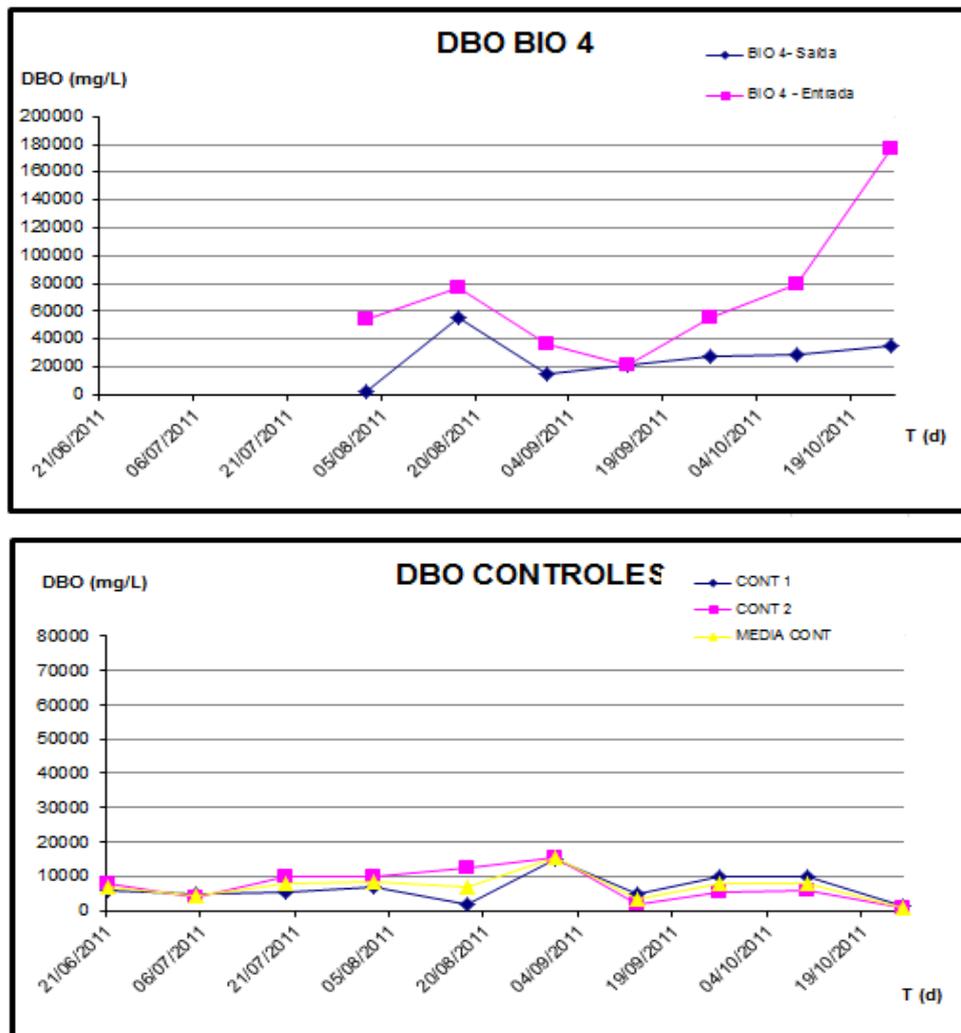


Figura 13 - DBO₅ de entrada e saída observados para os biodigestores e controles, em diferentes tempo operacional.

Os resultados de DBO₅ apresentaram tendência similar à observada para a DQO. Para a maioria dos pontos analisados, a DBO₅ de saída foi menor que a de alimentação, indicando uma degradação do efluente. Os biodigestores que empregaram alimentações com maiores teores de gordura (bio 1, 3 e 4) foram os que apresentaram as maiores oscilações, bem como, proporcionalmente, as maiores remoções. No período final dos experimentos, com exceção para o bio 2 (com 10 % de gordura), observa-se uma tendência de aumento da DBO₅ em função do tempo operacional.

A Figura 14 apresenta as DBO₅ de saída dos biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles em função do tempo operacional.

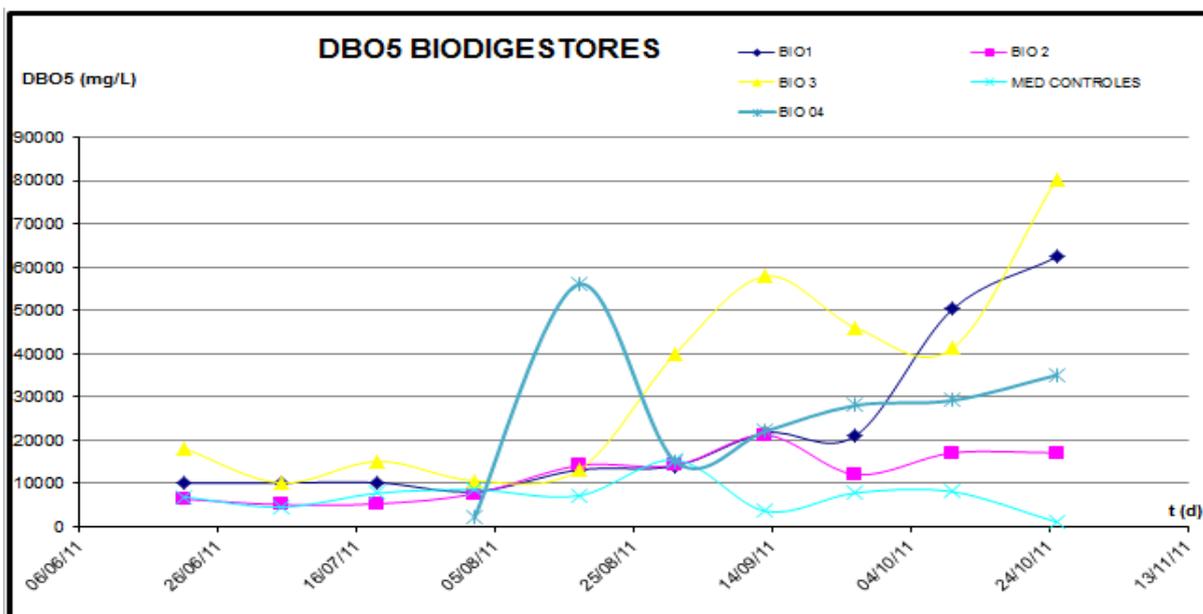


Figura 14 - Valores de DBO₅ da saída dos biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles, em função do tempo operacional.

Comparativamente observa-se ordem crescente da DBO₅ de saída dos biodigestores 2, 1, 4 e 3. Esta tendência está coerente com os teores de gordura empregados nos ensaios. O bio 2, com 10 % de gordura, seguido do 1 e 3, foi o que apresentou o menor teor de gordura. Entre os Biodigestores 3 e 4, alimentados com o mesmo teor de gordura (90 %), o bio 4, com um menor DBO₅ de saída ($\cong 16.783,5$ mg/L menos), demonstrou maior eficiência que o Bio 3. Esta tendência sugere que os microorganismos adicionados ao sistema auxiliaram na degradação do efluente.

4.2.2.6 Sólidos

Como as amostras de alimentação não foram analisadas para sólidos, foi realizada uma estimativa da concentração de sólidos na alimentação, baseado nos resultados de sólidos de cada resíduo.

A Figura 15 apresenta as concentrações de ST da alimentação para os biodigestores 1, 2, 3 e 4.

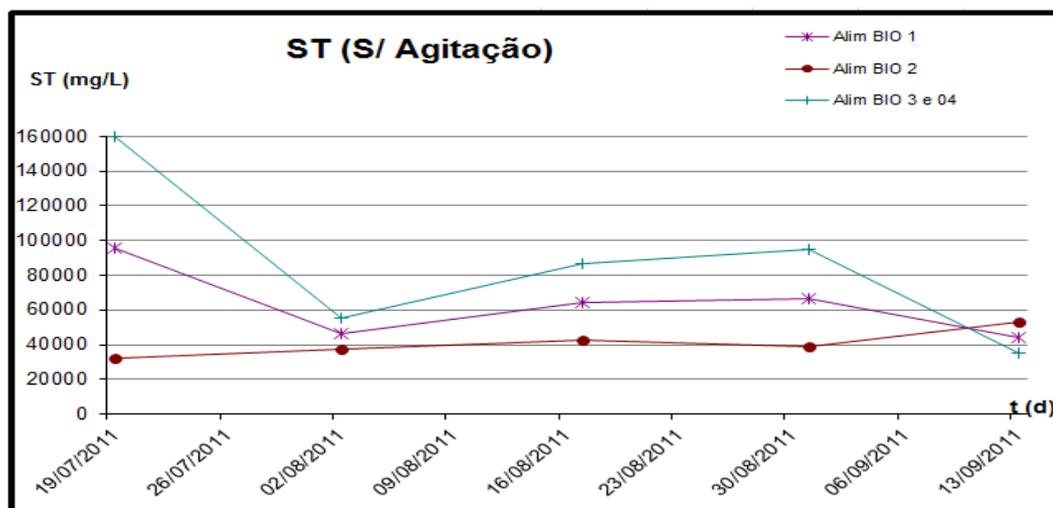


Figura 15- Sólidos totais de alimentação para os biodigestores 1, 2, 3 e 4.

O teor de sólidos totais aumenta proporcionalmente com o teor de gordura. Os bio 3 e 4, com 90 % de gordura, seguidos do bio 1 e 2, apresentam os maiores teores de sólidos totais.

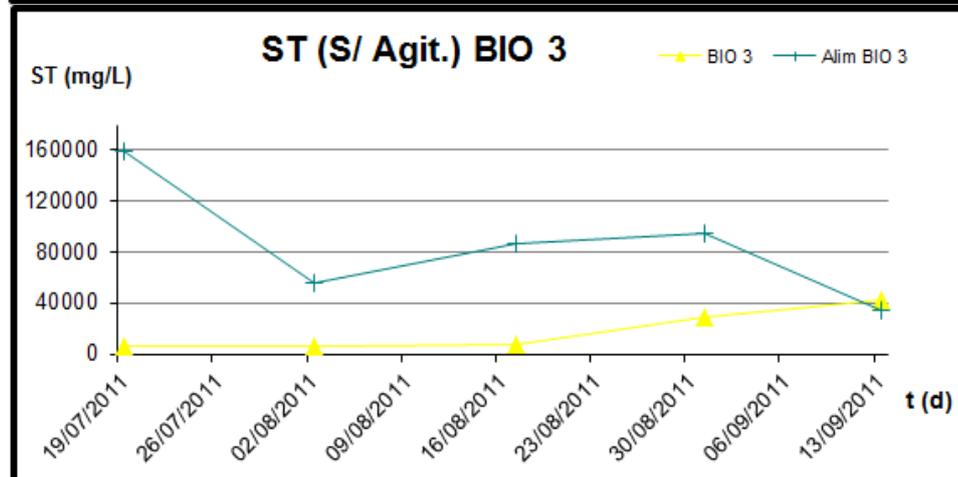
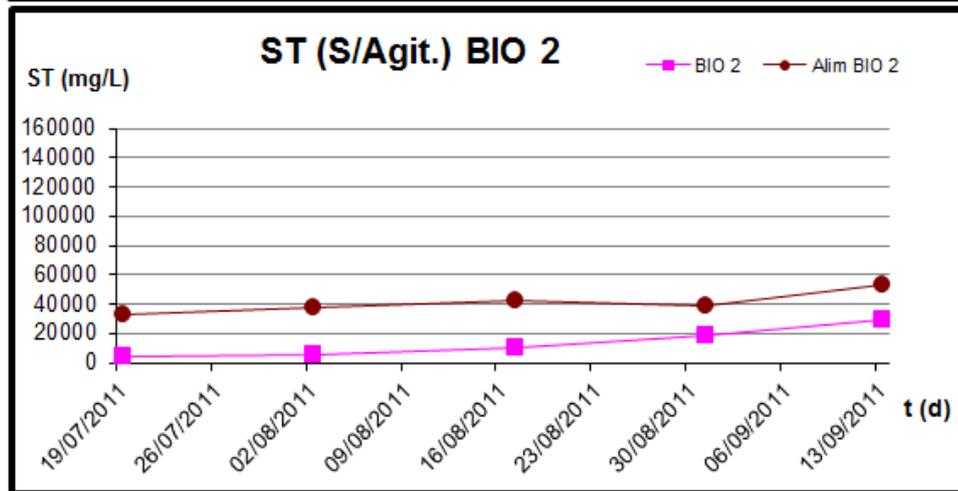
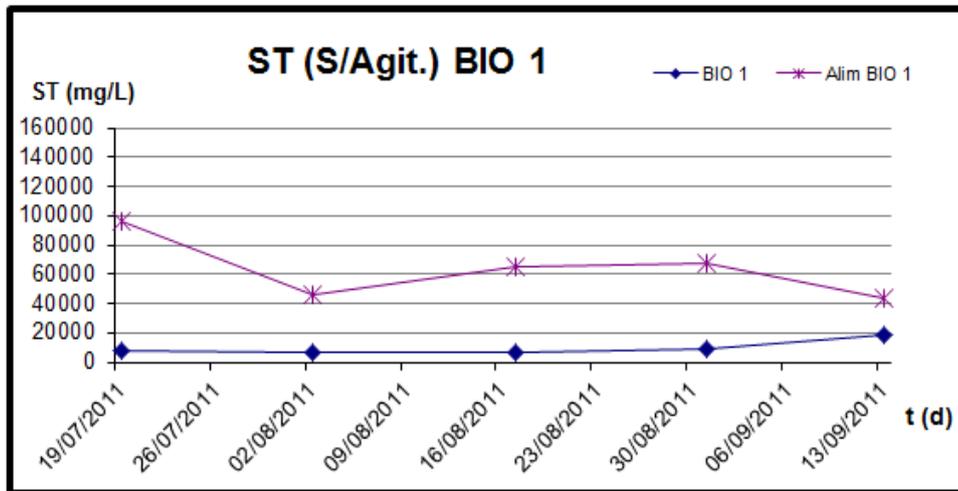
A Figura 16 apresenta um comparativo entre as concentrações de ST da alimentação e de saída para os biodigestores 1, 2, 3 e 4.

Para todas as condições avaliadas o teor de ST da saída foi menor que o de alimentação.

Similarmente ao observado para a DQO e DBO₅, porém com menos intensidade, as maiores oscilações em função do tempo operacional são observadas para os ensaios conduzidos com os maiores teores de gordura (bio 3 e 4).

Os biodigestores com maiores concentrações de gordura apresentaram maior redução de sólidos totais em relação aos com menor teor de gordura. Esta tendência foi vinculada a flotação da gordura, de menor densidade, a qual favorece a remoção dos sólidos do meio reacional. Corrobora com esta hipótese os maiores valores de sólidos totais observados para os controles (sem gordura) em relação aos biodigestores (Figura 16), independente dos teores de gordura empregados.

Entre os biodigestores 3 e 4, com mesma entrada, a maior remoção de sólidos totais observada para o bio 4, sugere uma maior eficiência devido a presença de micro-organismo adicionados ao processo.



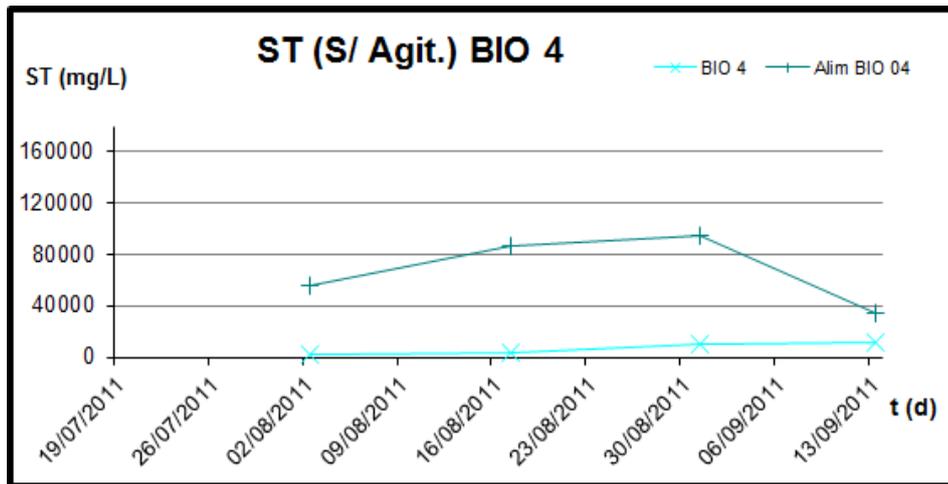


Figura 16 - Teores de ST de alimentação e de saída observados para os biodigestores e controles, em diferentes tempos operacionais.

Para todas as condições avaliadas, independentemente do teor de gordura, observa-se uma similaridade entre os valores referente ao teor de sólidos totais de saída (Figura 17).

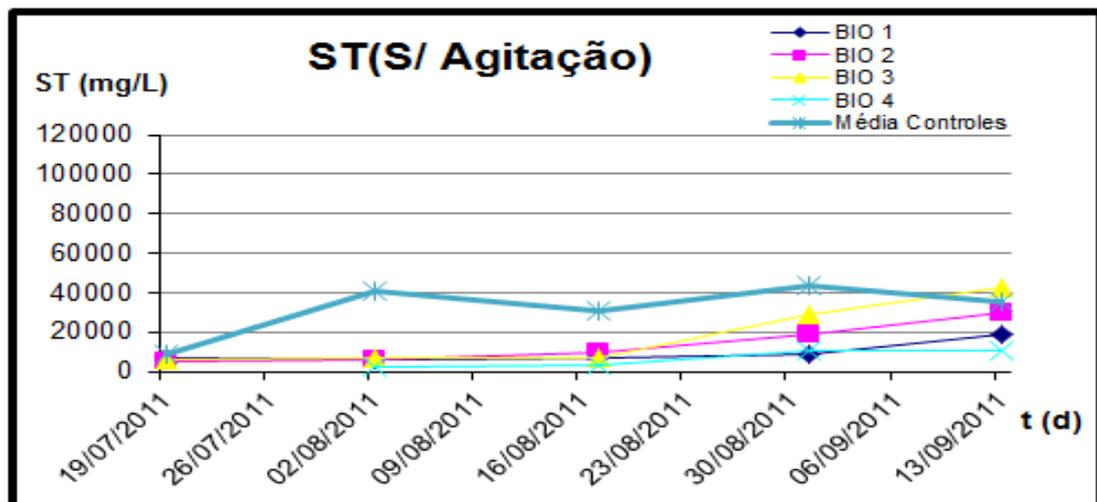


Figura 17- Teores de ST de saída observados para os biodigestores e controles, em diferentes tempos operacionais.

Outro parâmetro importante a ser considerado é taxa de aplicação de Sólidos Suspensos Voláteis. A Figura 18

apresenta a taxa de aplicação estimada de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)/m³ dia em cada um dos biodigestores.

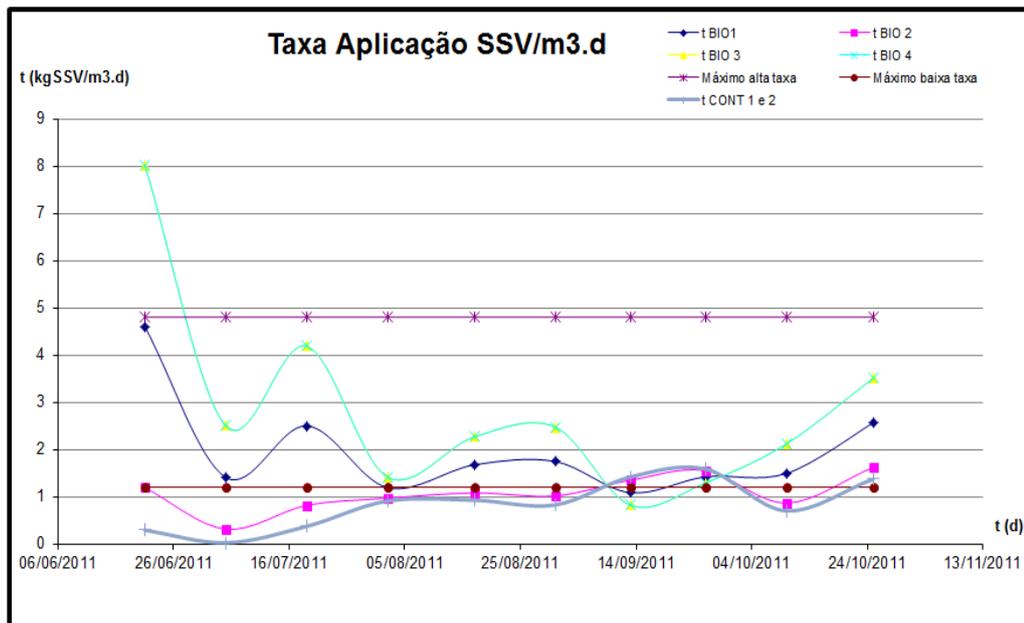


Figura 18 - Taxa de aplicação volumétrica.

De acordo com os valores de taxa de aplicação de sólidos voláteis, é possível observar que a dos biodigestores 1 e 3 operaram acima do valor recomendado, de $1,2 \text{ kg SSV/m}^3 \text{ dia}$, para biodigestores de um único estágio. Além disto, é possível observar que todos os biodigestores trabalharam abaixo da taxa máxima de aplicação de sólidos voláteis recomendada para biodigestores de múltiplos estágios, de $4,8 \text{ kg SSV/m}^3 \text{ dia}$ (Jordão, 2011).

A relação média entre SSV e ST também pode ser empregada para verificar a digestão dos lodos. Para lodos bem digeridos a relação SSV/ST deve ser de aproximadamente 45 % (Jordão, 2011). A relação entre SSV/ST observada para este experimento encontra-se apresentada na Figura 19.

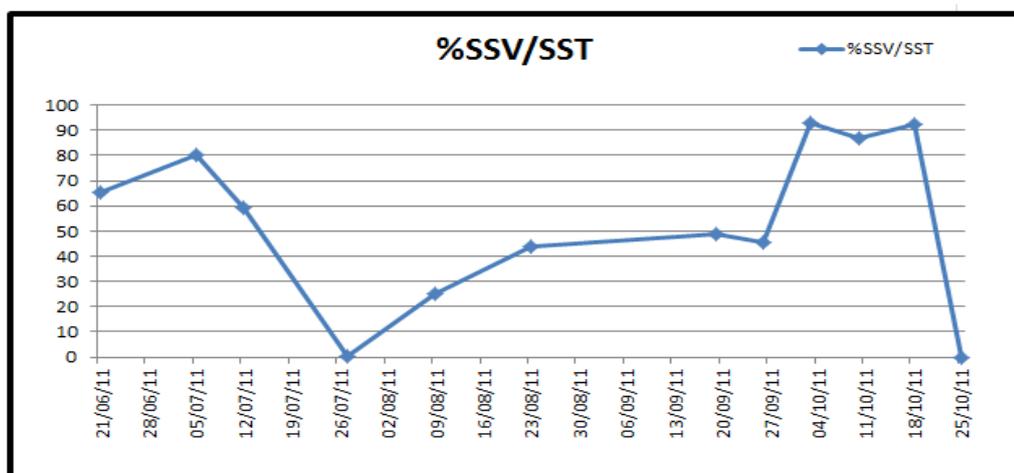
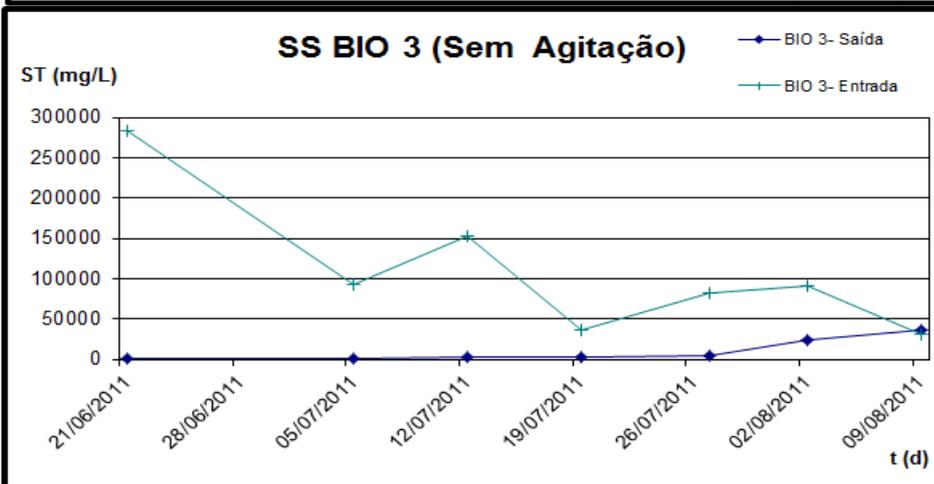
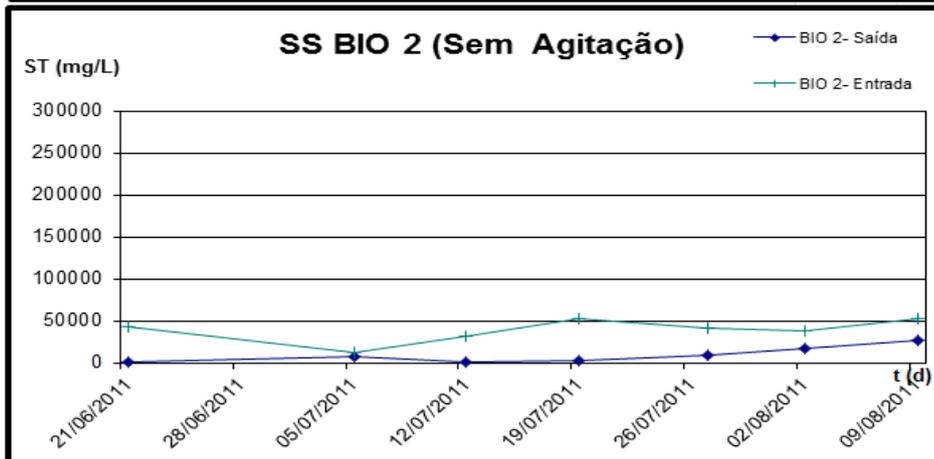
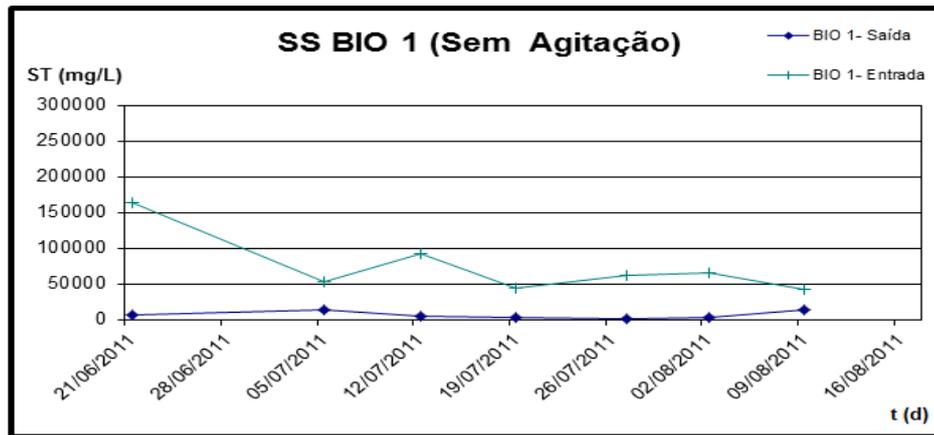


Figura 19- Relação percentual (%) entre SSV e ST.

Pode-se observar que até o mês de setembro, a relação média entre SSV e ST foi de 52,6 %, ou seja, esteve acima dos 45 % recomendados por Jordão (2011), para lodos bem digeridos. Cabe destacar que após os biodigestores serem desmanchados, a % SSV/ST aumentou para aproximadamente 90 %, indicando que o lodo não estava bem digerido nesta etapa.

A Figura 20 apresenta os teores de sólidos suspensos (SS) observados na alimentação e saída, para biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles, em diferentes tempos operacionais.



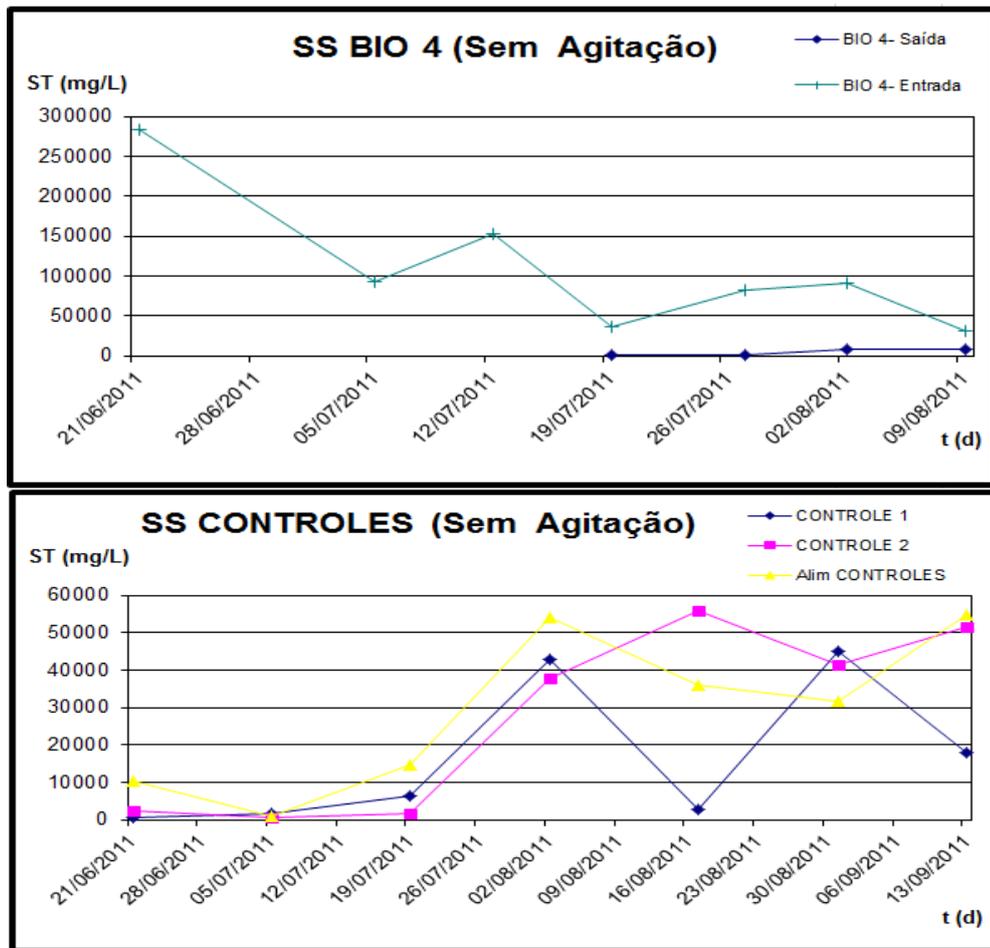


Figura 20 - Teores de Sólidos Suspensos (SS) observados na alimentação e saída, para biodigestores 1, 2, 3, 4 e controles, em diferentes tempos operacionais.

As variações dos teores de SS apresentaram a mesma tendência observada para os demais parâmetros avaliados, ou seja, quanto maior o teor de gordura, maior o teor de SS e maior o teor de SS removido. Os ensaios conduzidos com 90 e 50 % de gordura apresentaram, além dos maiores valores, as maiores remoções. Também observa-se para todas as condições avaliadas (10, 50 e 90 % de gordura) um baixo teor de SS (< 5.000 mg/L) na saída dos biodigestores. Os baixos valores de saída dos biodigestores, inferiores aos observados para a saída dos controles, indicam um efeito positivo da gordura sobre a remoção dos SS.

4.3- AMPLIAÇÃO DE ESCALA

Os resultados positivos demonstraram a viabilidade da aplicação do resíduo de gordura como substrato no tratamento de efluentes empregando um processo biológico anaeróbico. O ensaio conduzido com elevado teor de gordura (90%) apresentou limitações de homogeneização no sistema, interferindo negativamente no processo.

Neste contexto, os ensaios em escala real foram conduzidos empregando um resíduo composto com 40% de gordura e 60% de esterco. Outra peculiaridade do processo foi observada em relação ao esterco suíno, o qual devido à elevada presença de sólidos em suspensão, favorece a separação da gordura por flotação, interferindo negativamente na homogeneização do processo.

Visando uma melhora no processo, previamente ao ensaio em escala real foi conduzida a caracterização de um novo resíduo, o esterco da granja de suínos, o qual se encontra disponível nas granjas da empresa e pode ser empregado em escala real.

A Tabela 6 apresenta a caracterização do esterco da granja de suínos e o do frigorífico.

Tabela 6 - Caracterização dos Estercos da Granja e do Frigorífico.

Parâmetro	Esterco do Frigorífico (mg/L)	Esterco da Granja (mg/L)
Óleos e Graxas (OG)	46,0	14,0
DQO	5.315	12.360
BDO ₅	3.242	6.921
Fósforo	198	269
NT	258	462
N _{amoniacal}	108,5	18,8
K	182	432
pH	9,0	7,2
Sólidos Totais (ST)	2.972	9.056

Sólidos Dissolvidos (SD)	566	638
Sólidos Suspensos (SS)	2.406	8.418
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	1.876	6.828

Observa-se que o esterco da granja apresenta maior concentração de sólidos e carga orgânica do que o esterco do frigorífico, o que interfere nas reações do reator de biodigestão e na geração de biogás. Além disto, o esterco da granja é líquido, característica que favorece a solubilização/homogeneização da gordura no sistema, e conseqüentemente a transferência de calor, no caso de aquecimento do meio. Neste contexto, optou-se em utilizar o esterco líquido de suíno no reator escala real.

As Figuras 21, 22 e 23 apresentam os resultados das análises de monitoramento de DQO, DBO₅ e Sólidos, respectivamente, do biodigestor em escala real, também chamado de “bio grande”.

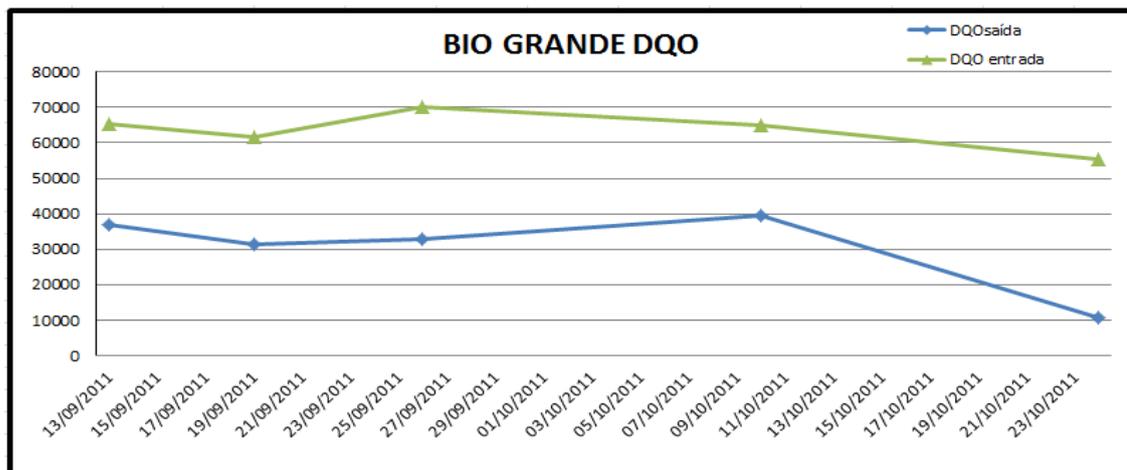


Figura 21 - Teores de DQO observados em diferentes tempos operacionais para o biodigestor escala real.

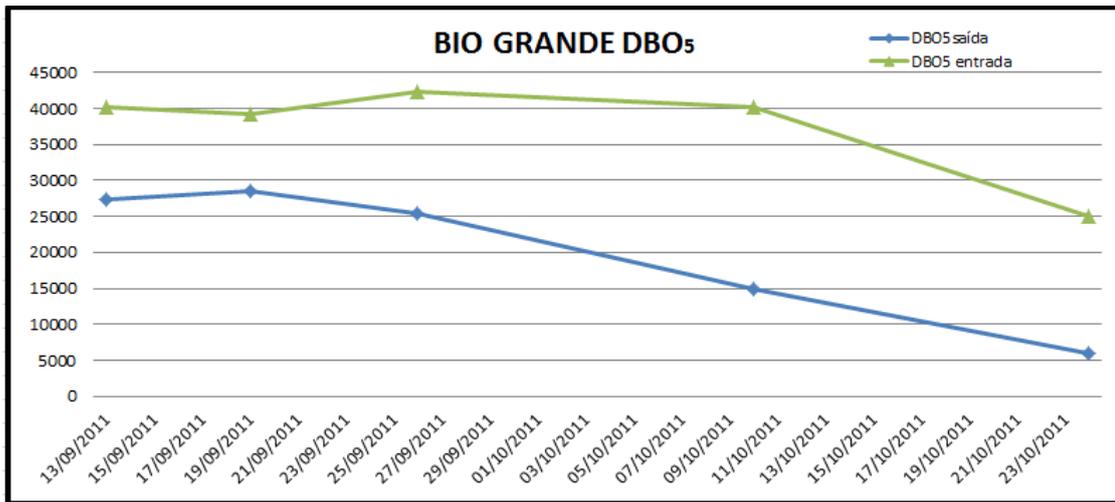


Figura 22 - Teores de DBO₅ observados em diferentes tempos operacionais para o biodigestor escala real.

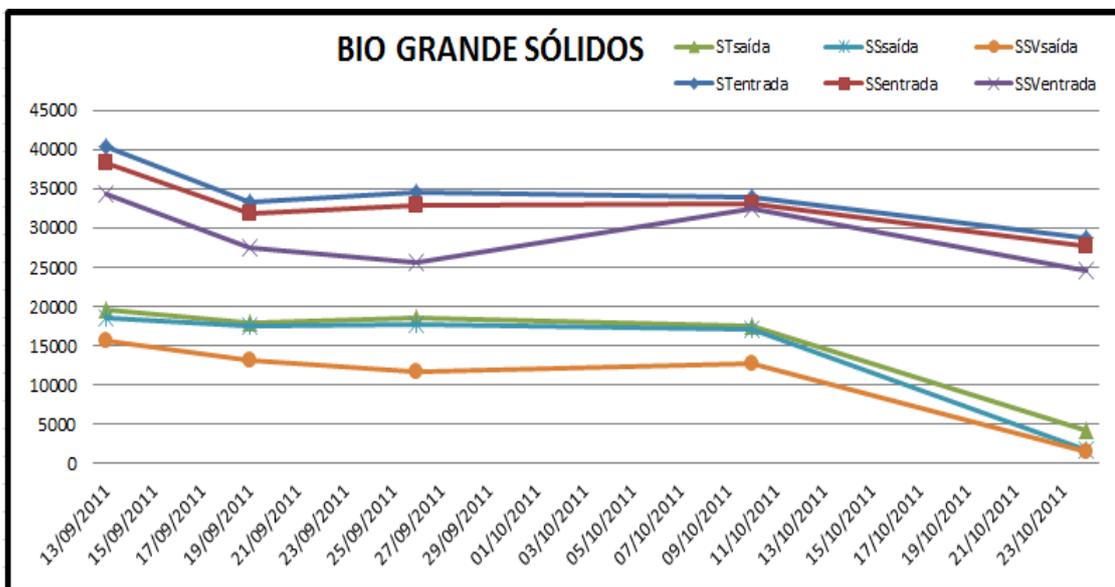


Figura 23 - Teores de Sólidos observados em diferentes tempos operacionais para o biodigestor escala real.

Pode-se observar através das Figuras 21, 22 e 23 que houve a redução de DQO, da DBO₅ e dos sólidos totais, suspensos e suspensos voláteis, entre a alimentação e saída do biodigestor em escala real. Há redução média observada foi de 47 % de DBO₅, 53 % de DQO, 55 % de ST.

Em resumo, o biodigestor em escala real foi eficiente na remoção dos parâmetros acompanhados. Além disto, não foi observado saída excessiva de gordura do biodigestor, tampouco entupimento das tubulações.

O efluente do biodigestor será aplicado na agricultura e por isto não precisa atender aos padrões legais para lançamentos de efluentes em rios ou corpos d'água. Deverá ser realizado projeto agrônômico estabelecendo os limites de aplicação no solo.

O processamento da gordura através de centrífuga de três fases para um frigorífico do porte do estudado, tem um custo operacional de aproximadamente R\$900.000,00 /ano.

Ao se adotar o biodigestor para tratamento do esterco e da gordura, estima-se reduzir as despesas operacionais pela metade. Além disto, vislumbra-se utilizar o biogás gerado em substituição ao GLP utilizado no frigorífico.

5- CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os maiores valores para os parâmetros avaliados observados para o lodo cozido deve-se a remoção de água e sólidos voláteis durante a etapa de cozimento. Sua escolha para conduzir os ensaios pilotos se deve ao menor volume, em relação ao lodo in natura, o qual proporcionaria uma redução de custos com o transporte do biodigestor até o reflorestamento/agricultura.

Um sistema eficiente de aquecimento e homogeneização mecânica é necessário para o êxito do processo, principalmente quando aplicado elevado teor de gordura, o qual interfere negativamente no processo. Pois a sua baixa densidade dificulta a homogeneização dos resíduos, bem como sua incorporação no meio, prejudicando a operação dos biodigestores.

A baixa densidade do esterco (peneirado) favorece a flotação da gordura e do esterco, dificultando o processo de homogeneização.

A temperatura de operação nos meses de frio foi na faixa de 20 – 25 °C. Nos meses subsequentes trabalharam na faixa de 30 – 35 °C. A temperatura em cada biodigestor variou até 14 °C/dia, extrapolando o limite recomendado por Chernicharo de variação de 2 °C.

Observou-se que o pH médio de operação dos controles (7,0) estava dentro da faixa recomendada na bibliografia. O valor médio do pH dos biodigestores 1, 2, 3 e 4 foi de 5,58 e 6,01, 5,53 e 6,12, respectivamente. Atribui-se o pH mais baixo do biodigestor 1 em relação ao biodigestor 2 a sua maior concentração de gordura (50 %).

A adição de microorganismo no bio 4, favorece o tratamento biológico, reduzindo a carga orgânica do efluente tratado.

As concentrações dos sais de cálcio, magnésio, sódio e potássio na amostra avaliada foram estimuladoras para a digestão e não tóxicas.

Os biodigestores 1, 2, 3 e 4 se mantiveram com alcalinidade entre 2.000 e 3.000 mg/L, diferente e mais baixa do que dos controles, da ordem de 3.500 e 4.000 mg/L.

Conforme esperado, e eficiência de remoção de DBO₅ foi mais elevada nos controles, biodigestor 1, 2, 4 e 3, respectivamente.

Quanto aos sólidos totais, observou-se maior eficiência de remoção nos biodigestores 4, 3, 2 e 1. Entretanto, este resultado contraditório ao da DBO_5 é atribuído ao fato de ter ocorrido a flotação dos sólidos. Quanto aos sólidos suspensos, o biodigestor 2 teve maior remoção do que nos controles, provavelmente por causa da flotação da gordura.

O emprego no reator em escala real de uma proporção 40 % de gordura e 60 % de esterco líquido de suíno (em substituição ao esterco do frigorífico, de baixa densidade) minimizam o efeito da homogeneização, favorecendo o processo de biodigestão anaeróbica.

Ao se ampliar a escala do biodigestor, alimentando 40 % de gordura e 60 % de esterco da granja, observou-se que houve uma redução média de 47 % de DBO_5 , 53 % de DQO, 55 % de ST.

Sugere-se que se estude o a viabilidade técnica e econômica da aplicação destes sólidos na agricultura.

O sistema de biodigestor proporcionaria a redução de custos operacionais, se comparado com o uso de centrífuga. Além disto, proporcionaria a geração de um combustível renovável que substituiria o uso de GLP e de um fertilizante com potencial para aplicação em reflorestamentos ou agricultura.

6- SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Avaliar a eficiência do processo considerando a quantidade de biogás gerado;
- Fazer um estudo econômico do processo considerando o valor energético do mesmo.

7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CAMMAROTA, M. C., Freire, D.M.G.,. Enzymatic pre-hydrolysis applied to the anaerobic treatment of effluents from poultry slaughterhouses. *International Biodeterioration & Biodegradation* 60. 219–225. 2007.
- CAMMAROTA, M.C.,Teixeira G.A., Freire D.M.G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. *Bioresource Technology* 97. 2195–2210. 2006.
- CAMMAROTA, M.C.,Teixeira G.A., Freire D.M.G. Enzymatic pre-hydrolysis and anaerobic degradation of wastewaters with high fat content. *Biotechnol Lett* 23. 1591–5. 2001.
- CARNEIRO, Tânia. Digestión anaeróbia termofílica seca de resíduos sólidos urbanos: Estudo de las variables del processo em el arranque y estabilizacion del bio-reactor. 2005. 400 f. Tese (Doutorado em Tecnología de alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente) – Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Cádiz. 2005.
- CAVALCANTI, José Eduardo. Manual de Tratamento de Efluentes Industriais. São Paulo: Engenho Editora Técnica Ltda. 2009.
- CHERNICARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. 2º ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 1997.
- CHUGH, S., et al. Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Bioresource Technology*, 69:103-115. 1999.
- CHYNOWETH, D.P. Environmental impact of biomethanogenesis. *Envir Monitoring and Assessment*, 42:3-18. 1996.
- FERREIRA, W.P.M; LUCAS JÚNIOR, J.; SOUZA, C.F. Eng. Agríc.,Jaboticabal, v.25, p. 530 – 539. 2005.
- JUNG, F., CAMMAROTA, M.C., FREIRE, D.M.G. Impact of enzymatic pre-hydrolysis on batch activated sludge systems dealing with oily wastewaters. *Biotechnol. Lett.* 24, 1797–1802. 2002.
- LISSENS G., VANDEVIVERE, P., DE BAERE, L., BLEY, E.M. e VESTRAETE, W. Solid waste digesters: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science Technology*, 44:8, 91-102. 2001.
- LONG, J.H., et al. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. *Process Safety and Environmental Protection*. 2011.

- MASSE, L.; MASSÉ, D. I.; KENNEDY, K. J. Effect of hydrolysis pretreatment on fat degradation during anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater. *Process biochemistry*. 1365 – 1372. 2003.
- METCALF – EDDY. Tratamiento y depuración de las aguas residuales. Barcelona. Ed. Labor, S.A. ISBN: 84-335646-1. 1981.
- MORAES, L.M. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto provenientes de reatores anaeróbios sequenciais. Campinas, SP: [s.n.], 2005. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.
- NOPHARATANA, A., PULLAMMANAPPALLI L, P.C., CLARKE, W. (2003). A dynamic mathematical model for sequential leach bed anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Biochemical Engineering Journal*, 13:21-33.
- PELCZAR, Jr., Joseph Michael. *Micobiologia: conceitos e aplicações*, volume 1 2º ed. São Paulo: Makron Books. ISBN 85-346-0196-8. 1997
- PEREIRA, M.A., CAVALEIRO, A.J., MOTA, M., ALVES, M.M. Accumulation of long chain fatty acids onto anaerobic sludge under steady state and shock loading conditions: effect on acetogenic and methanogenic activity. *Water Sci. Technol.* 48 (6), 33–40. 2003.
- PEREIRA, M.A., SOUSA, D.Z., MOTA, M., ALVES, M.M. Mineralization of LCFA associated with anaerobic sludge: kinetics, enhancement of methanogenic activity, and effect of VFA. *Biotechnol. Bioeng.* 88 (4), 502–511. 2004.
- PROSAB. *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. – Rio de Janeiro: ABES, Rima. ISBN 85-86552-68-2. 2003.
- PROSAB. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. - Rio de Janeiro : ABES. Projeto PROSAB. 1999.
- RICHTER, A.C., AZEVEDO NETO, J.M. *Tratamento de Água, Tecnologia atualizada*. São Paulo: Edgard Blücher. ISBN 85-212-0053-6. 2003.
- RIGO, E. et al. Comparison of Two Lipases in the Hydrolysis of Oil and Grease in Wastewater of the Swine Meat Industry. *Ind. Eng. Chem. Res.* 47, 1760-1765. 2008.
- RIGO, E. et al. Application of Different Lipases as Pretreatment in Anaerobic Treatment of Wastewater. *ENVIRONMENTAL ENGINEERING SCIENCE*, V. 25, N. 9, 2008.
- RINZEMA A, BOONE M, VAN KNIPPENBERG K, LETTINGA G Bactericidal effect of long chain fatty acids in anaerobic digestion. *Water Environ. Res.* 66: 40–49. (1994).

SANT' ANNA JR, G. L.; Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência. 418p. 2010.

STAFFORD, D.A. (1982). The effects of mixing & volatile fatty acid concentrations on anaerobic digester performance. *Biomass*, 2:43-55.

VIVIAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. V.14, n.3, p.320 – 325. 2010.

SPERLING, M. Von. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária – Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

XAVIER, C.A.N; LUCAS JÚNIOR, J. Parâmetros de dimensionamento – *Eng. Agrícola*. V30, n2, p.212-223, mar./abr.2010.