

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,**  
**MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**AVALIAÇÃO DE LODO ANAERÓBIO E DEJETO**  
**BOVINO COMO POTENCIAIS INÓCULOS PARA**  
**PARTIDA DE DIGESTORES ANAERÓBIOS DE**  
**RESÍDUOS ALIMENTARES**

**Marcela Cristina Prado Silva**

**Belo Horizonte**

**2014**

**AVALIAÇÃO DE LODO ANAERÓBIO E DEJETO  
BOVINO COMO POTENCIAIS INÓCULOS PARA  
PARTIDA DE DIGESTORES ANAERÓBIOS DE  
RESÍDUOS ALIMENTARES**

**Marcela Cristina Prado Silva**

**Marcela Cristina Prado Silva**

**AVALIAÇÃO DE LODO ANAERÓBIO E DEJETO  
BOVINO COMO POTENCIAIS INÓCULOS PARA  
PARTIDA DE DIGESTORES ANAERÓBIOS DE  
RESÍDUOS ALIMENTARES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Gerenciamento de resíduos sólidos

Orientador: Prof. Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2014

S586a

Silva, Marcela Cristina Prado.

Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares [manuscrito] / Marcela Cristina Prado Silva. – 2014.  
xii, 98 f., enc.: il.

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices: f. 83-92.

Bibliografia: f. 75-82.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses.  
3. Saneamento - Teses. 4. Digestão anaeróbia - Teses. 5. Resíduos sólidos - Teses. 6. Biogás - Teses. I. Chernicharo, Carlos Augusto Lemos.  
II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia.  
III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

*Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos*

*Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL*

*Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br*

*http://www.smarh.eng.ufmg.br*

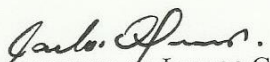
---

## FOLHA DE APROVAÇÃO


Avaliação de lodo anaeróbico e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares

**MARCELA CRISTINA PRADO SILVA**

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

  
Prof. CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO

  
Profª JULIANA CALÁBRIA DE ARAÚJO

  
Prof. SÉRGIO FRANCISCO DE AQUINO

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

\_\_\_\_\_  
Profª. Juliana Calábria de Araújo  
Coordenadora

\_\_\_\_\_  
Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo  
Orientador

Belo Horizonte, 05 de junho de 2014.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por não me abandonar em momento algum e guiar minhas escolhas sempre.

Ao meu orientador Prof. Carlos Chernicharo, exemplo de dedicação e profissionalismo, pela paciência, confiança em meu trabalho, pelo incentivo, orientação e disponibilidade.

Aos meus pais, Marcus e Vera, pelo amor, carinho, apoio, confiança, pelos conselhos e por sempre acreditarem em meu trabalho.

Ao meu irmão Marcus Vinícius, pelos momentos de conversas, risadas, pelo carinho e paciência nos momentos de estresse.

Ao meu noivo Cláudio, por me acompanhar nessa reta final sempre me apoiando e escutando, pelos conselhos, pela confiança, amor e compreensão.

Aos meus tios, primos e avós, pelo amor e carinho.

Aos meus amigos, novos e antigos, que sempre me apoiaram e acreditaram em mim, pelos momentos de desabafo, de conversas e conselhos, em especial à Júlia Nunes, por compartilhar as dificuldades e conquistas, pela ajuda e companhia nos longos dias no laboratório.

Aos colegas do programa de pós-graduação, Grazi, Luciene, Bruna, Misael, Thiago Emmanuel, Thiago Bressani, Bernardo, Valéria, Kátia, Lívia e Paulo, pelo conhecimento compartilhado, amizade, por me acompanharem nos momentos difíceis e de conquistas, e pela grande contribuição na construção do meu trabalho.

Aos alunos de iniciação científica voluntária, Ana Carolina, Anna Luisa, Bárbara e Wellintom, pela grande ajuda com a parte experimental do meu trabalho.

Aos professores do DESA, pelos ensinamentos e por serem de grande importância na minha formação profissional e pessoal.

À toda a equipe dos laboratórios do DESA, Cíntia, Norma, Cassiano e Lucilaine, pela grande disponibilidade em me ajudar e pelo conhecimento compartilhado.

À Küttner Brasil, pela parceria no desenvolvimento dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

Ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente, e Recursos Hídricos pela oportunidade.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado.

À equipe do DESA, Iara, Ingrid, Cláudia, pelo profissionalismo e auxílio. Em especial à Suzane, pela grande disponibilidade e auxílio em todos os momentos.

Enfim, esta conquista não seria possível sozinha! Um grande obrigado a cada um que de alguma forma contribuíram com a conclusão deste trabalho.

*“Enquanto suspiramos por uma vida sem dificuldades, devemos nos lembrar que o carvalho cresce forte através de ventos contrários e que os diamantes são formados sob pressão.”*

*Peter Marshal*

## RESUMO

O tratamento e disposição adequados dos resíduos sólidos urbanos tem se caracterizado como um desafio, em função do percentual de orgânicos em sua composição. Neste contexto, as soluções descentralizadas surgem como alternativas bastante atrativas e, a utilização de biodigestores anaeróbios para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos, tende a aumentar no Brasil nos próximos anos. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de adaptação dos inóculos lodo anaeróbio e dejetos bovinos à degradação de resíduos alimentares produzidos em um restaurante universitário. O lodo anaeróbio foi coletado de reator UASB tratando esgoto doméstico e o dejetos bovino fresco (fezes + urina) foi coletado em um curral de uma fazenda com pequena produção de leite. Foram realizados ensaios de biodegradabilidade anaeróbia com e sem agitação mecânica, utilizando-se frascos-reatores de 250 mL, incubados a 35 °C, considerando-se as seguintes relações resíduo/inóculo (R/I): 0,1, 0,2 e 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ . O lodo anaeróbio adaptou-se de imediato ao resíduo orgânico alimentar, tendo sido verificada produção crescente de metano já nos primeiros dias dos testes. Já nos frascos inoculados com dejetos bovinos esta produção foi identificada após aproximadamente 20 dias de experimento. A maioria das amostras produziram biogás com teor de metano entre 50 e 80%, exceto para a relação R/I de 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  nos ensaios sem agitação mecânica, cujo teor foi baixo ou nulo e foram verificadas condições de acidificação. Observou-se o aumento do rendimento de metano e das taxas máximas de produção de metano com as sucessivas alimentações, o que é um indicativo de aclimação dos inóculos ao resíduo, potencializando o uso do lodo anaeróbio e dejetos bovinos para a partida de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de resíduos alimentares.

**PALAVRAS-CHAVE:** Biodegradabilidade, digestão anaeróbia, resíduos alimentares, partida de reatores, biogás.

## ABSTRACT

The proper treatment and disposal of municipal solid waste has been characterized as a challenge, due to the percentage of the organic fraction in its composition. In this context, decentralized solutions arise as very attractive alternatives and the use of anaerobic digesters for the treatment of the organic fraction of solid waste in Brazil is expected to increase in the coming years. This study aimed to evaluate the adaptation potential of the inocula anaerobic sludge and cattle manure at anaerobic degradation of food waste produced in a university restaurant. The anaerobic sludge was collected from an UASB reactor treating domestic sewage, while fresh cattle manure (excreta + urine) was collected in a small farm corral with milk production. Anaerobic biodegradation tests with and without mechanical agitation were conducted using 250 mL reactor flasks incubated at 35 °C, considering the following residue/inoculum ratios (R/I): 0.1, 0.2 and 0.5  $\text{gTVS}_{\text{residue}} \cdot \text{gTVS}_{\text{inoculum}}^{-1}$ . The anaerobic sludge adapted immediately to the organic waste, with increasing methane production being observed already in the first days of the tests. On the contrary, methane production in the reaction flasks inoculated with bovine manure was observed only after approximately 20 days of experiment. Most samples in trials without stirring produced biogas with methane content between 50 and 80 %, except for the R/I ratio of 0.5  $\text{gTVS}_{\text{residue}} \cdot \text{gTVS}_{\text{inoculum}}^{-1}$ , whose content was low or zero and acidification conditions were checked. Increased methane yield and higher production rates were observed with successive feedings, which is indicative of acclimation of the inocula to the residue and of the potential use of anaerobic sludge and cattle manure for start up of anaerobic reactors treating food waste .

**KEYWORDS:** Biodegradability, anaerobic digestion , food waste , reactor start up, biogas.

# SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VIII</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>X</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS .....</b>	<b>XII</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>4</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>5</b>
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS .....	5
3.1.1 <i>Problemática dos resíduos</i> .....	5
3.1.2 <i>Tratamento dos resíduos orgânicos</i> .....	7
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	8
3.3 PARTIDA DE DIGESTORES ANAERÓBIOS APLICADOS A RESÍDUOS ORGÂNICOS .....	11
3.3.1 <i>Inóculos</i> .....	12
3.3.2 <i>Substrato</i> .....	14
3.3.3 <i>Relação resíduo/inóculo</i> .....	16
3.3.4 <i>Alcalinidade e pH</i> .....	19
3.3.5 <i>Concentração de sólidos</i> .....	20
3.4 TESTE DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA .....	21
3.5 TESTES LABORATORIAIS E CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS.....	26
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>28</b>
4.1 ESCOLHA E OBTENÇÃO DO RESÍDUO ORGÂNICO E DOS INÓCULOS .....	28
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO E DOS INÓCULOS .....	32
4.3 TESTES DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA .....	32
4.3.1 <i>Relações resíduo/inóculo</i> .....	32
4.3.2 <i>Aparato experimental</i> .....	33
4.3.3 <i>Montagem dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia</i> .....	33
4.3.4 <i>Coleta e análise do biogás</i> .....	38
4.4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS .....	41
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>43</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO, INÓCULOS E MISTURAS.....	43
5.2 TEORES DE METANO.....	48
5.2.1 <i>Testes com agitação mecânica</i> .....	49

5.2.2	<i>Testes com agitação manual intermitente</i> .....	52
5.3	PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO.....	59
5.4	RENDIMENTO DE METANO.....	66
5.5	TAXA DE PRODUÇÃO DE METANO.....	69
<b>6</b>	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>74</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>75</b>
	<b>APÊNDICE A</b> – Produção acumulada de metano no teste I, com agitação mecânica .....	<b>83</b>
	<b>APÊNDICE B</b> – Produção acumulada de metano no teste II, sem agitação mecânica .....	<b>86</b>
	<b>APÊNDICE C</b> – Produção acumulada de metano no teste III, sem agitação mecânica .....	<b>89</b>
	<b>APÊNDICE D</b> – Produção acumulada de metano no teste IV, sem agitação mecânica.....	<b>92</b>
	<b>APÊNDICE E</b> – Gráficos utilizados na determinação da taxa máxima de produção de metano no teste I, com agitação mecânica.....	<b>95</b>
	<b>APÊNDICE F</b> – Gráficos utilizados na determinação da taxa máxima de produção de metano nos testes II, III e IV, sem agitação mecânica .....	<b>97</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Síntese de metodologias de obtenção de resultados aplicadas aos testes de biodegradabilidade anaeróbia.....	22
Figura 4.1: Contêineres de 120L: a) identificação dos contêineres; b) resíduo de preparo; c) sobra de produção; d) sobra de prato.....	29
Figura 4.2: a) Recipientes plásticos identificados utilizados para coleta de amostra de resíduo alimentar e b) amostra composta de resíduo alimentar após ser diluída e triturada.....	29
Figura 4.3: a) Reator UASB em escala de demonstração e b) lodo anaeróbio utilizado como inóculo.....	31
Figura 4.4: a) Curral para pequena produção de gado de leite e b) coleta e armazenamento de dejetos bovinos frescos.....	31
Figura 4.5: Dejetos bovinos: a) frescos e b) após diluição.....	31
Figura 4.6: Incubadoras utilizadas nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia: a) com agitação e b) sem agitação.....	33
Figura 4.7: Aparatos utilizados na montagem dos frascos: a) tampa de borracha, lacre de alumínio e alicate recravador; b) aferição do pH; c) vedação dos frascos.....	37
Figura 4.8: Monitoramento do biogás gerado nos frascos-reatores: a) seringa de vidro acoplada com seringa de plástico e agulha e b) coleta do biogás.....	39
Figura 4.9: Caracterização do biogás gerado nos frascos-reatores: a) cromatógrafo gasoso utilizado e b) injeção da amostra de biogás no cromatógrafo gasoso.....	40
Figura 4.10: Cromatograma obtido na análise de resíduo alimentar inoculado com dejetos bovinos: a) mistura de gases (16%); b) CH <sub>4</sub> (58%); c) CO <sub>2</sub> (26%).....	40
Figura 5.1: Valores de pH iniciais, intermediários e finais do teste I, com agitação mecânica: a) para o lodo anaeróbio e b) para o dejetos bovinos.....	44
Figura 5.2: Valores de pH iniciais, intermediários e finais dos testes II, III e IV, sem agitação: a) para o lodo anaeróbio e b) para o dejetos bovinos.....	47

Figura 5.3: Evolução dos teores de metano no teste I, com agitação mecânica - inóculo lodo anaeróbio .....	50
Figura 5.4: Evolução dos teores de metano no teste I, com agitação mecânica - inóculo dejetto bovino .....	51
Figura 5.5: Evolução dos teores de metano no teste II, sem agitação mecânica - inóculo lodo anaeróbio .....	53
Figura 5.6: Evolução dos teores de metano no teste II, sem agitação mecânica – inóculo dejetto bovino .....	54
Figura 5.7: Evolução dos teores de metano no teste III, sem agitação mecânica – inóculo lodo anaeróbio .....	55
Figura 5.8: Evolução dos teores de metano no teste III, sem agitação mecânica – inóculo dejetto bovino .....	56
Figura 5.9: Evolução dos teores de metano no teste IV, sem agitação mecânica – inóculo lodo anaeróbio .....	57
Figura 5.10: Evolução dos teores de metano no teste IV, sem agitação mecânica – inóculo dejetto bovino .....	58
Figura 5.11: Produção média acumulada de metano nos frascos inoculados com lodo anaeróbio, para o branco e relações R/I 0,1, 0,2 e 0,5 $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ : a) Teste I; b) Teste II; c) Teste III; d) Teste IV .....	60
Figura 5.12: Produção média acumulada de metano nos frascos inoculados com dejetto bovino, para o branco e relações R/I 0,1, 0,2 e 0,5 $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ : a) Teste I; b) Teste II; c) Teste III; d) Teste IV .....	61

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Composição típica do biogás gerado a partir de resíduos orgânicos .....	8
Tabela 3.2: Comparação energética de algumas reações envolvidas na digestão anaeróbia ...	10
Tabela 3.3: Comparação energética de algumas reações envolvidas na digestão anaeróbia ...	10
Tabela 3.4: Caracterização de lodo anaeróbio de estação de tratamento de efluentes domésticos .....	13
Tabela 3.5: Caracterização de dejetos bovinos .....	14
Tabela 3.6: Caracterização de resíduo alimentar .....	15
Tabela 3.7: Ensaios de BMP com diferentes substratos, inóculos e relações substrato/inóculo .....	17
Tabela 3.8: Produção de metano a partir de digestão anaeróbia de diferentes tipos de resíduos sólidos orgânicos .....	24
Tabela 3.9: Digestão anaeróbia aplicada à FORSU .....	27
Tabela 4.1: Resumo do teste I, com agitação mecânica .....	34
Tabela 4.2: Resumo dos testes II, III e IV, realizados sem agitação mecânica .....	35
Tabela 4.3: Massas e volumes utilizados na montagem dos frascos do teste I, com agitação mecânica .....	36
Tabela 4.4: Massas e volumes utilizados na montagem dos frascos do teste II, sem agitação mecânica .....	36
Tabela 4.5: Massas e volumes utilizados na montagem dos frascos dos testes III e IV, sem agitação mecânica .....	37
Tabela 5.1: Análises físico-químicas do resíduo, do dejetos bovinos e do lodo anaeróbio do teste I, com agitação mecânica .....	43
Tabela 5.2: Análises físico-químicas do resíduo, do dejetos bovinos e do lodo anaeróbio dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica .....	43

Tabela 5.3: Alcalinidade total (AT) e relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) ao final dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica .....	48
Tabela 5.4: Rendimento de metano por alimentação para o teste I, com agitação mecânica...	66
Tabela 5.5: Rendimento de metano por alimentação para amostras dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica.....	67
Tabela 5.6: Taxa máxima de produção de metano por alimentação para o teste I, com agitação mecânica .....	70
Tabela 5.7: Taxa máxima de produção de metano por alimentação para amostras dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica .....	70

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos graxos voláteis
AI	Alcalinidade intermediária
AP	Alcalinidade parcial
AT	Alcalinidade total
BMP	<i>Biochemical Methane Potential</i>
BRS	<i>Bactérias redutoras de sulfato</i>
C	Carbono
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de efluentes
FORSU	Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos
N	Nitrogênio
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
R/I	Relação Resíduo/Inóculo nos frascos de reação
RSU	Resíduos sólidos urbanos
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais

# 1 INTRODUÇÃO

O tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) é uma estratégia eficiente na gestão dos resíduos sólidos pois desvia do aterramento sanitário ou lixões cerca de 50% dos resíduos que são gerados. Dentre as formas de tratamento da FORSU, a compostagem é mais utilizada no Brasil, no entanto, nas últimas décadas, o processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos de origens diversas vem se intensificando, por se estabilizar a matéria orgânica e simultaneamente produzir o biogás rico em metano (CH<sub>4</sub>) que pode ser aproveitado energeticamente (BARCELOS, 2009; CABBAI *et al.*, 2013). A fim de se reduzir a emissão descontrolada de metano, de lixiviado e a geração de odor, países da União Européia e Índia impuseram, em forma de lei, restrições severas quanto à disposição de resíduos orgânicos em aterro sanitário, portanto, estes países tiveram que utilizar outros métodos de tratamento desses resíduos, o que propiciou a consolidação da digestão anaeróbia como uma das principais alternativas para o tratamento de resíduos orgânicos nesses países (NEVES; OLIVEIRA; ALVES, 2004).

Além das vantagens supracitadas, Costa (2011) e Khalid *et al.* (2011) ressaltam que a digestão anaeróbia da matéria orgânica é um método de tratamento que não necessita de uma fonte de oxigênio, portanto, não depende de combustíveis fósseis como fonte de energia para propiciar a oxigenação do sistema.

Como desvantagens da digestão anaeróbia em biodigestores, Barcelos (2009) destaca o longo tempo necessário para estabilização da matéria orgânica, a sensibilidade a variações das condições operacionais, e a grande heterogeneidade e granulometria da FORSU, que podem comprometer a eficiência do sistema, causar desequilíbrio no sistema e provocar a obstrução de canalizações, respectivamente.

Quanto aos fatores importantes na biodigestão anaeróbia dos resíduos orgânicos, Foster-Carneiro *et al.* (2007) e Schievano *et al.* (2010) ressaltam que muitas vezes a etapa de partida do biodigestor, pode se tornar a etapa limitante do processo devido à sobrecarga orgânica e consequente acúmulo de produtos hidrolisados, abaixamento do pH e inibição de micro-organismos. Como estratégias de partida, utiliza-se a adição de inóculo metanogênico, adição

de tampão, recirculação de lixiviado, pré-tratamento aeróbio para reduzir a taxa de produção de ácidos na etapa anaeróbia e compartimentalização do reator (GADELHA, 2005). Neste sentido, sabe-se que a partida pode ser otimizada com a adição de inóculos que propiciem o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio (C/N), a diluição de compostos potencialmente tóxicos, melhoria na estrutura física do substrato, aumento da densidade microbiana, redução do tempo de degradação, tamponamento da carga orgânica aplicada e melhoras substanciais na produção de biogás por volume de digestor ocupado (BARCELOS, 2009; FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2007; GRIFFIN *et al.*, 1998; KHALID *et al.*, 2011; SOUTO, 2005).

Dentre os resíduos disponíveis, destacam-se como fontes promissoras de inóculo o lodo mesofílico proveniente das estações de tratamento de esgotos e outros materiais de origem animal, como esterco bovino, suíno e de frango, que são ricos em micro-organismos anaeróbios capazes de acelerar o tempo de biodegradação da matéria orgânica. Pesquisas realizadas com a utilização de esterco como inóculo apontaram também bons resultados, uma vez que apresentam características (quantidade de micro-organismos, pH e umidade) complementares às dos resíduos (BARCELOS, 2009; FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2004; GRIFFIN *et al.*, 1998; GÜELFO, 2008; KHALID *et al.*, 2011; SOUTO, 2005).

A taxa de degradação anaeróbia de sólidos é função das propriedades do resíduo e dos micro-organismos envolvidos, sendo que o estudo da interação alimento e micro-organismo, ou resíduo e inóculo, é de grande importância na prevenção do acúmulo de ácidos. A proporção adequada entre resíduo e inóculo e uma maior quantidade de inóculo em relação ao resíduo, ou a utilização de um lodo ativo, durante a partida dos reatores, podem ajudar nessa prevenção sem a necessidade de ajuste do pH com produtos químicos. Uma das maneiras de se entender as propriedades do substrato, sua biodegradabilidade e interação/relação resíduo e inóculo é por meio do teste de biodegradabilidade anaeróbia, como por exemplo o teste *Biochemical Methane Potential* (BMP), que permite um bom entendimento das propriedades do resíduo e demais substratos envolvidos na digestão anaeróbia por meio da avaliação do potencial de produção de metano (CABBAI *et al.*, 2013; FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2007; NEVES, OLIVEIRA E ALVES, 2004).

Diversas pesquisas tem sido feitas na tentativa de se definir qual a relação ótima entre resíduo e inóculo na partida de reatores e o melhor inóculo a ser adicionado à FORSU. No entanto, devido à grande diversidade de inóculos disponíveis e grande heterogeneidades dos resíduos, esses parâmetros ótimos ainda não foram estabelecidos e ressalta-se a importância dos testes de biodegradabilidade anaeróbia na escolha do inóculo adaptável ao resíduo e da relação resíduo/inóculo que favoreça uma partida rápida e equilibrada (BARCELOS, 2009; GADELHA, 2005; GRIFFIN *et al.*, 1998; KHALID *et al.*, 2011).

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 *Objetivo geral***

Avaliar a potencialidade dos inóculos lodo anaeróbio e dejetos bovinos para a partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares.

### **2.2 *Objetivos específicos***

- Avaliar diferentes tipos de inóculos (lodo anaeróbio e dejetos bovinos) e relações resíduo/inóculo para a partida de digestores anaeróbios de resíduos orgânicos alimentares;
- Avaliar o potencial de aclimação dos inóculos lodo anaeróbio e dejetos bovinos à degradação de resíduo orgânico alimentar, a partir de alimentações sucessivas de substrato nas melhores condições testadas.

## 3 REVISÃO DA LITERATURA

### 3.1 Resíduos sólidos

#### 3.1.1 Problemática dos resíduos

O avanço tecnológico associado a um intenso processo de urbanização tem contribuído para o crescimento do mercado consumidor, levando consigo a geração de resíduos sólidos. Segundo pesquisa realizada pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), o volume de resíduos sólidos urbanos (RSU) gerado pela população brasileira foi de aproximadamente 63 milhões de toneladas em 2012, valor este 1,3 % maior que do ano anterior e superior à taxa de crescimento da população urbana neste mesmo período, que foi de 0,9 %. Este mesmo estudo não constatou melhora na destinação final dos RSU de 2011 para 2012, cujo índice de destinação inadequada (aterros controlados e lixões) foi de aproximadamente 42% (ABRELPE, 2012). Valor este menor que o relatado pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) realizada em 2008, cujo percentual de municípios brasileiros que destinavam resíduos em vazadouros a céu aberto foi de 50,8% (IBGE, 2010). Apesar dessa melhoria em relação ao ano de 2008, a quantidade de RSU com destinação inadequada permanece muito alta (23,7 milhões de toneladas por ano foram destinadas em aterros controlados e lixões em 2012) e traz considerável dano ao meio ambiente, já que lixões e aterros controlados não apresentam mecanismos adequados de disposição do resíduo (impermeabilização da base, coleta e tratamento de gases e lixiviado), e tornam-se fontes de contaminação de solo e água (ABRELPE, 2012).

A fim de solucionar os problemas gerados pela destinação inadequada dos RSU, várias formas de disposição, pré-tratamento, tratamento e operação de sistemas estão sendo estudadas e aplicadas, como por exemplo: incineração, pirólise, compostagem, reciclagem e disposição em aterro sanitário (PINTO, 2000). Apesar da busca por estas soluções, os meios de disposição e tratamento desses resíduos ainda não estão aumentando na mesma proporção de geração (GRIFFIN *et al.*, 1998; GUNAMANTHA, 2012). No Brasil, a técnica mais usada para destinação final adequada de resíduos tem sido os aterros sanitários, porém estes requerem grandes áreas e, se mal instalados e operados, não atendem à expectativa de segurança ambiental, sanitária e social. Este fator estimula ainda mais a busca por alternativas

ambientalmente e economicamente viáveis para o tratamento dos RSU, em que a digestão anaeróbia da fração orgânica em biodigestores, apresenta-se como uma dessas técnicas viáveis (BARCELOS, 2009; COSTA, 2011; PICANÇO, 2004).

A geração excessiva de resíduos tem prejudicado a destinação final em aterros sanitários nos grandes centros urbanos, em função da grande demanda de área e do aumento dos custos de gerenciamento. A coleta seletiva (via programa, projeto efetivo ou piloto e ação descentralizada), que é parcialmente praticada por cerca de 60 % dos municípios brasileiros e é incentivada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), apresenta-se como uma alternativa para o gerenciamento dos resíduos sólidos, uma vez que propicia a reciclagem de, por exemplo, vidros, plásticos, papéis e metais, consequentemente reduzindo a quantidade de resíduo a ser aterrada. Vale ressaltar que apesar da expressiva quantidade de municípios com iniciativa de coleta seletiva, muitas vezes essas iniciativas consistem em apenas disponibilização de pontos de entrega voluntária ou convênios com cooperativas de catadores e não abrangem todo o município ou população (ABRELPE, 2011, 2012; BRASIL, 2010). A PNSB revelou que os municípios que possuem programa de coleta seletiva têm como receptores finais destes materiais (papel, papelão, plástico, vidro e metal) indústrias recicladoras, entidades beneficentes e outras entidades (IBGE, 2010). Já a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, que poderia ser utilizada como condicionador do solo após tratamento, seja pela compostagem, vermicompostagem ou digestão anaeróbia (BARCELOS, 2009; FORSTER-CARNEIRO, PÉREZ E ROMERO, 2007), ainda é predominantemente aterrada. Por compor aproximadamente 51,4 % dos resíduos sólidos gerados no Brasil, a matéria orgânica merece destaque neste cenário (ABRELPE, 2011).

No Brasil, a maior parte da FORSU é destinada a aterros controlados, lixões ou aterro sanitário, diferentemente do que ocorre na União Européia e Índia, cujas respectivas legislações, Diretiva Européia 1999/31/CE e *The Indian Municipal Solid Waste (Management and Handling) Rules 2000*, restringem a disposição final de materiais orgânicos em aterros sanitários (UNIÃO EUROPÉIA, 1999; GOVERNMENT OF INDIA, 2000). Entretanto, esta realidade nacional tende a mudar com a aprovação da PNRS, instituída pela Lei Federal 12.305 de 2010, que incentiva o desenvolvimento e utilização de tecnologias e sistemas de gestão ambiental e empresarial que visam à recuperação energética dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Dentre os meios de aproveitamento energético dos resíduos, a digestão anaeróbia da FORSU apresenta-se como uma técnica atrativa, uma vez que tem como um dos subprodutos o biogás com elevado potencial energético.

### **3.1.2 Tratamento dos resíduos orgânicos**

No Brasil, a compostagem é a técnica mais utilizada quando se trata do tratamento da FORSU que não é enviada para os aterros sanitários ou lixões. No entanto, nas últimas décadas, o processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos de origens diversas vem se intensificando, principalmente por apresentar balanço energético mais favorável que os processos aeróbios convencionais, em que se enquadra a compostagem (BARCELOS, 2009; REICHERT, 2005), rápida degradação em relação aos aterros sanitários e abundante produção de biogás (COSTA, 2011). Em países da União Européia, Índia e China, esta técnica já é bem consolidada, principalmente porque, nos dois primeiros, a legislação proíbe a disposição de resíduos orgânicos em aterro sanitário, levando estes países a buscarem formas de tratamento deste resíduo (GOMES; AQUINO; COLTURATO, 2012; REICHERT, 2005). No Brasil o processo anaeróbio tem sido utilizado principalmente para bioestabilizar lodo de esgoto sanitário, efluentes líquidos com elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e resíduos agropecuários (CRAVEIRO, 1994 *apud* AMARAL, 2004; LEITE *et al.*, 2003; ZANETTE, 2009).

A digestão anaeróbia da FORSU contribui com a redução do percentual de RSU a ser incinerado ou disposto em aterros, propicia a produção de um resíduo que pode ser usado como condicionador de solo, a estabilização da matéria orgânica e a recuperação da energia dos RSU sob a forma de metano (CH<sub>4</sub>) (GRIFFIN *et al.*, 1998; REIS *et al.* 2013), gás competitivo em relação a outras fontes de energia em termos de eficiência e custos (FORSTER-CARNEIRO, PÉREZ E ROMERO, 2007). A composição do biogás oriundo da digestão anaeróbia da FORSU tem composição similar à do biogás gerado no tratamento anaeróbio de lodo e resíduos agrícolas, e a composição típica está listada na Tabela 3.1 (DWA, 2010). A digestão anaeróbia da matéria orgânica também ocorre nos aterros sanitários, no entanto, o tempo é superior se comparado à estabilização em biodigestores. Além disso, o tratamento não necessita de uma fonte de oxigênio, portanto, não depende de combustíveis fósseis como fonte de energia para propiciar esta oxigenação do sistema (COSTA, 2011; KHALID *et al.*, 2011); desvia a FORSU

do aterramento sanitário, local onde é responsável pela geração de odores e lixiviados de alta carga orgânica; minimiza a emissão dos gases de efeito estufa, uma vez que os gases são coletados e tratados com maior controle que nos aterros; possibilita a coleta de todo o gás gerado, acarretando em um maior aproveitamento energético do mesmo; não necessita de uma grande área para ser implementado, em relação à demanda de área pelos aterros sanitários; e pode ser aplicado a resíduos de geração sazonal (BARCELOS, 2009; COSTA, 2011; REICHERT, 2005).

Tabela 3.1: Composição típica do biogás gerado a partir de resíduos orgânicos

Gás	Teor	Autor
Metano	48-65 %	Rasi, Veijanen e Rintala (2007)
Dióxido de carbono	36-41 %	
Nitrogênio	até 17 %	
Oxigênio	< 1 %	
Sulfeto de hidrogênio	32-169 ppm	
Outros gases	Traços	
Metano	61,1%	Derbal, Bencheikh-Lehocine e Meniai (2012)
Dióxido de carbono	38,9%	
Metano (tratamento anaeróbico de lodo)	60-70 %	DWA (2010)
Metano (biodigestores agrícolas)	55-70 %	
Metano (estações de tratamento de resíduos orgânicos)	55-65 %	

Apesar das vantagens supracitadas, a digestão anaeróbia em biodigestores apresenta como desvantagens o longo tempo necessário para estabilização da matéria orgânica, a sensibilidade a variações das condições ambientais, e a grande heterogeneidade na composição e granulometria da FORSU, que podem comprometer a eficiência do sistema e provocar a obstrução de canalizações, respectivamente (BARCELOS, 2009; REICHERT, 2005).

### 3.2 Digestão anaeróbia

Esta técnica de tratamento dos resíduos orgânicos se dá na ausência do oxigênio, por meio de processos metabólicos de fermentação e respiração. Diversos grupos de micro-organismos sintróficos são responsáveis por esses processos metabólicos que ocorrem em etapas sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese, e metanogênese. Nas duas primeiras etapas ocorre a decomposição de materiais complexos em moléculas menores, que em seguida são fermentados a ácidos orgânicos, alcoóis, cetonas, dentre outros. Os produtos das bactérias

acidogênicas, como propionato e butirato, são importantes substratos no metabolismo das bactérias acetogênicas, que oxidam esses compostos a acetato,  $H_2$  e  $CO_2$ . As arqueias metanogênicas consomem os produtos das etapas anteriores e formam  $CH_4$  e  $CO_2$ , como etapa final da digestão anaeróbia. Os micro-organismos metanogênicos desenvolvem funções de grande importância nesse processo, pois propiciam a remoção do carbono orgânico da fase líquida na forma de metano (gás insolúvel) e a manutenção da pressão parcial de hidrogênio em concentrações tais que as bactérias fermentativas e formadoras de ácido conseguem produzir produtos solúveis mais oxidados que são substratos da metanogênese (CHERNICHARO, 2007).

Além da rota de formação de metano, pode-se incluir ainda na digestão anaeróbia a etapa da sulfetogênese, em que sulfato e outros compostos a base de enxofre são reduzidos a sulfeto por bactérias redutoras de sulfato (BRS). Uma vez que o sulfato está presente no reator, as BRS começam a competir por substrato com os micro-organismos envolvidos na metanogênese. Neste caso, a produção de metano é prejudicada e ocorre a formação do gás sulfídrico, que confere mau cheiro ao biogás gerado e provoca corrosão em tubulações e equipamentos (CHERNICHARO, 2007).

Algumas reações envolvidas na digestão anaeróbia, bem como a variação de energia livre padrão de cada reação (pH 7, pressão de 1 atm, temperatura de  $25^\circ C$  e líquido como água pura), estão apresentadas na Tabela 3.2.

Avaliando-se a variação de energia livre na Tabela 3.2, percebe-se que os micro-organismos acidogênicos são os que mais se beneficiam energeticamente, o que confere menor tempo das reações e maior taxa de crescimento. Nas condições padrão, de  $\Delta G'$  maior que zero, as reações acetogênicas não são favoráveis. No entanto, estas reações ocorrem naturalmente em reatores anaeróbios devido à relação sintrófica entre os micro-organismos acetogênicos e metanogênicos, como ilustrado na Tabela 3.3. Como se pode observar pela reação global de número 15, na presença de micro-organismos metanogênicos, a conversão do propionato é termodinamicamente favorável. Desta forma, as bactérias acetogênicas só poderão realizar seu metabolismo se as arqueias metanogênicas consumirem os produtos gerados pelas

acetogênicas, produzindo CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> na etapa final da digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007).

Tabela 3.2: Comparação energética de algumas reações envolvidas na digestão anaeróbia

N°		Acidogênese	$\Delta G^{\circ}$ (kJ/reação)
1	<i>Glicose</i> → <i>Acetato</i>	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$	-206
2	<i>Glicose</i> → <i>Propionato</i>	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$	-358
3	<i>Glicose</i> → <i>Butirato</i>	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$	-255
Acetogênese			
4	<i>Bicarbonato</i> → <i>Acetato</i>	$2HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \rightarrow CH_3COO^- + 4H_2O$	-104,6
5	<i>Propionato</i> → <i>Acetato</i>	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+76,1
6	<i>Propionato</i> → <i>Acetato</i>	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$	+72,2
7	<i>Butirato</i> → <i>Acetato</i>	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+48,1
8	<i>Etanol</i> → <i>Acetato</i>	$CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+9,6
9	<i>Lactato</i> → <i>Acetato</i>	$CH_3CHOHCOO^- + 2H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 2H_2$	-4,2
Metanogênese e Sulfetogênese			
10	<i>Acetato</i> → <i>Metano</i>	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$	-31,0
11	<i>Hidrogênio</i> → <i>Metano</i>	$H_2 + \frac{1}{4}HCO_3^- + \frac{1}{4}H^+ \rightarrow \frac{1}{4}CH_4 + \frac{3}{4}H_2O$	-33,9
12	<i>Formiato</i> → <i>Metano</i>	$HCOO^- + \frac{1}{4}H_2O + \frac{1}{4}H^+ \rightarrow \frac{1}{4}CH_4 + \frac{3}{4}HCO_3^-$	-32,6
13	<i>Bicarbonato</i> → <i>Metano</i>	$HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-135,6
14	<i>Sulfato</i> → <i>Sulfeto</i>	$SO_4^{2-} + 4H_2 + H^+ \rightarrow HS^- + 4H_2O$	-151,9

Fonte: Chernicharo (2007)

Tabela 3.3: Comparação energética de algumas reações envolvidas na digestão anaeróbia

N°		Reação	$\Delta G^{\circ}$ (kJ)
5	<i>Propionato</i> → <i>Acetato</i>	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+76,1
10	<i>Acetato</i> → <i>Metano</i>	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$	-31,0
11	<i>Hidrogênio</i> → <i>Metano</i>	$3H_2 + 0,75HCO_3^- + 0,75H^+ \rightarrow 0,75CH_4 + 2,25H_2O$	-101,7
15	<i>Propionato</i> → <i>Metano</i>	$CH_3CH_2COO^- + 1,75H_2O \rightarrow 1,75CH_4 + 1,25HCO_3^- + 0,25H^+$	-56,6

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007)

Além do equilíbrio termodinâmico, outros fatores são interferentes na digestão anaeróbia: temperatura, pH, umidade, substrato, concentração de nutrientes (nitrogênio, fósforo e enxofre), relação C/N, micronutrientes, alcalinidade e concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) (CHERNICHARO, 2007; KHALID *et al.*, 2011). Dentre estes fatores, ressalta-se que o tipo, disponibilidade e complexidade do substrato interferem na concentração inicial e no teor de sólidos totais no biodigestor, que, por sua vez, desempenha papel significativo no processo e na quantidade de metano produzido (KHALID *et al.*, 2011).

### **3.3 Partida de digestores anaeróbios aplicados a resíduos orgânicos**

Foster-Carneiro *et al.* (2007) e Schievano *et al.* (2010) ressaltam que muitas vezes a etapa inicial, de partida do reator, torna-se a etapa limitante do processo, devido ao acúmulo de produtos hidrolisados, provocado pela sobrecarga orgânica, causando o abaixamento do pH e inibição das etapas seguintes. Isto ocorre porque a fermentação de material orgânico hidrolisado a ácidos graxos voláteis pode resultar em um acúmulo destes, caso não haja consumo pelas metanogênicas, com conseqüente abaixamento do pH. Como os consórcios microbianos fermentativos possuem metabolismo mais rápido que as metanogênicas, altas cargas orgânicas podem levar a uma acumulação de ácidos graxos voláteis e inibição das metanogênicas. Sendo uma das principais causas de instabilidade em reatores anaeróbios o aumento na concentração de compostos orgânicos na alimentação (sobrecarga orgânica) ou na taxa de fluxo de alimentação (sobrecarga hidráulica). Como exemplo, pode-se citar o trabalho de Reis *et al.* (2013), que inocularam um digestor anaeróbio aplicado a resíduos orgânicos com dejetos e não obtiveram sucesso, uma vez que foi observada a acidificação devido à sobrecarga orgânica.

Dentre os fatores importantes nesta etapa, se destacam a fonte de micro-organismos, volume do inóculo e modo de operação. As principais estratégias de partida utilizadas são a adição de inóculo metanogênico, adição de tampão quando a capacidade de tamponamento natural do sistema não é suficiente para manter o pH próximo de 7, recirculação e neutralização por meio de adição de umidade suficiente no resíduo que permita sua recirculação, diluição do resíduo com adição de outros compostos resultando em um processo mais equilibrado e dispensando a adição de inóculos metanogênicos, pré-tratamento aeróbio para reduzir a taxa de produção de ácidos na etapa anaeróbia e separação do reator em compartimentos (GADELHA, 2005). Neste sentido, sabe-se que o processo pode ser acelerado e otimizado utilizando-se inóculos apropriados, por proporcionarem o equilíbrio da relação C/N, a diluição de compostos potencialmente tóxicos, aumento da densidade microbiana, redução do tempo de degradação, tamponamento da carga orgânica aplicada e melhoras substanciais na produção de biogás por volume de digestor (BARCELOS, 2009; FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2007; GRIFFIN *et al.*, 1998; KHALID *et al.*, 2011; SOUTO, 2005).

### 3.3.1 Inóculos

Como já comentado, a digestão anaeróbia requer a presença de diversos micro-organismos necessários à degradação de determinado substrato. Amaral *et al.* (2008) ressaltam que o ideal seria a utilização de um inóculo oriundo de um sistema similar ao que se pretende inocular. No entanto, muitas vezes se torna difícil a disponibilidade deste tipo de inóculo e necessita-se de testes com novos inóculos que se adaptem melhor ao substrato que se deseja digerir.

Quanto à quantidade de inóculo utilizado, as pesquisas revelam que quanto maior a quantidade de inóculo, mais rápida será a conversão do substrato e menor serão os efeitos inibitórios do substrato na produção de metano.

Em relação à origem do inóculo, sabe-se que também é de grande importância, uma vez que podem conter diferentes populações microbianas, adaptação ao substrato e materiais biodegradáveis remanescentes. Dentre os resíduos disponíveis, destacam-se como fontes promissoras de inóculo o lodo mesofílico proveniente das estações de tratamento de esgotos, estratos de solo, lodos de plantas de tratamento de efluentes industriais e outros materiais de origem animal, como rúmen, esterco bovino, suíno e de frango, que são ricos em micro-organismos anaeróbios capazes de acelerar o tempo de biodegradação da matéria orgânica (BARCELOS, 2009; ELBESHISHY, NAKHLA E HAFEZ, 2012; FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2004; GRIFFIN *et al.*, 1998; GÜELFO, 2008; KHALID *et al.*, 2011; SOUTO, 2005).

Segundo Griffin *et al.* (1998), o lodo anaeróbio é utilizado como inóculo por possuir uma comunidade microbiana balanceada, composta por micro-organismos fermentadores, acetogênicos e metanogênicos. Em pesquisa realizada por estes autores, foi encontrada uma grande porção de metanogênicas (*Methanosaetaceae* e *Methanomicrobiales*) no lodo anaeróbio, micro-organismos estes desejáveis na partida de um digestor. E de acordo com Foster-Carneiro (2007) e Raposo *et al.* (2012), o lodo anaeróbio mesofílico tem se mostrado um excelente inóculo por ser prontamente disponível, ser encontrado em diversas partes do mundo, desenvolvido em ambiente anaeróbio similar ao dos reatores aplicados a FORSU e apesar das diferenças entre as plantas de tratamento de efluentes, eles apresentam características comuns que conferem similaridade ao lodo. Algumas características deste material estão listadas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4: Caracterização de lodo anaeróbio de estação de tratamento de efluentes domésticos

Parâmetro	Resultado	Autor	
DQO total (g.L <sup>-1</sup> )	18,1±2,6	Elbeshbishy, Nakhla e Hafez (2012)	
DQO solúvel (g.L <sup>-1</sup> )	6,6±0,3		
SST (g.L <sup>-1</sup> )	18,0±3,4		
SSV (g.L <sup>-1</sup> )	10,0±0,7		
AGV (g DQO.L <sup>-1</sup> )	0,23±0,06		
NH <sub>4</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	0,54±0,08		
pH	7,6±0,2		
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	3200±180		
SST (g.L <sup>-1</sup> )	20,3± 4,9		Amaral, <i>et al.</i> (2008)
SSF (g.L <sup>-1</sup> )	7,8 ±6,6		
SSV (g.L <sup>-1</sup> )	12,5 ±1,9		
Umidade (%)	78	Gadelha (2005)	
pH	7,3		
ST (g.L <sup>-1</sup> )	22		
STV (g.L <sup>-1</sup> )	8,0		
DQO total (g.kg <sub>resíduo seco</sub> .L <sup>-1</sup> )	18		
N-Total (NTK) (mg.L <sup>-1</sup> )	3850		
N-amoniaco (mg.L <sup>-1</sup> )	950		
Fósforo-Total (NTK) (mg.L <sup>-1</sup> )	3,8		
Alcalinidade bicarbonato (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	6000		
Alcalinidade intermediária (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	5500		
Alcalinidade total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	11500		
Ácidos voláteis (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	720		
pH	7,49		
Densidade (g.L <sup>-1</sup> )	0,971		
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	8,2		Fernández, Pérez e Romero (2008)
DQO (g.L <sup>-1</sup> )	0,056		
ST (%)	3,64		
SV (%)	1,85	González-Fernández e García-Encina (2009)	
ST (g.L <sup>-1</sup> )	31,4		
SV (g.L <sup>-1</sup> )	14		

Pesquisas realizadas com a utilização de esterco como inóculo apontaram bons resultados, uma vez que apresentam características (quantidade de micro-organismos, pH e umidade) complementares às dos resíduos.

O rúmen bovino também apresenta-se como um bom inóculo, devido à presença de micro-organismos essenciais à degradação anaeróbia. Além de protozoários e fungos anaeróbios em abundância, micro-organismos metanogênicos do domínio *Archaea*, também fazem parte da

comunidade microbiana presente no rúmen bovino (LIN, RASKIN E STAHL, 1997; JANSSEN E KIRST, 2008; KONG *et al.*, 2010). Devido à presença desses micro-organismos no sistema digestivo bovino, eles também estão presentes no dejetos bovino, tanto em relação ao rúmen quanto em relação ao lodo anaeróbio, como reporta Griffin *et al.* (1998), ao encontrar principalmente *Methanobacteriaceae* no dejetos bovino (fezes + urina). Além da presença de micro-organismos anaeróbios, os dejetos bovinos são compostos orgânicos com macro e micronutrientes, alto teor energético, ricos em material lignocelulósicos, carboidratos simples e proteínas, e proporcionam umidade e abrigo a vários micro-organismos. Em se tratando de substratos com altos níveis de celulose, dejetos bovino pode ser utilizado como inóculo secundário para promover um balanço suficiente de micro-organismos celulolíticos (BARROS *et al.*, 2009; COATS, GREGG E CRAWFORD, 2011; GRIFFIN *et al.*, 1998). Algumas características desse material estão listadas na Tabela 3.5.

Tabela 3.5: Caracterização de dejetos bovino

Parâmetro	Resultado	Autor
pH	8,0	PROSAB (2003)
Reação C/N	11,2	
Percentual de umidade	80%	
STF	10%	
ST (g.L <sup>-1</sup> )	81,28	Barros <i>et al.</i> (2009)
STV	67,51 g.L <sup>-1</sup> ou 80%	
STF	13,70 g.L <sup>-1</sup> ou 20%	
ST (g.L <sup>-1</sup> )	141,8 ±18.3	Coats, Gregg e Crawford (2011)
STV (g.L <sup>-1</sup> )	120,2 ±15.2	
pH	7,2	Barcelos (2009)
DQO (g.kg <sup>-1</sup> )	656,5	
Teor de umidade (%)	80,0	
ST (%)	20,0	
STV/ST (%)	84,5	

### 3.3.2 Substrato

A digestão anaeróbia também é fortemente afetada pelo tipo, disponibilidade e complexidade do substrato, que apresenta diferentes origens que podem ser utilizados como potenciais fontes de produção de metano, como a FORSU, resíduos de frutas e vegetais, grama, ervas daninhas terrestres e biomassa aquática (KHALID *et al.*, 2011; RAPOSO *et al.*, 2012).

A biodegradabilidade do material é função da sua composição, portanto, sempre que possível, é indicado a caracterização do substrato quanto ao teor de sólidos totais e totais voláteis (STV), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio e fósforo. Apesar da variação de STV devido à heterogeneidade dos resíduos, este parâmetro é indicado como indicador primário do potencial biometanogênico do substrato. A DQO, é um parâmetro comumente utilizado na caracterização de águas residuárias e não muito utilizado para substratos orgânicos sólidos. Isso ocorre pois a determinação da DQO para substratos sólidos heterogêneos ou amostras com elevado teor de sólidos totais (ST) é difícil e apresenta algumas incertezas (ANGELIDAKI, 2009; RAPOSO *et al.*, 2012).

Quanto à composição das substâncias orgânicas, Raposo *et al.* (2012) reportam que as proteínas, carboidratos e lipídios constituem normalmente a parte solúvel e mais facilmente disponível para a biomassa, enquanto que compostos lignocelulósicos representam a parte estrutural e dificilmente são solubilizados. A determinação de certos elementos como carbono, oxigênio, hidrogênio, nitrogênio e enxofre pode ser utilizada para determinar a fórmula empírica do substrato.

A Tabela 3.6 apresenta algumas características do resíduo alimentar, uma das fontes de substrato da digestão anaeróbia, reportada por diferentes autores.

Tabela 3.6: Caracterização de resíduo alimentar

Parâmetro	Resultado	Autor
DQO total (g.L <sup>-1</sup> )	113,0±2,8	
DQO solúvel (g.L <sup>-1</sup> )	60,3±0,3	
SST (g.L <sup>-1</sup> )	48,4±2700	
SSV (g.L <sup>-1</sup> )	27,9±1300	Elbeshbishy, Nakhla e Hafez
AGV (mg <sub>DQO</sub> .L <sup>-1</sup> )	260±20	(2012)
NH <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	1670±40	
pH	4,6±0,2	
Alcalinidade	Não se aplica	
DQO (g.g <sup>-1</sup> ST)	1,4±0,307	
ST (%)	23,8±1,4	
STV (%)	21,4±0,7	Neves, Oliveira, Alves
NTK (mg.g <sup>-1</sup> ST)	55,9	(2004)
AGV (mg.g <sup>-1</sup> ST)	84	

Tabela 3.6: Caracterização de resíduo alimentar

Parâmetro	Resultado	Autor
pH	5,8	
DQO (g.kg <sup>-1</sup> resíduo)	650,5	
Teor de umidade (%)	75,9	Barcelos (2009)
ST (%)	24,1	
STV (%)	82,6	
ST (g.L <sup>-1</sup> )	91,73	
STV (g.L <sup>-1</sup> )	55,76	Derbal, Bencheikh-lehocine e Meniai (2012)
STV (%)	60,78	

O tamanho da partícula e superfície de contato também são características do substrato que influenciam na taxa de degradação do mesmo. Raposo *et al.* (2012) ressaltam que o tamanho da partícula deve ser tal de modo a não entupir as tubulações e não dificultar sua digestão pelos micro-organismos, sendo o tamanho sugerido menor ou igual a 10 mm.

### 3.3.3 Relação resíduo/inóculo

Segundo Neves, Oliveira e Alves (2004), a complexidade da interação alimento e micro-organismo (relação resíduo/inóculo ou R/I) aumenta com a elevação do teor de sólidos do resíduo a ser digerido, uma vez que pode ocorrer a acumulação de AGV no sistema, particularmente naqueles de batelada de uma só fase. A prevenção do acúmulo de ácidos no sistema pode ser obtida com o aumento da quantidade de inóculo durante a partida dos reatores, sem a necessidade de ajuste do pH com produtos químicos. A relação R/I é um importante parâmetro a ser adotado na partida de reatores anaeróbios, bem como na avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos sólidos. Durante o arranque de um biodigestor, o uso de um lodo ativo também pode reduzir a quantidade de inóculo necessária e, conseqüentemente, o volume do referido digestor. Por se tratarem de parâmetros operacionais muito importantes, a fonte de inóculo bem como a relação R/I devem ser avaliadas por meio de teste de biodegradabilidade anaeróbia ou *Biochemical Methane Potential* (FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2007). Algumas pesquisas realizadas por diferentes autores, envolvendo diferentes inóculos, resíduos e relações resíduo/inóculo, se encontram na Tabela 3.7.

Tabela 3.7: Ensaio de BMP com diferentes substratos, inóculos e relações substrato/inóculo

Experimento	Resultado	Autor
Avaliação a atividade de lodo anaeróbio para relações resíduo/inóculo de 0,5; 1,0; 1,35 e 2,3 $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$	Não se observou ganhos significativos de produção de metano para relações acima de $0,5 \text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ .	Neves, Oliveira e Alves (2004)
Avaliação da taxa de produção de metano sendo lodo anaeróbio o inóculo e dejetos suíno o substrato	Obtiveram rendimentos parecidos de produção de $\text{CH}_4$ para três relações entre substrato e inóculo, 1; 2 e 3 (DQO/STV), mas taxas de produção de metano mais elevadas para a menor relação testada.	González-Fernández e García-Encina (2009)
Avaliação do líquido do rúmen bovino como inóculo e FORSU como substrato a valores de razões substrato/inóculo iguais a 5,88; 9,09 e 20,0 $\text{gSTV}_{\text{substrato}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$	A maior quantidade de inóculo usada melhorou substancialmente o desempenho do processo.	Lopes, Leite e Prasad (2004)
Estudou a digestão anaeróbia de milho a razões substrato/inóculo de 0,33; 0,5; 0,67 e 1 $\text{gSTV}_{\text{substrato}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ a $35^\circ\text{C}$ , com controle de pH	Taxa de produção de metano de $10 \text{ mL CH}_4 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ para relação de 0,33 e $23 \text{ mL CH}_4 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ para relação de 1.	Raposo <i>et al.</i> (2006)

Tabela 3.7: Ensaios de BMP com diferentes substratos, inóculos e relações substrato/inóculo

Experimento	Resultado	(conclusão) Autor
Realização de teste de BMP realizados por utilizando palha de trigo	Baixa produção de metano para a relação R/I igual a 4,0 $gSTV_{substrato} \cdot gSTV_{inóculo}^{-1}$ e taxa de produção de metano constante para relações R/I acima de 0,5 $gSTV_{substrato} \cdot gSTV_{inóculo}^{-1}$ .	Hashimoto (1989)
BMP de lodo primário versus rúmen como inóculo e resíduo alimentar como substrato	A relação resíduo/inóculo com maior taxa de conversão de substrato encontrada foi de 0,5 $gSTV_{substrato} \cdot gSTV_{inóculo}^{-1}$ .	Chynoweth <i>et al.</i> (1993)
Avaliação do impacto da quantidade de inóculo em relação ao substrato no potencial de degradação anaeróbia de RSU. O inóculo utilizado foi proveniente de um digestor de lodo mesofílico e as razões R/I testadas foram 66,7; 33,3; 16,7; 8,3; 4; 1; 0,5 e 0,25 $gSTV_{resíduo} \cdot gSTV_{inóculo}^{-1}$ .	Os resultados indicam para valores acima de 8,3 a hidrólise é limitada pela quantidade de biomassa e a taxa máxima obtida para a razão igual a 0,5 $gSTV_{resíduo} \cdot gSTV_{inóculo}^{-1}$ .	Boulangier <i>et al.</i> (2012)

Apesar dos diversos estudos realizados até o momento, ainda não foi definida uma relação ótima entre resíduo e inóculo durante a partida de reatores, nem o melhor inóculo a ser adicionado à FORSU, principalmente devido à grande heterogeneidade dos resíduos e inóculos disponíveis. Ressalta-se, portanto, a importância dos testes de biodegradabilidade anaeróbia na escolha do inóculo adaptável ao resíduo e da relação R/I que favoreça uma partida rápida e equilibrada (BARCELOS, 2009; GADELHA, 2005; GRIFFIN *et al.*, 1998; KHALID *et al.*, 2011).

### 3.3.4 Alcalinidade e pH

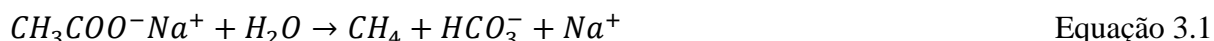
O pH reflete a condição de acidificação e alcalinidade do sistema, sendo esses parâmetros de suma importância para o controle e operação dos processos anaeróbios. As variações no pH podem afetar a atividade das enzimas ou toxicidade de compostos (CHERNICHARO, 2007; NEVES, OLIVEIRA E ALVES, 2004). Diversos autores reportam a faixa de pH ideal para reatores anaeróbios: entre 6,8 e 7,2 (WARD *et al.*, 2008), 7,0 e 8,0 (RAPOSO *et al.*, 2012) e 6,6 e 7,4 (CHERNICHARO, 2007). De forma geral, pode-se obter a estabilidade do reator com pH entre 6,0 e 8,0.

As bactérias acidogênicas são menos sensíveis às variações do pH que as arqueias metanogênicas, isso indica que apesar da interrupção da produção de metano por baixos valores de pH, a produção de ácido pode continuar. Dessa forma, o ajuste de pH com adição de material alcalino, como NaOH, objetiva evitar a inibição das metanogênicas e consequentemente falhas no processo (CHERNICHARO, 2007; RAPOSO *et al.*, 2012; WARD *et al.*, 2008).

A alcalinidade consiste na capacidade de neutralizar os ácidos e evitar mudanças bruscas de pH, esta característica da amostra é retratada como capacidade de tamponamento do meio. A alcalinidade total é expressa em  $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  e confere capacidade tampão ao meio para valores entre 2500 e 5000  $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . A alcalinidade total (AT) pode ser dividida em alcalinidade parcial (AP), referente à alcalinidade bicarbonato, e alcalinidade intermediária (AI), referente à alcalinidade dos ácidos voláteis. A primeira é determinada a pH 5,75 e a segunda 4,3. A relação entre essas duas frações da alcalinidade, ou relação AI/AP reflete a condição de estabilidade do processo. Valores superiores a 0,3 indicam distúrbios na digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007; RAPOSO *et al.*, 2012).

Segundo Chernicharo (2007) e Monteggia, Beal e Luca (1996), em pH neutro, a alcalinidade de bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) constitui a principal fonte de tamponamento do meio. Este tipo de alcalinidade pode ser produzido em ambientes anaeróbios pela degradação de compostos orgânicos nitrogenados, sabões ou sais de ácidos orgânicos, redução de sulfitos e sulfatos. O acetato de sódio, por exemplo, pode reagir com a água e formar bicarbonato de sódio, conforme a Equação 3.1. Um outro exemplo de produção de alcalinidade, é a conversão de proteínas e

aminoácidos com formação de amônia ( $\text{NH}_4^+$ ), que pode reagir com o gás carbônico em solução aquosa e formar o bicarbonato de amônia, como apresentado na Equação 3.2.



Já a degradação de outros compostos orgânicos, como carboidratos e alcoóis, não leva a formação de um cátion como produto final e pode levar ao consumo da alcalinidade presente no meio (CHERNICHARO, 2007).

### 3.3.5 Concentração de sólidos

A concentração de sólidos introduzida nos reatores anaeróbios é um importante parâmetro nos processos de digestão, se a concentração for muito baixa, o metabolismo dos micro-organismos será reduzido e conseqüentemente haverá menor produção de biogás, e se for muito elevada, poderá ocorrer sobrecarga orgânica e conseqüente azedamento do reator (RAPOSO *et al.*, 2012).

Os processos de metanização podem ser classificados quanto ao teor de umidade dos resíduos afluentes aos reatores: esses são definidos como processos via úmida ou via seca de metanização. Reatores em via úmida operam com teor de sólidos inferior a 15%, são geralmente dotados de misturadores que garantem o regime hidráulico de mistura completa. A diluição do substrato apresenta como vantagem a minimização dos riscos de choque de carga e de compostos tóxicos ou inibidores ao processo, devido à redução das concentrações destes. Notam-se, ainda, maiores taxas de produção de metano em sistemas por via úmida, devido ao elevado fluxo de transferência de ácidos produzidos durante a acidogênese e acetogênese, conduzindo simultaneamente a elevadas eficiências de remoção de sólidos e altas produções específicas de metano. Contudo, devido ao maior teor de umidade, são requeridos maiores volumes de reatores, sistema de desidratação do lodo e tratamento de percolado (OSTREM, 2004; DE BAERE, 2010; LINDMARK, 2010; NAGAO *et al.*, 2012)

Processos via seca operam com teor de sólidos superiores a 15%, onde a adição de água geralmente é dispensável, implicando menores volumes de reatores e menos efluentes líquidos.

Nos países europeus, essa tecnologia tem predominado nos últimos anos. Contudo, os reatores necessitam de sistemas robustos e potentes de mistura interna, devido à elevada densidade do substrato, conferindo elevada demanda energética ao sistema (OSTREM, 2004; DE BAERE, 2010; LINDMARK, 2010; NAGAO *et al.*, 2012).

Esta influência (baseada no teor de sólidos totais) foi avaliada por Fernández, Pérez e Romero (2008) durante a partida de um reator aplicado ao tratamento mesofílico da FORSU, por meio do acompanhamento da geração de biogás e proporção de metano. Os resultados desta pesquisa mostraram que, com um teor de sólidos de 20%, a partida do reator demora menos tempo que em um reator com 30% de ST. Além da maior rapidez na partida, observou-se também maior remoção de DQO e produção de metano para menor concentração de sólidos. Experimentos realizados pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) indicaram bons resultados para tratamento orgânico para altas concentrações de sólidos, com teor de umidade de 80%, (proporção em massa de resíduos vegetais e lodo anaeróbico de 80:20), com uma taxa média de produção de metano de  $0,13 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DQO}_{\text{aplicada}}$ . Para baixas concentrações de sólidos (teor de umidade de 95%), mantendo-se a mesma proporção entre resíduo e inóculo, a taxa média de produção de metano foi de  $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DQO}_{\text{aplicada}}$ , ou seja, a redução da concentração de sólidos no reator também proporcionou um aumento da taxa de produção de metano (PROSAB, 2003).

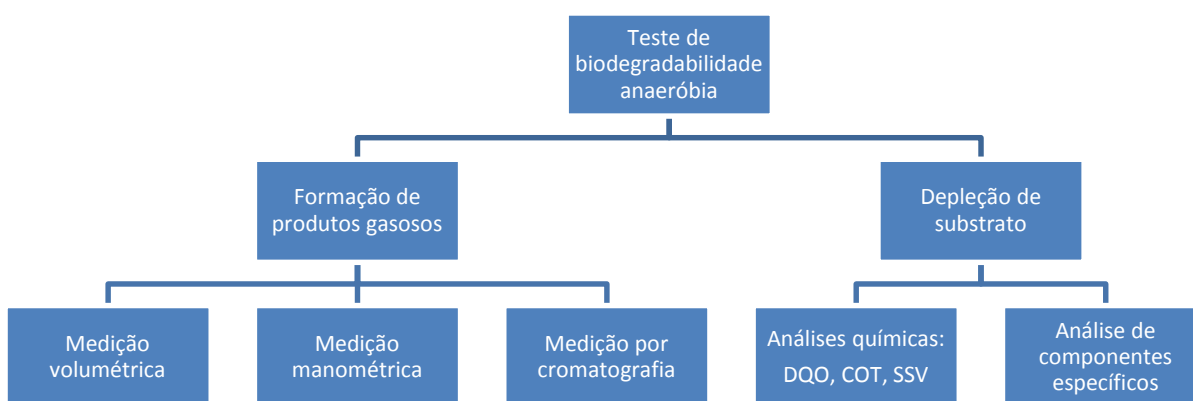
### **3.4 Teste de biodegradabilidade anaeróbia**

O teste de BMP foi desenvolvido como um método para determinar o potencial de biodegradabilidade de substratos, verificar a possibilidade de inibição da digestão anaeróbia para diferentes condições, estimar melhores taxas entre substrato e inóculo e ainda verificar o tempo de detenção necessário para se completar a digestão anaeróbia de um substrato (RAPOSO *et al.*, 2012; ELBESHBISHY, NAKHLA E HAFEZ, 2012).

Esse teste pode ser realizado em batelada ou de forma contínua, em condições anaeróbias, compreendendo a incubação do substrato selecionado (resíduo) em frascos ou tubos fechados, a uma temperatura específica (mesofílica ou termofílica), e com certa quantidade de inóculo metanogênico. Alguns autores adicionam solução tampão e solução com nutrientes para propiciar um pH neutro e fonte de carbono e energia para os micro-organismos,

respectivamente. O grau de degradação do substrato é avaliado após a incubação, em intervalos de tempo pré-estabelecidos por meio da observação produção acumulada de metano e determinação da taxa de biodegradação ou hidrólise, ou ainda observação da quantidade de substrato consumido (AMARAL *et al.*, 2008; RAPOSO *et al.*, 2009; RAPOSO *et al.*, 2012; SCHIEVANO *et al.*, 2010). Quanto às metodologias para se chegar nos resultados, estão sintetizadas na Figura 3.1. A relação entre o volume de metano produzido e quantidade de sólidos voláteis acrescentados é tratada por DWA (2010) como rendimento de metano e é expressa em mL CH<sub>4</sub>.gSTV<sup>-1</sup>. Raposo *et al.* (2012) reportaram alguns valores de rendimento de metano para diferentes resíduos, que se encontram na Tabela 3.8.

Figura 3.1: Síntese de metodologias de obtenção de resultados aplicadas aos testes de biodegradabilidade anaeróbia



Fonte: Adaptado de Amaral *et al.*, 2008

Aquino *et al.* (2007), Amaral *et al.* (2008) e Raposo *et al.* (2012) relataram algumas formas de mensuração do biogás/metano gerado, que consistem em métodos manométricos ou volumétricos. No primeiro, a produção de biogás/metano pode ser encontrada relacionando-se a pressão exercida sobre um sensor (membrana transdutora de pressão) acoplado ao frasco-reator. Ou seja, é possível calibrar o sistema de forma a estabelecer uma constante K (volume/unidade de pressão) que relaciona a pressão aferida ao volume de biogás ou ao volume de metano, caso do dióxido de carbono seja removido previamente à medição da pressão. Já

os métodos volumétricos, utilizam-se da determinação do volume de biogás/metano gerados no frasco-reator, que pode ser feita por três métodos:

- Medição de volume e composição do biogás: com o auxílio de uma seringa de vidro esmerilhada (que não ofereça resistência ao deslocamento) o volume de biogás é aferido e a composição do mesmo pode ser feita por cromatografia gasosa;
- Medição apenas da composição do biogás: a produção de metano é monitorada por meio da amostragem de um volume fixo de biogás de dentro do frasco-reator e determinando-se a quantidade de metano por cromatografia gasosa;
- Medição direta do volume de metano: considerando-se que o biogás é formado principalmente de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, o volume de metano é determinado por meio da aferição do biogás lavado em solução para remoção de CO<sub>2</sub> ou por diferença de volume deslocado em líquidos, dessa forma não há necessidade de uso de cromatógrafo gasoso.

Aquino *et al.* (2007) ressaltam que como os testes não são realizados em condições normais de temperatura e pressão (CNTP), ou seja, a 0°C e 1 atm, o volume de metano produzido deve ser ajustado por meio da Equação 3.3 para que seja possível comparar os resultados com os de outros autores realizados em condições diferentes de pressão e temperatura.

$$\frac{P_1 \times V_1}{T_1 \text{ CNTP}} = \frac{P_2 \times V_2}{T_2 \text{ LAB}} \quad \text{Equação 3.3}$$

Já os testes cujos resultados são obtidos em função da quantidade de substrato consumido exigem análises mais complexas, como determinação da DQO e do carbono orgânico total, ou, ainda, compostos específicos, que podem ser determinados com emprego de cromatografia líquida de alta eficiência ou cromatografia gasosa ou líquida acoplada a espectrometria de massas (AMARAL *et al.*, 2008).

Tabela 3.8: Produção de metano a partir de digestão anaeróbia de diferentes tipos de resíduos sólidos orgânicos

Substrato	Inóculo	Rendimento de metano (mLCH <sub>4</sub> .gSV <sup>-1</sup> adicionado)	CNTP	Referência
Resíduo alimentar	Lodo	245-510	Sim	Lee <i>et al.</i> (2009)
	Lodo	425-445	Sim	Zhang <i>et al.</i> (2007)
	Lodo	472	Não informado	Cho, Park e Chang (1995)
	-	301	Sim	Eleazer <i>et al.</i> (1997)
	Dejeto suíno + resíduo alimentar	525	Não informado	Lissens <i>et al.</i> (2004)
Resíduo de cozinha	Lodo de UASB de cervejaria	432	Sim	Neves <i>et al.</i> (2006)
	Lodo de UASB de cervejaria	370-430	Sim	Neves <i>et al.</i> (2008)
FORSU	Lodo termofílico aclimatado	298-573	Sim	Davidsson <i>et al.</i> (2007)
	Lodo	200-220	Não informado	Chynoweth <i>et al.</i> (1993)
	Lixiviado de resíduo sólido urbano	160-250	Não informado	Nopharatana, Pullammanappallil e Clarke (2007)
	Dejeto	495	Sim	Hansen <i>et al.</i> (2004)
	-	353	Sim	El-Mashad e Zhang (2010)
	Rúmen bovino	230-550 <sup>a</sup>	Não informado	Lopes, Leite e Prasad (2004)
	-	92 <sup>b</sup>	Sim	Eleazer <i>et al.</i> (1997)
	Diversos	60-530	Não informado	El-Shinnawi <i>et al.</i> (1989)

<sup>a</sup>mL biogás.gSTV<sup>-1</sup>removido; <sup>b</sup>mL CH<sub>4</sub>.gST<sup>-1</sup>adicionado

Fonte: Adaptado de Raposo *et al.* (2012)

A fim de se avaliar a produção de metano a partir da matéria orgânica remanescente no inóculo, alguns autores utilizam o branco, incubando frascos-reatores contendo apenas o inóculo. Outros promovem a pré-incubação do inóculo, sem substrato, para que a matéria orgânica remanescente seja consumida, eliminando assim a necessidade de se incubar frascos apenas com o inóculo. Os autores que optam pela incubação do branco, subtraem dos demais frascos-reatores (com inóculo e substrato) a produção de metano desse, com o objetivo de eliminar o efeito do material biodegradável remanescente no inóculo. No entanto, para alguns inóculos, como os com elevada concentração de óleos e graxas, este tempo de pré incubação pode se

tornar muito longo. Na impossibilidade de realização da pré-incubação, a utilização do branco é muito importante para se verificar se a produção de metano, seja ela baixa ou elevada, é em função do substrato ou da atividade do inóculo escolhido (ELBESHBISHY, NAKHLA E HAFEZ, 2012; RAPOSO *et al.*, 2009; SCHIEVANO *et al.*, 2010).

Os testes podem ser desenvolvidos sob diferentes formas de agitação: manual, magnética, orbital, intermitente ou contínua. A agitação contínua dos reatores favorece o contato entre o substrato e os micro-organismos e desprendimento do biogás para o *headspace*, mas se for em excesso, pode prejudicar a estrutura dos grânulos ou flocos e conseqüentemente a interação microbiana. Em se tratando de agitação manual intermitente, pode ser suficiente em testes com pequenos volumes (menor que 600 mL), de forma a garantir o acesso da biomassa ao substrato (RAPOSO *et al.*, 2011; SOUTO, 2007).

A atividade metanogênica é dependente do grau de adaptação do lodo ao substrato. Geralmente, durante a primeira alimentação, o lodo se adapta à degradação do substrato e a atividade será normalmente maior na segunda alimentação em relação à primeira. Esta diferença pode ser devida à adaptação das arqueias metanogênicas ao substrato ou ao crescimento de nova biomassa. Uma vez adaptado, o lodo apresentará incremento da atividade em alimentações consecutivas, devido ao crescimento de novas células. Quando se quer estudar a capacidade de adaptação do inóculo ao substrato, o ideal é que o inóculo seja exposto a alimentações sucessivas ao substrato, em que ao final de cada alimentação se deve eliminar o sobrenadante e adicionar o substrato da mesma forma que na primeira alimentação. Se a atividade aumentar com as sucessivas alimentações, poderá ser um indicativo de adaptação do inóculo ao substrato (FIELD, ALVAREZ, LETTINGA, 1988; RAPOSO *et al.*, 2009; SCHIEVANO *et al.*, 2010).

Raposo *et al.* (2006) e Angelidaki *et al.* (2009) relataram sobre a grande variabilidade metodológica dos testes, como equipamentos utilizados, relação resíduo/inóculo, condições de agitação e temperatura e ainda tipos de inóculos utilizados, que afetam a reprodutibilidade do teste e comparação dos resultados. Fernandez, Perez e Romero (2008) ressaltam, ainda, que devido à grande heterogeneidade dos resíduos, diferentes taxas de produção de metano têm sido encontradas.

Por fim, Lim e Fox (2013) ressaltam que devido à grande quantidade de parâmetros que influenciam em um teste de BMP, estes devem ser feitos com diferentes substratos e inóculos, e que a identificação das melhores condições, podem ser feitas por meio da comparação da produção final de metano e taxas de produção de metano.

### **3.5 Testes laboratoriais e condições experimentais**

Barcelos (2009) resalta que existem inúmeras pesquisas sobre digestão anaeróbia da FORSU, com grande heterogeneidade de resíduos, variações dos parâmetros operacionais, tipo de mistura, recirculação, inoculação e número de fases, dificultam a consolidação da técnica. Assim, a seleção do sistema apropriado depende em grande parte das características do resíduo a ser tratado, da área disponível para instalações, dos recursos financeiros e de pessoal disponíveis, importância dada à produção de energia e prevenção de poluição. Algumas pesquisas na área, reportadas pela autora se encontram na Tabela 3.9.

Tabela 3.9: Digestão anaeróbia aplicada à FORSU

Resíduo	Inóculo	ST (%)	Temperatura (°C)	Tempo de detenção (dias)	Eficiência (%)	Referência
Frutas e verduras	Esterco bovino e suíno	6	35	4,5-18	27-72 (STV)	Mtz. Viturtia <i>et al.</i> (1995)
Cevada	Esterco bovino e suíno	26-30	25 e 35	110-240	45-86 (STV)	Torres Castillo <i>et al.</i> (1995)
Resíduos de cozinha triturado	Lodo primário e secundário	1-4	55	12	56-63 (STV)	Del Borghi <i>et al.</i> (1999)
Frutas e verduras	-	8	35-56	11-12	67-84 (STV)	Pavan <i>et al.</i> (1999)
FORSU + lodo primário + lodo ativado descartado	Esterco bovino e lodo de digestor anaeróbio	8-21	37	4-20	43-68 (SVT)	Stroot <i>et al.</i> (2001)
Alimentos	Lodo de digestor e de reator UASB	10	35	16	60 (SVT)	Xu <i>et al.</i> (2002)
FORSU	Lodo de digestor anaeróbio industrial mesofílico	11	35	8-15	43-45 (SVT)	Mace <i>et al.</i> (2003)
Alimentos	Lodo de digestor e de reator UASB	10	35	36	78 (SVT)	Wang <i>et al.</i> (2003)
Frutas e verduras	Lodo de digestor	4, 6, 8 e 10	20, 35, 55	20	54-87 (SVT)	Bouallagui <i>et al.</i> (2004b)
FORSU	Esterco bovino	25	55	14-18	69-74 (SVT)	Hartmann e Ahring (2005)
FORSU	Lama de esgoto industrial	32, 38 e 45%	35-40	150	83, 87 e 89 (DQO)	Agdag e Sponza (2007)
FORSU	Lodo de esgoto industrial e esterco bovino	5	35	65	65 (SVT)	Capela <i>et al.</i> (2007)

Fonte: Barcelos (2009)

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Escolha e obtenção do resíduo orgânico e dos inóculos

O resíduo orgânico escolhido para ser utilizado como “substrato” para os testes de biodegradabilidade anaeróbia foi o gerado no Restaurante Setorial II da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), devido à facilidade de coleta deste material. Neste local, os resíduos gerados em diversas etapas da produção de refeições são acondicionados em contêineres de 120 L (Figura 4.1a) e armazenados em câmara de refrigeração até o horário da coleta para descarte.

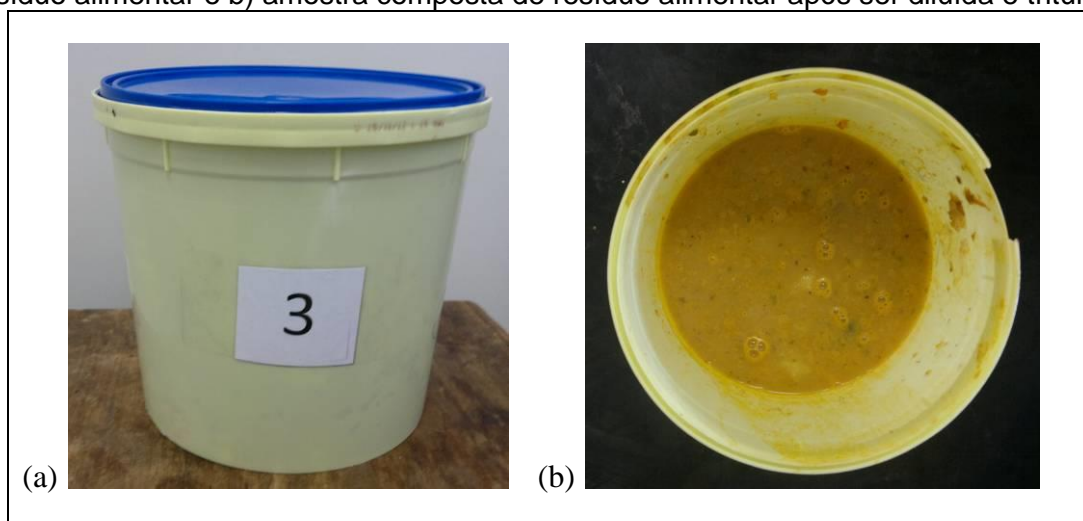
Os contêineres foram identificados e suas massas foram aferidas em balança analógica enquanto ainda se encontravam vazios. Após o horário do almoço, as massas dos contêineres já contendo resíduos foram novamente aferidas. Como cada contêiner recebe um tipo diferente de resíduo, oriundo das diferentes etapas de produção, foi necessário montar uma amostra composta considerando as diferentes proporções dos seguintes tipos de resíduos: i) restos de alimentos crus (Figura 4.1b), como cascas, folhas inapropriadas para consumo e alimentos deteriorados; ii) resto de alimento dos pratos (Figura 4.1c), ou seja, aqueles que foram servidos nos pratos, mas não foram consumidos; e iii) resíduos que foram expostos nas estantes (Figura 4.1d), mas que não foram totalmente servidos.

Uma amostra de cada contêiner foi coletada e armazenada em recipientes plásticos com capacidade para 2,5 L (Figura 4.2a), também identificados com o número do contêiner do qual o resíduo era oriundo. No laboratório de análises físico-químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), a amostra composta foi triturada em liquidificador industrial e doméstico para se garantir a homogeneidade do tamanho das partículas. Ao se triturar, foi necessário adicionar 1,0 L de água para cada 500 g (530 mL) de resíduo, pois a umidade natural não permitiu que o resíduo fosse triturado de forma satisfatória. A amostra triturada (Figura 4.2b) foi armazenada em galão de 5 litros, sob refrigeração a 4 °C, até sua utilização.

Figura 4.1: Contêineres de 120L: a) identificação dos contêineres; b) resíduo de preparo; c) sobra de produção; d) sobra de prato



Figura 4.2: a) Recipientes plásticos identificados utilizados para coleta de amostra de resíduo alimentar e b) amostra composta de resíduo alimentar após ser diluída e triturada



Dentre os inóculos anaeróbios disponíveis, os mais abundantes e de fácil obtenção são o lodo anaeróbio (de estação de tratamento de esgoto) e o dejetos bovino, portanto, foram os inóculos escolhidos para serem utilizados na presente pesquisa.

O lodo anaeróbio foi coletado de um reator UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*) em escala de demonstração que encontrava-se em operação no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (CePTS), que pode ser visualizado na Figura 4.3a, utilizado para o tratamento de esgoto sanitário oriundo da cidade de Belo Horizonte. O reator UASB construído em fibra de vidro tem formato circular, volume útil de 22,0 m<sup>3</sup>, capacidade para tratar o esgoto de uma população de 640 habitantes e tempo de detenção hidráulica de projeto de 7,0 horas. Para cada teste, foi coletado um volume de 5,0 L de lodo anaeróbio (Figura 4.3b) a uma altura de 0,7 m do fundo. Por ser o inóculo menos concentrado em teor STV, este foi utilizado sem diluição.

O dejetos bovino fresco (fezes + urina) foi coletado em um curral (Figura 4.4a) de uma fazenda com pequena produção de leite localizada na zona rural do município de Itaúna-MG. Com auxílio de uma enxada, o dejetos bovino foi raspado do piso do curral, de forma a acumular uma quantidade passível de ser coletada, e armazenado em um balde com capacidade para 15,0 L (Figura 4.4b). Por se tratar de um resíduo concentrado e para facilitar seu manuseio, este foi diluído na proporção 1:1. O dejetos bovino fresco e após diluição pode ser visualizado na Figura 4.5.

O armazenamento de ambos os inóculos também foi feito em galão de 5 L, sob refrigeração a 4°C, até sua utilização.

Figura 4.3: a) Reator UASB em escala de demonstração e b) lodo anaeróbico utilizado como inóculo

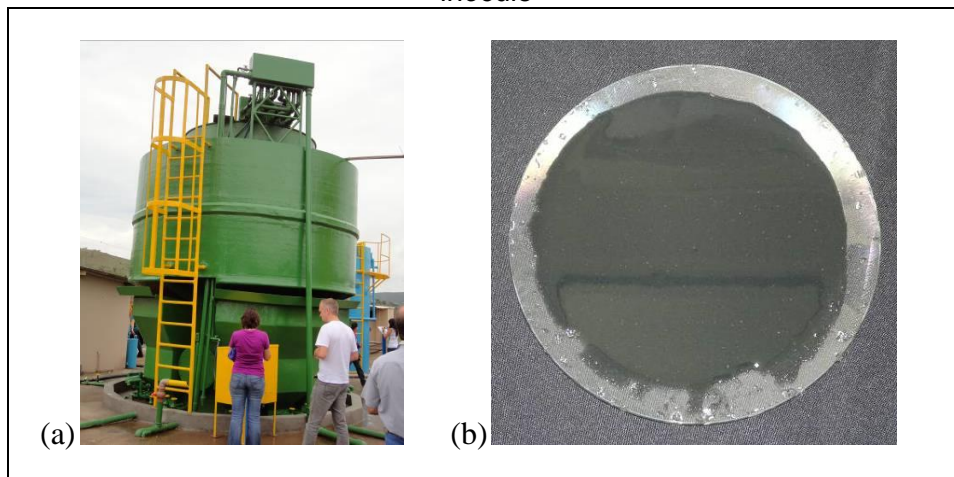


Figura 4.4: a) Curral para pequena produção de gado de leite e b) coleta e armazenamento de dejetos bovinos frescos

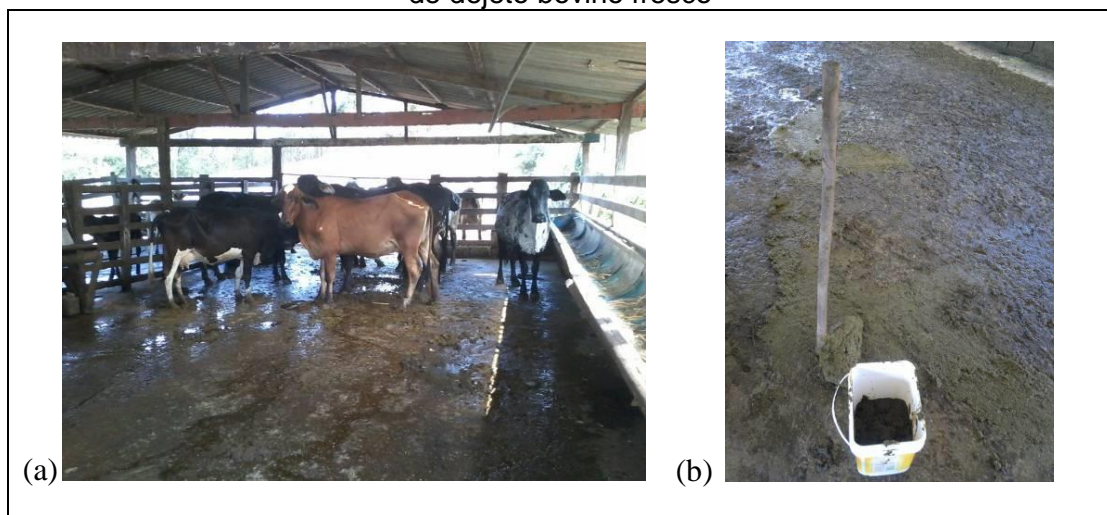
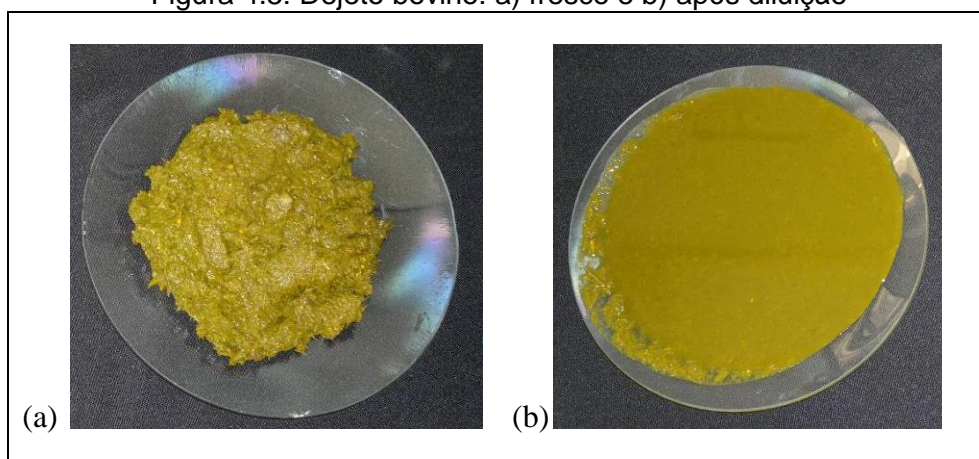


Figura 4.5: Dejetos bovinos: a) frescos e b) após diluição



## **4.2 Caracterização do resíduo e dos inóculos**

A fim de se caracterizar o resíduo, os inóculos e a mistura resíduo-inóculo, foram realizadas as seguintes análises físico-químicas, no início e no final dos testes: pH, sólidos totais e sólidos totais voláteis. Entre as realimentações, cujo procedimento é descrito no item 4.3.3, também procedeu-se a aferição do pH. No final de alguns testes procedeu-se a análise de alcalinidade. Todas as análises foram feitas de acordo com procedimentos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012).

## **4.3 Testes de biodegradabilidade anaeróbia**

Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia da FORSU foram desenvolvidos a partir de adaptações do teste *Biochemical Methane Potential* originalmente proposto por Owen *et al.* (1979). Nos ensaios realizados, não foram utilizadas solução de nutrientes e solução tampão, uma vez que buscou-se simular condições mais próximas das que ocorrem em reatores em escala real.

Foram realizados quatro testes, todos eles utilizando amostras de resíduo alimentar e de inóculo coletadas em dias diferentes. Dessa forma, a natureza e a origem do resíduo e dos inóculos foram sempre as mesmas, mas os dias de coleta foram diferentes, antecedendo o período de realização de cada teste.

### **4.3.1 Relações resíduo/inóculo**

A quantidade de inóculo utilizada nos testes foi determinada em função da concentração de sólidos totais voláteis (STV), que melhor representa a fração orgânica do substrato e a biomassa presente no inóculo (MENDONÇA, 2003 *apud* SOUTO, 2005).

Os testes foram realizados considerando-se as seguintes relações resíduo/inóculo (R/I): 0,1, 0,2 e 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ . Estas cargas foram definidas com base em ensaios preliminares com agitação, que mostraram bons resultados para a relação 0,1  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , e também nos resultados de Neves, Oliveira e Alves (2004), que observaram que tanto a produção de metano quanto a taxa de biodegradabilidade caíram consideravelmente para R/I acima de 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ .

### 4.3.2 Aparato experimental

Foram utilizados frascos de vidro com volume de 250 mL como frascos-reatores. Os frascos com o conjunto inóculo + resíduo preencheram um volume útil de 150 mL. Foram realizados três testes sem agitação e um com agitação mecânica.

O teste com agitação, ilustrado na Figura 4.6a, foi realizado em incubadora *shaker MA420* da marca MARCONI®, a 35 °C, com agitação orbital e contínua a 100 rpm. Já os testes sem agitação mecânica foram realizados em incubadora de DBO da marca MARCONI® (Figura 4.6b), também a 35 °C, com agitação manual intermitente anterior à aferição do volume de biogás. A opção por não agitar continuamente os frascos-reatores decorreu da limitação de equipamentos laboratoriais com dispositivo de agitação, todavia respaldado no trabalho de Souto (2007), que não encontrou diferenças significativas nos resultados de ensaios de atividade metanogênica específica de lodo anaeróbio, com e sem agitação.

Figura 4.6: Incubadoras utilizadas nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia: a) com agitação e b) sem agitação



### 4.3.3 Montagem dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia

Foram montados frascos em triplicata para as relações resíduo/inóculo supracitadas, além de frascos branco contendo apenas os dois diferentes tipos de inóculos testados. As relações volumétricas foram determinadas com base na concentração de sólidos totais voláteis do

resíduo e dos inóculos. A Tabela 4.1, seguinte, resume o teste realizado com agitação mecânica e a Tabela 4.2 resume os testes realizados sem agitação mecânica.

As quantidades incubadas de inóculo (lodo ou dejetos) e resíduo alimentar foram determinadas conforme descrito a seguir:

- Primeiramente efetuou-se os cálculos para o inóculo lodo anaeróbico, que devido à menor concentração de STV, resultou em maior volume de material em relação ao dejetos bovino;
- A massa da mistura lodo anaeróbico + resíduo foi determinada de forma arbitrária e as massas do inóculo e do resíduo foram calculadas mantendo-se as relações resíduo/inóculo de 0,1; 0,2 e 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ );
- A razão entre a massa e STV em  $\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  de cada material (inóculo ou resíduo) resultou no volume de cada um a ser adicionado nos frascos;
- O mesmo volume de resíduo para cada proporção foi mantido entre os inóculos;
- Com o volume e massa de resíduos fixados, pode-se calcular a massa e volume de dejetos bovino, mantendo-se as relações resíduo/inóculo definidas.

No teste com agitação, houve uma pequena variação entre as massas e volumes de inóculo para cada relação R/I, já nos testes sem agitação mecânica não observou-se esta variação.

Tabela 4.1: Resumo do teste I, com agitação mecânica

Inóculo (data de coleta)	Relação R/I ( $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ )	Legenda
Dejetos Bovino (06/01/2013)	-	DB-Branco-I
	0,1	DB-0,1-I
	0,2	DB-0,2-I
	0,5	DB-0,5-I
Lodo anaeróbico (07/01/2013)	-	LA-Branco-I
	0,1	LA-0,1-I
	0,2	LA-0,2-I
	0,5	LA-0,5-I

Nota: cada um dos seis testes foi realizado em triplicata e representado pelas letras A, B e C

Tabela 4.2: Resumo dos testes II, III e IV, realizados sem agitação mecânica

Teste	Inóculo (data de coleta)	Relação R/I ( $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ )	Legenda
II	Dejeto Bovino (15/09/2013)	-	DB-Branco-II
		0,1	DB-0,1-II
		0,2	DB-0,2-II
		0,5	DB-0,5-II
III	Dejeto Bovino (03/11/2013)	-	DB-Branco-III
		0,1	DB-0,1-III
		0,2	DB-0,2-III
		0,5	DB-0,5-III
IV	Dejeto Bovino (03/11/2013)	-	DB-Branco-IV
		0,1	DB-0,1-IV
		0,2	DB-0,2-IV
		0,5	DB-0,5-IV
II	Lodo anaeróbio (18/09/2013)	-	LA-Branco-II
		0,1	LA-0,1- II
		0,2	LA-0,2- II
		0,5	LA-0,5- II
III	Lodo anaeróbio (04/11/2013)	-	LA-Branco-III
		0,1	LA-0,1- III
		0,2	LA-0,2- III
		0,5	LA-0,5- III
IV	Lodo anaeróbio (04/11/2013)	-	LA-Branco-IV
		0,1	LA-0,1- IV
		0,2	LA-0,2- IV
		0,5	LA-0,5- IV

Nota: cada um dos 18 testes foi realizado em triplicata e representado pelas letra A, B e C.

Determinados os volumes, os inóculos e resíduo foram adicionados aos frascos nas diferentes proporções. Quando necessário, para atingir o volume final de 150 mL nos frascos-reatores foi completado com água destilada (0 a 94 mL) a fim de se garantir o mesmo espaço para o gás. A estratégia de manter o volume para o biogás igual em todos os frascos foi utilizada por Derbal, Bencheikh-lehocine e Meniai (2012) e Lim e Fox (2013).

Para os testes II, III e IV, realizados sem agitação mecânica, os volumes de inóculo entre as diferentes relações R/I foram fixos e os volumes de resíduo foi variável em relação às diferentes razões R/I utilizadas. Esta forma de montar os frascos foi a utilizada por Derbal, Bencheikh-lehocine e Meniai (2012) e Lim e Fox (2013).

As quantidades de inóculo, resíduo e água utilizados em cada teste estão discriminados nas Tabela 4.3, Tabela 4.4 e Tabela 4.5.

Após a mistura e homogeneização do inóculo e resíduo, o pH do conteúdo de todos os frascos foi aferido (Figura 4.7b), a fim de se verificar se estavam próximo da neutralidade, ideal para a condução do teste. Não foi adicionada nenhuma solução tampão, pois se esperava que o próprio conjunto inóculo + resíduo possuísse a alcalinidade necessária para tal. Ademais, buscou-se representar nos frascos reatores condições mais próximas das reais, durante a partida de biodigestores em escala plena, quando é difícil, por vezes inviável, proceder a correção da alcalinidade através da adição de produtos químicos.

Tabela 4.3: Massas e volumes utilizados na montagem dos frascos do teste I, com agitação mecânica

Frasco	Relação R/I	Massa da mistura (gSTV)	Massa de inóculo (gSTV)	Massa de resíduo (gSTV)	Volume lodo (mL)	Volume resíduo (mL)	Volume de água (mL)
Branco - somente com dejetos	-	-	8,9	-	150,0	-	0,0
Frasco com dejetos + resíduo	0,1	4,9	4,5	0,4	75,0	5,0	70,0
Frasco com dejetos + resíduo	0,2	5,1	4,3	0,9	72,0	10,0	68,0
Frasco com dejetos + resíduo	0,5	5,8	3,9	1,9	65,0	22,0	63,0
Branco - somente com lodo	-	-	4,6	-	150,0	-	0,0
Frasco com lodo + resíduo	0,1	4,9	4,5	0,4	145,0	5,0	0,0
Frasco com lodo + resíduo	0,2	5,1	4,3	0,9	140,0	10,0	0,0
Frasco com lodo + resíduo	0,5	5,8	3,9	1,9	127,0	23,0	0,0

Nota: a relação R/I é expressa em  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$

Tabela 4.4: Massas e volumes utilizados na montagem dos frascos do teste II, sem agitação mecânica

Frasco	Relação R/I	Massa da mistura (gSTV)	Massa de inóculo (gSTV)	Massa de resíduo (gSTV)	Volume lodo (mL)	Volume resíduo (mL)	Volume de água (mL)
Branco - somente com dejetos	-	-	3,95	-	56,0	-	94,0
Frasco com dejetos + resíduo	0,1	4,35	3,95	0,40	56,0	8,0	86,0
Frasco com dejetos + resíduo	0,2	4,75	3,95	0,79	56,0	16,0	78,0
Frasco com dejetos + resíduo	0,5	5,93	3,95	1,98	56,0	40,0	54,0
Branco - somente com lodo	-	-	3,95	-	110,0	-	40,0
Frasco com lodo + resíduo	0,1	4,35	3,95	0,40	110,0	8,0	32,0
Frasco com lodo + resíduo	0,2	4,75	3,95	0,79	110,0	16,0	24,0
Frasco com lodo + resíduo	0,5	5,93	3,95	1,98	110,0	40,0	0,0

Nota: a relação R/I é expressa em  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$

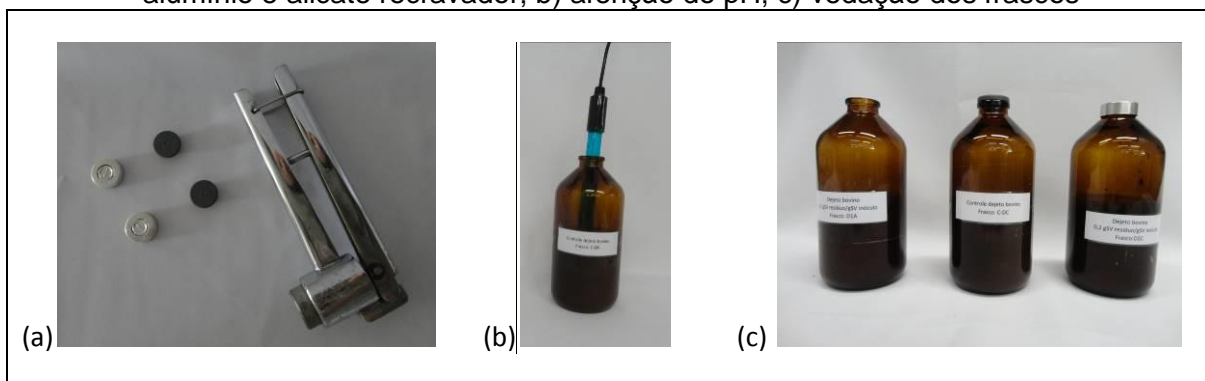
Tabela 4.5: Massas e volumes utilizados na montagem dos frascos dos testes III e IV, sem agitação mecânica

Frasco	Relação R/I	Massa da mistura (gSTV)	Massa de inóculo (gSTV)	Massa de resíduo (gSTV)	Volume lodo (mL)	Volume resíduo (mL)	Volume de água (mL)
Branco - somente com dejetto	-	-	3,41	-	71,0	-	79,0
Frasco com dejetto + resíduo	0,1	3,75	3,41	0,34	71,0	8	71,0
Frasco com dejetto + resíduo	0,2	4,09	3,41	0,68	71,0	16	63,0
Frasco com dejetto + resíduo	0,5	5,11	3,41	1,70	71,0	41	38,0
Branco - somente com lodo	-	-	3,41	-	105,0	-	45,0
Frasco com lodo + resíduo	0,1	3,75	3,41	0,34	105,0	8	37,0
Frasco com lodo + resíduo	0,2	4,09	3,41	0,68	105,0	16	29,0
Frasco com lodo + resíduo	0,5	5,11	3,41	1,70	105,0	41	4,0

Nota: a relação R/I é expressa em  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$

Os frascos foram vedados com tampas de borracha e lacres de alumínio, com auxílio de alicate recravador (Figura 4.7a e Figura 4.7c). Posteriormente lavou-se a atmosfera de cada frasco com gás inerte ( $\text{N}_2$ ), por meio da introdução de uma agulha de entrada de gás e outra de saída na tampa de borracha, durante 2 minutos a 1 psi ou 6894,757 Pa. Esta etapa foi importante para eliminação do oxigênio presente e imposição de ambiente anaeróbio. O furo na tampa foi vedado com silicone. Em seguida, os frascos-branco e frascos reatores foram incubados.

Figura 4.7: Aparatos utilizados na montagem dos frascos: a) tampa de borracha, lacre de alumínio e alicate recravador; b) aferição do pH; c) vedação dos frascos



A partir da aferição dos volumes de biogás produzidos, descrita no item 4.3.4, pôde-se plotar os valores em um gráfico e gerar a curva de produção acumulada de biogás. Observou-se a curva de produção acumulada de biogás, e ao se verificar a estabilização na produção, procedeu-se uma nova “alimentação”. A cada nova alimentação, os frascos eram abertos e o pH aferido, com o objetivo de se verificar possíveis distúrbios no ambiente. Para não remover biomassa do

sistema, o frasco era deixado em repouso e o volume de sobrenadante correspondente ao volume de resíduo a ser acrescido no frasco era removido. Após a realimentação, mistura e homogeneização, o pH era novamente aferido. Os frascos foram vedados, a atmosfera anaeróbia foi imposta e em sequência foram incubados nas mesmas condições de temperatura e agitação descritas no item 4.3.2.

#### **4.3.4 Coleta e análise do biogás**

Ao longo do período de incubação, foi feita a aferição do volume e caracterização do biogás quanto à composição de metano e gás carbônico.

A coleta e a leitura do volume de biogás produzido foram realizadas uma vez ao dia, uma a duas vezes na semana, utilizando-se seringa de vidro esmerilhada, de 50 mL, com adaptadores e agulhas para coleta de biogás (Figura 4.8a).

Uma parcela do biogás coletado na seringa de vidro era transferida para seringas plásticas de 20 mL devidamente identificadas com auxílio de válvulas de 3 vias que permitiam a conexão entre as seringas (Figura 4.8b). As seringas plásticas eram então encaminhadas ao laboratório de análises instrumentais do DESA onde se procedeu à caracterização do biogás quanto ao teor de metano e dióxido de carbono, uma vez por semana, em cromatógrafo a gás Perkin-Elmer Autosystem XL (Figura 4.9).

O cromatógrafo foi equipado com coluna empacotada da marca Supel, com dimensões de 15 FT x 1/8 inSS e fase estacionária de carboxen 100. Além da coluna, havia o detector de condutividade térmica a 200°C. O forno operou em isotérmica à temperatura de 220°C. O sistema de injeção se encontrava a 170 e 180 °C. Foi utilizado hélio como gás de arraste a uma taxa de 25,0 mL.m<sup>-1</sup> e velocidade de 1,5 cm.s<sup>-1</sup>. O tempo de análise para cada amostra foi de 4,5 minutos.

O cromatógrafo foi conectado a um computador com programa adequado para processamento e visualização e armazenamento dos dados. O resultado da análise foi obtido em forma de um cromatograma, como exemplificado na

Figura 4.10. Ele apresenta três picos, em que o primeiro representa uma mistura de gases, o segundo, o metano, e o terceiro o de dióxido de carbono, desta forma a área desses picos representam a quantidade desses gases. Para se obter o resultado do teor dos gases em porcentagem, as áreas obtidas nas análises das amostras eram comparadas com as obtidas de um gás padrão. Na presente pesquisa, foi utilizado gás padrão com 47 % mol.mol<sup>-1</sup> de metano, 25% mol.mol<sup>-1</sup> de dióxido de carbono e 28% mol.mol<sup>-1</sup> de uma mistura de hidrogênio e nitrogênio. De forma a limpar o sistema de injeção e verificar se não havia nenhum problema com o equipamento era injetado primeiramente três amostras do gás padrão, para então proceder a análise das amostras. O percentual de metano encontrado era multiplicado pelo volume de biogás a fim de se obter o volume de metano produzido.

Em dias que não foi possível proceder a análise do biogás em cromatógrafo gasoso, foi utilizada a média do teor de metano entre o dia anterior e posterior a esta coleta. E da mesma forma que nos dias de análise cromatográfica, a determinação do volume de metano foi feita pela multiplicação entre o volume de biogás produzido e o teor de metano médio encontrado.

Figura 4.8: Monitoramento do biogás gerado nos frascos-reatores: a) seringa de vidro acoplada com seringa de plástico e agulha e b) coleta do biogás

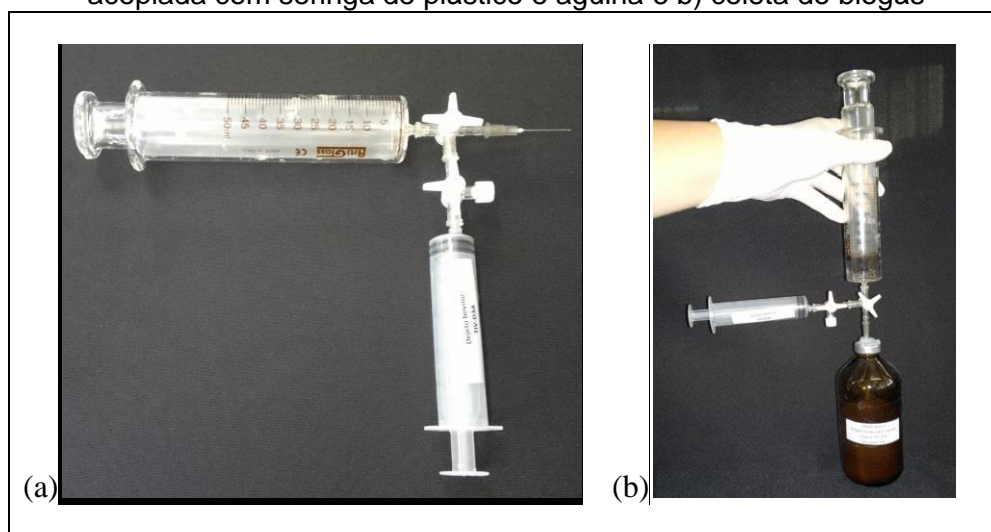


Figura 4.9: Caracterização do biogás gerado nos frascos-reatores: a) cromatógrafo gasoso utilizado e b) injeção da amostra de biogás no cromatógrafo gasoso

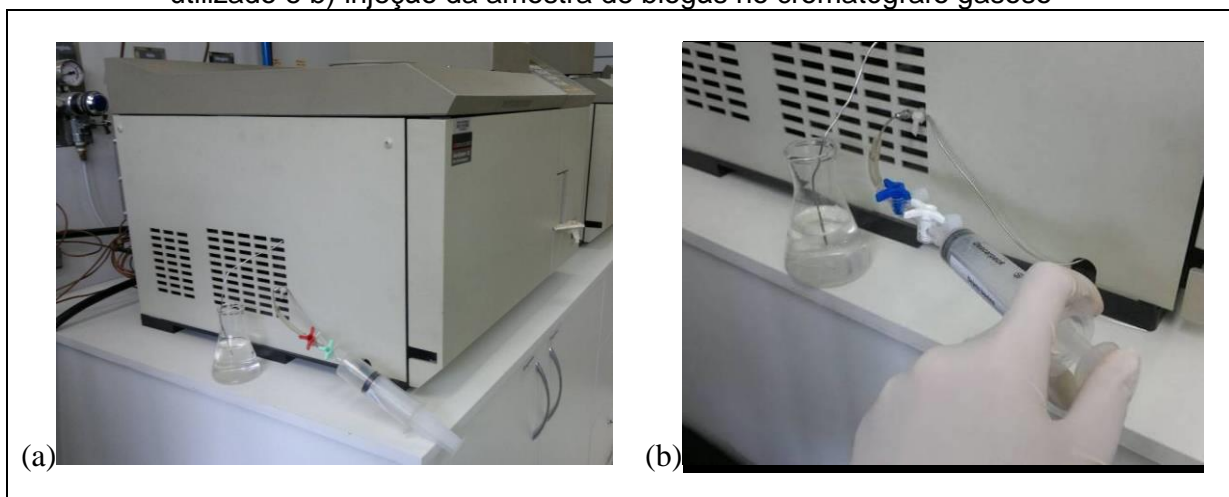
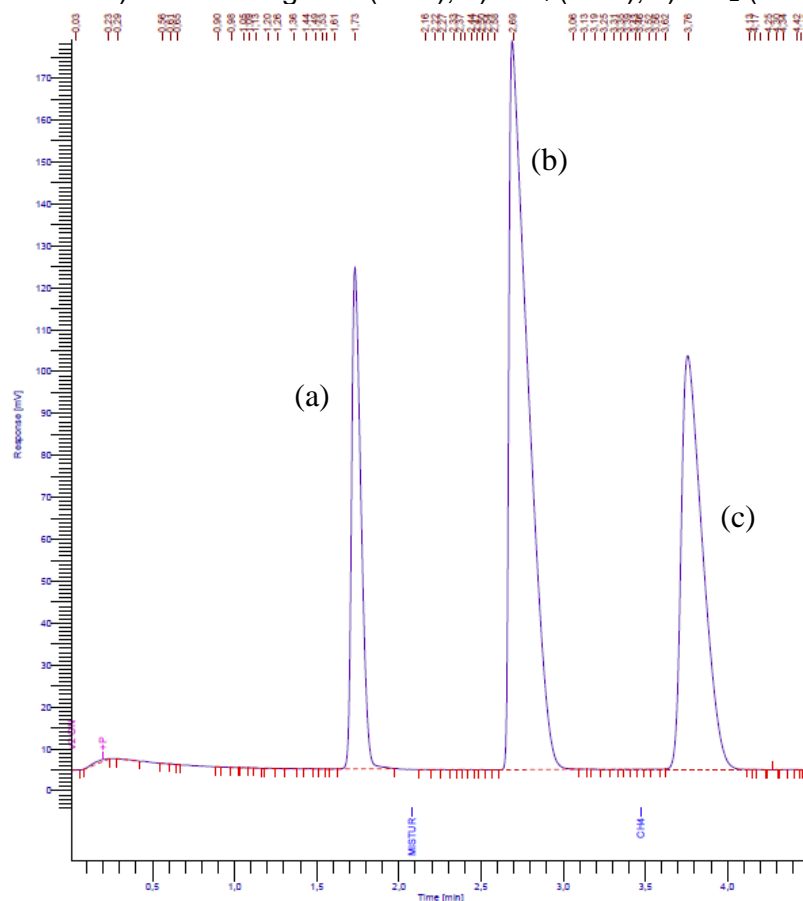


Figura 4.10: Cromatograma obtido na análise de resíduo alimentar inoculado com dejetos bovinos: a) mistura de gases (16%); b) CH<sub>4</sub> (58%); c) CO<sub>2</sub> (26%)



#### **4.4 Apresentação dos resultados**

Os resultados médios de sólidos e alcalinidade foram apresentados em forma de tabela. Já os valores médios de pH das misturas foram apresentados em forma de gráficos de barra para facilitar a visualização e comparação entre as amostras e com as realimentações.

O teor de metano foi apresentado em forma de gráficos de série temporal, com a indicação das realimentações de cada triplicata. Desta forma, foi possível avaliar o comportamento do teor de metano no início do teste e o efeito das realimentações sobre esse parâmetro, além de permitir a comparação do teor de metano entre os inóculos e relações resíduo/inóculo.

Os valores médios do volume acumulado de metano das triplicatas foram apresentados também em forma de gráficos de série temporal. Dessa forma, por meio de uma análise visual do comportamento das curvas e produção acumulada de metano, foi possível comparar os inóculos e as relações R/I utilizadas nos testes e então concluir qual dos inóculos e relações R/I obtiveram melhores resultados.

Já a avaliação do efeito da realimentação foi feita por meio da comparação do rendimento de metano, calculados a partir da razão entre o volume acumulado de metano até a realimentação e a massa de STV de resíduo orgânico acrescentada. O rendimento de metano, expresso em  $\text{mLCH}_4(\text{CNTP}) \cdot \text{gSTV}^{-1}$ , foi calculado quando possível, deduzindo-se a produção de metano pelo branco dos inóculos.

A comparação entre os ensaios e realimentações também foi feita por meio da determinação da taxa máxima de produção de metano, determinada de acordo com metodologia descrita por Aquino *et al.*, (2007). Após se construir o gráfico temporal com a produção acumulada de metano, deduzindo-se a produção de metano pelo branco dos inóculos quando possível, foi determinada a taxa máxima de produção de metano a partir da razão entre o coeficiente angular determinado no trecho de maior inclinação e a massa de STV acrescentada. A taxa máxima de produção de metano foi expressa então em  $\text{mLCH}_4(\text{CNTP}) \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ .

A fim de se comparar os resultados encontrados de rendimento de metano e taxa máxima de produção de metano, foi necessária a transformação do volume de metano utilizado nos cálculos

para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP). Considerando-se a pressão atmosférica do local onde se procedeu os experimentos de 1 atm e sendo a temperatura de incubação de 35 °C (308 K), a partir da Equação 3.3, obtém-se a Equação 3.4, a seguir.

$$\left(\frac{1 \text{ atm} \times V_1}{273 \text{ K}}\right)_{CNTP} = \left(\frac{1 \text{ atm} \times V_2}{308 \text{ K}}\right)_{Lab} \quad \therefore V_1 = 0,886 \times V_2 \quad \text{Equação 3.4}$$

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização do resíduo, inóculos e misturas

A caracterização do resíduo alimentar, lodo anaeróbio e dejetos bovinos, para os testes com e sem agitação mecânica, se encontram nas Tabelas 5.1 e 5.2, respectivamente. Os valores encontrados estão dentro das faixas reportadas por diversos autores (BARCELOS, 2009; BARROS *et al.*, 2009; DERBAL, BENCHEIKH-LEHOCINE E MENIAI, 2012; ELBESHISHY, NAKHLA E HAFEZ, 2012; NEVES, OLIVEIRA E ALVES, 2004; PROSAB, 2003), exceto o valor de STV encontrado para o resíduo alimentar que foi mais parecido com o resultado encontrado por Barcelos (2009) e superior aos resultados encontrados por outros autores (DERBAL, BENCHEIKH-LEHOCINE E MENIAI, 2012; NEVES, OLIVEIRA E ALVES, 2004). O valor de pH original do resíduo merece destaque, uma vez que foram detectados pH ácidos, que não favorecem a atividade das arqueias metanogênicas. Neste caso, a utilização de um inóculo que possa elevar o pH e fornecer alcalinidade ao sistema é de grande importância. Vale ressaltar que a alcalinidade no sistema também pode ser oriunda de outras reações de decomposição e formação de produtos.

Tabela 5.1: Análises físico-químicas do resíduo, do dejetos bovinos e do lodo anaeróbio do teste I, com agitação mecânica

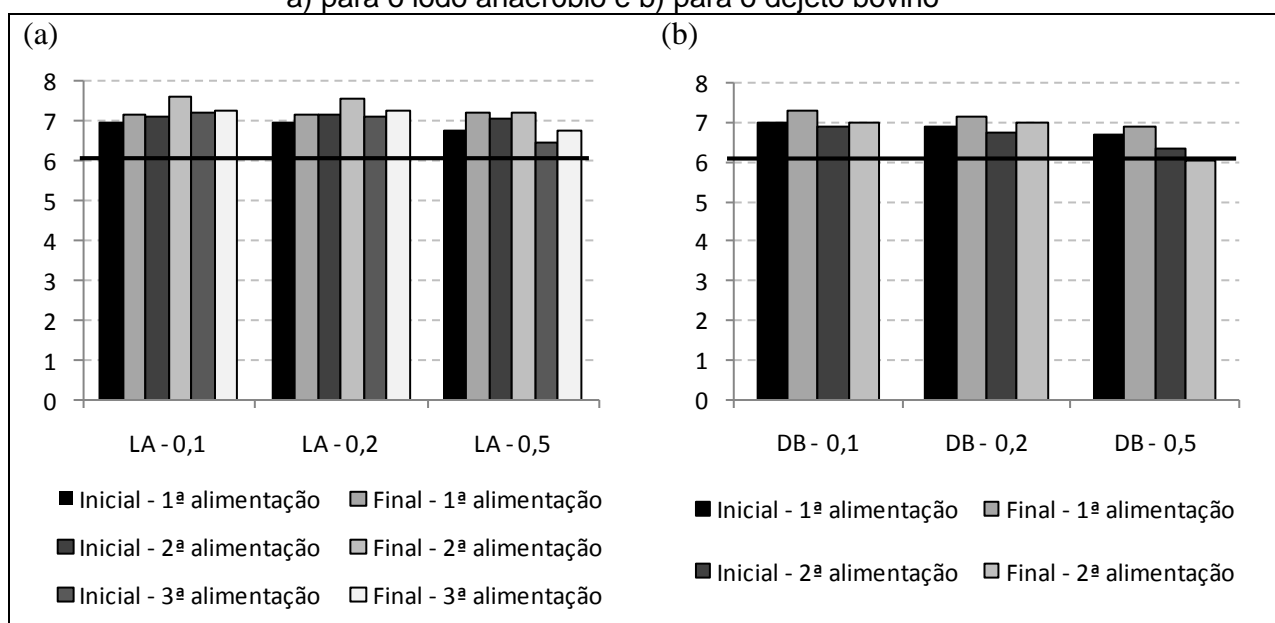
Amostra	Sólidos Totais (g.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Totais Voláteis (g.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Totais Fixos (g.L <sup>-1</sup> )	pH
Resíduo alimentar	90,81	85,97 ou 94,7 %	4,84	4,3
Lodo anaeróbio	51,26	30,52 ou 59,5 %	20,74	7,0
Dejetos bovino	72,47	59,25 ou 81,8 %	13,22	7,1

Tabela 5.2: Análises físico-químicas do resíduo, do dejetos bovinos e do lodo anaeróbio dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica

Teste	Amostra	Sólidos Totais (g.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Totais Voláteis (g.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Totais Fixos (g.L <sup>-1</sup> )	pH
II	Resíduo alimentar	53,64	49,95 ou 93,1 %	3,69	4,8
	Lodo anaeróbio	55,24	35,85 ou 64,9 %	19,40	6,7
	Dejetos bovino	78,57	70,34 ou 89,5 %	8,23	6,8
III e IV	Resíduo alimentar	44,96	42,01 ou 93,4%	2,95	4,7
	Lodo anaeróbio	51,60	32,60 ou 63,2 %	19,00	7,7
	Dejetos bovino	57,28	47,94 ou 83,7 %	9,33	6,4

Os valores de pH iniciais, entre as realimentações (intermediários) e finais das amostras incubadas com agitação mecânica são mostrados na Figura 5.1. Nessa figura, pode-se observar que os valores de pH para os dois inóculos e as três relações resíduo/inóculo se mantiveram entre 6,0 e 8,0, nos períodos em que foi possível a aferição dos mesmos. Esta faixa de pH observada, embora ampla, é favorável à manutenção da estabilidade do sistema e formação de metano. Com as sucessivas alimentações, foi observado o abaixamento do pH para as seguintes condições de teste: i) relação R/I de 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , para o inóculo lodo anaeróbico, na terceira alimentação; ii) relação R/I 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , para o inóculo dejetto bovino, na segunda alimentação. A partir dessa mesma figura, pode-se inferir que o baixo pH do resíduo alimentar provoca uma queda do pH da mistura durante as sucessivas alimentações, mas ao final da alimentação ocorre uma recuperação do pH nos frascos inoculados com lodo anaeróbico em todas as relações R/I e com dejetto bovino nas relações R/I 0,1 e 0,2  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ .

Figura 5.1: Valores de pH iniciais, intermediários e finais do teste I, com agitação mecânica: a) para o lodo anaeróbico e b) para o dejetto bovino



Já o pH médio das triplicatas para os testes II, III e IV, sem agitação mecânica, se encontram na Figura 5.2. A partir da Figura 5.2a pode-se inferir que as amostras LA-0,1, dos três testes, e LA-0,2, dos testes II e IV, ficaram acima de 6,0 durante todo o experimento. Assim como observado no teste com agitação, para os três testes inoculados com lodo anaeróbico, na relação R/I 0,1  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , o pH se recupera ao final da realimentação. Esta elevação do

pH pode ser explicada pela capacidade de tamponamento do sistema, decorrente tanto da alcalinidade emprestada pelo inóculo quanto da produção de alcalinidade pelo sistema. Todavia, apesar do pH se mostrar acima de 6,0, em algumas amostras (LA-0,1-III e LA-0,2-IV) a produção de metano não foi satisfatória, conforme tratado no item 5.3. Portanto, para estas amostras não procedeu-se a realimentação dos frascos-reatores.

Valores de pH abaixo de 6,0 são prejudiciais às arqueias produtoras de metano, uma vez que o crescimento ótimo desses micro-organismos ocorre na faixa de pH entre 6,0 e 8,0. Ainda, em valores de pH abaixo de 6,0 bactérias acidogênicas são muito menos sensíveis ao pH que as arqueias metanogênicas, podendo ainda se mostrarem bastante ativas mesmo para valores de pH tão baixos quanto 4,5. Desta forma, a produção de ácidos pode continuar no reator, apesar da interrupção da produção de metano devido aos baixos valores de pH. Como resultado, pode ocorrer o azedamento do reator. Este fato pode explicar o abaixamento do pH em alguns frascos inoculados com lodo anaeróbico, notadamente para as relações R/I de 0,2 e 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  (frascos LA-0,2-III, LA-0,5-II, LA-0,5-III e LA-0,5-IV). Devido ao azedamento dessas amostras, também não foi possível proceder a realimentação das mesmas.

Os frascos inoculados com dejetos bovinos (Figura 5.2b) apresentaram, de forma geral, pH mais baixo que no teste com agitação mecânica. O aumento do pH, que indica a recuperação do equilíbrio do sistema, foi observado na relação R/I 0,1  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  em todos os testes e nos testes III e IV para a relação R/I 0,2  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ . Da mesma forma que para o lodo anaeróbico, na relação R/I 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , ocorreu o abaixamento do pH, fato este que pode indicar uma sobrecarga orgânica em ambos os inóculos para a maior relação R/I utilizada neste trabalho. Desta forma, as amostras DB-0,2-II e DB-0,5, dos três testes, não foram realimentadas. As amostras DB-0,1 e DB-0,2 dos testes III e IV não foram realimentadas devido à não estabilização da produção de metano, conforme discutido no item 5.3.

Os resultados da análise de alcalinidade realizada ao final dos testes se encontra na Tabela 5.3. Para as amostras cujos pH estavam abaixo de 5,75, não foi realizada a análise de alcalinidade. Os resultados encontrados para as amostras DB-0,1-II, LA-0,1-III e LA-0,2-IV, indicam que o sistema não estava em equilíbrio, pois a alcalinidade total se encontrava abaixo do valor

reportado pela literatura, que confere alcalinidade ao sistema, de 2500 e 5000 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>. Para as amostras LA-0,2-IV e DB-0,1-II, a relação AI/AP também se encontrava acima de 0,3, indicando instabilidade do sistema. O valor acima de 0,3 também foi encontrado por Barcelos (2009) em seu experimento com resíduo alimentar e dejetos bovinos a R/I de 0,5. Esses valores ajudam a confirmar a hipótese de instabilidade do meio e justificam a não realimentação dos frascos-reatores. Para as demais amostras, em que foi possível realização dessas análises, as relações AI/AP encontradas estiveram abaixo ou próximas de 0,30, indicativa de estabilidade do sistema.

Figura 5.2: Valores de pH iniciais, intermediários e finais dos testes II, III e IV, sem agitação: a) para o lodo anaeróbio e b) para o dejetos bovino

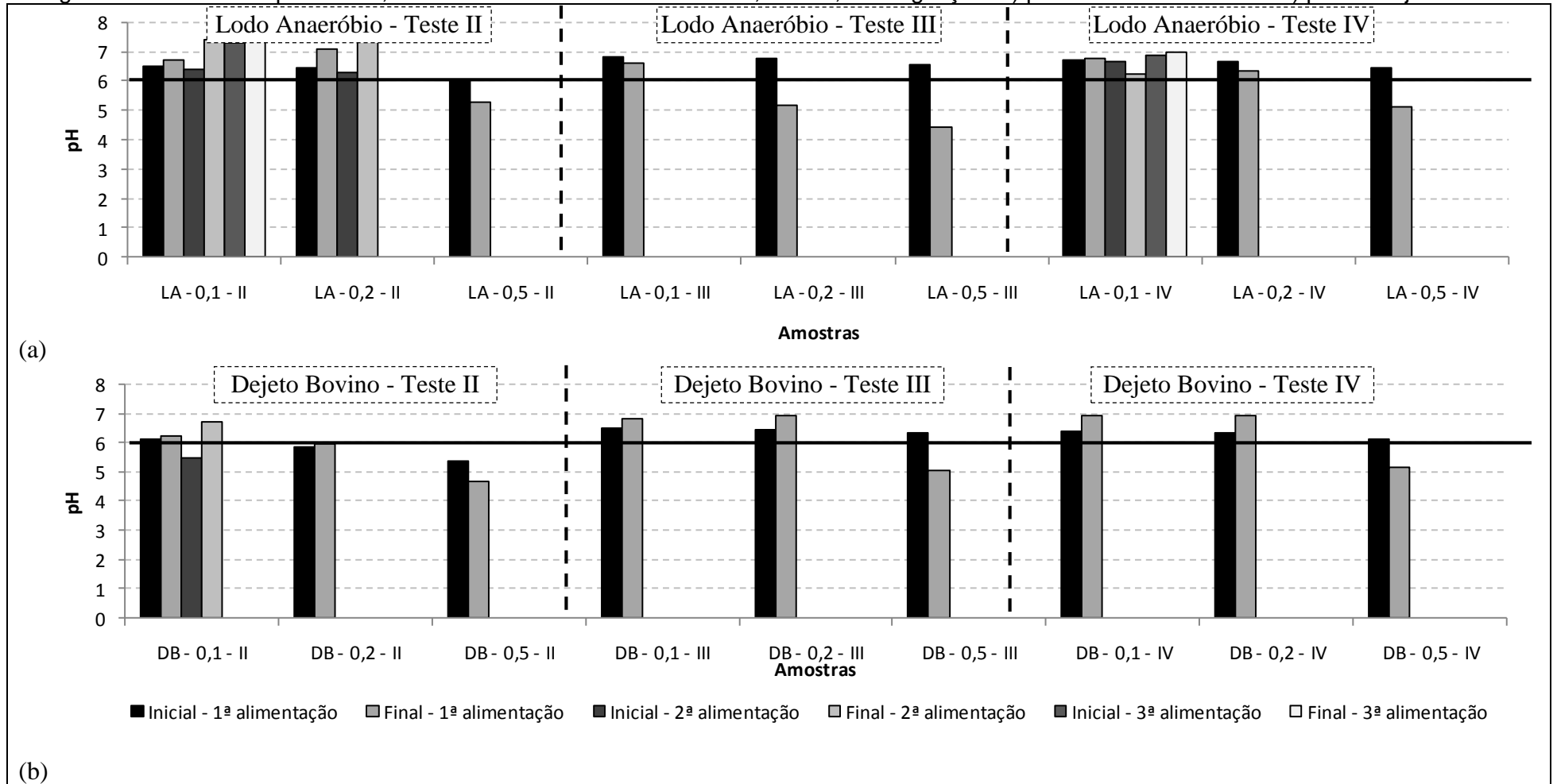


Tabela 5.3: Alcalinidade total (AT) e relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) ao final dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica

Teste	Amostra	AI/AP	AT (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )
II	LA-Branco	0,24±0,03	4397±177
	LA-0,1	0,24±0,02	4223±93
	LA-0,2	0,28±0,08	5518±787
	LA-0,5	NA	NA
	DB-Branco	0,24±0,12	1508±37
	DB-0,1	0,41±0,21	2064±316
	DB-0,2	NA	NA
	DB-0,5	NA	NA
III	LA-Branco	NA	NA
	LA-0,1	0,14±0,03	1081±192
	LA-0,2	NA	NA
	LA-0,5	NA	NA
	DB-Branco	0,35±0,05	3100 ±158
	DB-0,1	0,39±0,07	3221±78
	DB-0,2	0,17±0,04	3140±320
	DB-0,5	NA	NA
IV	LA-Branco	0,12±0,05	1599±336
	LA-0,1	0,18±0,14	2368±892
	LA-0,2	4,99±4,76	2018±633
	LA-0,5	NA	NA
	DB-Branco	0,33±0,08	2886±208
	DB-0,1	0,32±0,16	3641±811
	DB-0,2	0,19±0,03	3428±416
	DB-0,5	NA	NA

Nota: NA= Amostras cujo pH estava abaixo de 5,75 e não foi realizada a análise de alcalinidade

## 5.2 Teores de metano

Os resultados a seguir são apenas da porcentagem de metano do biogás gerado e sozinhos não são suficientes para se chegar a alguma conclusão acerca do melhor inóculo ou relação resíduo/inóculo. Tal conclusão é possível a partir da análise do volume de metano produzido, encontrado a partir da multiplicação do teor pelo volume de biogás gerado, e determinação do rendimento e taxa de produção de metano. Mas a análise desse parâmetro é importante para se avaliar o comportamento das porcentagens de metano nos frascos para cada inóculo e relação R/I com as sucessivas alimentações e em relação ao tempo de experimento.

### 5.2.1 Testes com agitação mecânica

A evolução das concentrações de metano para o teste I, com agitação mecânica, é apresentada na Figura 5.3 e Figura 5.4. A análise dos resultados apresentados nestas Figuras permite extrair os seguintes comentários:

- Nos frascos incubados com lodo anaeróbio, independente da relação R/I, os teores de metano se mantiveram entre 60 e 80%. Já nos frascos incubados com dejetos bovinos, os teores ficaram entre 50 e 70%. Ambos os resultados se encontram dentro dos valores reportados por Derbal, Bencheikh-lehocine e Meniai (2012), DWA (2010) e Rasi, Veijanen e Rintala (2007), entre 50 e 80%. Se comparados aos resultados dos testes com agitação manual intermitente, apresentados nas Figuras 5.5 a 5.10, os teores de metano no teste com agitação mecânica foram mais elevados e com menor variação entre os valores mínimo e máximo.
- Observou-se que nos frascos incubados com dejetos bovinos (mistura e branco) os teores iniciais de metano foram muito baixos, da ordem de 10%. Após 20 ou 30 dias, esses teores se estabilizaram, mas em valores que dependeram das relações R/I aplicadas.
- Quando foi possível realizar a realimentação dos frascos-reatores com resíduo, foi necessária a abertura dos frascos, com a exposição da biomassa à atmosfera aeróbia, o que resultou no decaimento nos teores de metano. Uma possível explicação seria a inibição temporária das arqueias metanogênicas pelo oxigênio. Todavia, após certo tempo, a depender da amostra, esse teor aumentava e se estabilizava novamente. No ensaio com agitação mecânica e inóculo dejetos bovinos, esse decaimento foi menos expressivo. Esse decaimento do teor de metano também pode ter sido em função de sobrecarga orgânica. Para remover a interferência da atmosfera aeróbia e verificar se ainda ocorre esse decaimento, recomenda-se realizar a realimentação sob condições anaeróbias.
- Nos frascos contendo apenas lodo anaeróbio (branco) o teor inicial de metano já foi elevado. Já para o dejetos bovinos, foram necessários aproximadamente 20 dias. Tal diferença pode ser em função da exposição dos dejetos bovinos a condições adversas, fora do trato intestinal bovino.

Figura 5.3: Evolução dos teores de metano no teste I, com agitação mecânica - inóculo lodo anaeróbio

a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$

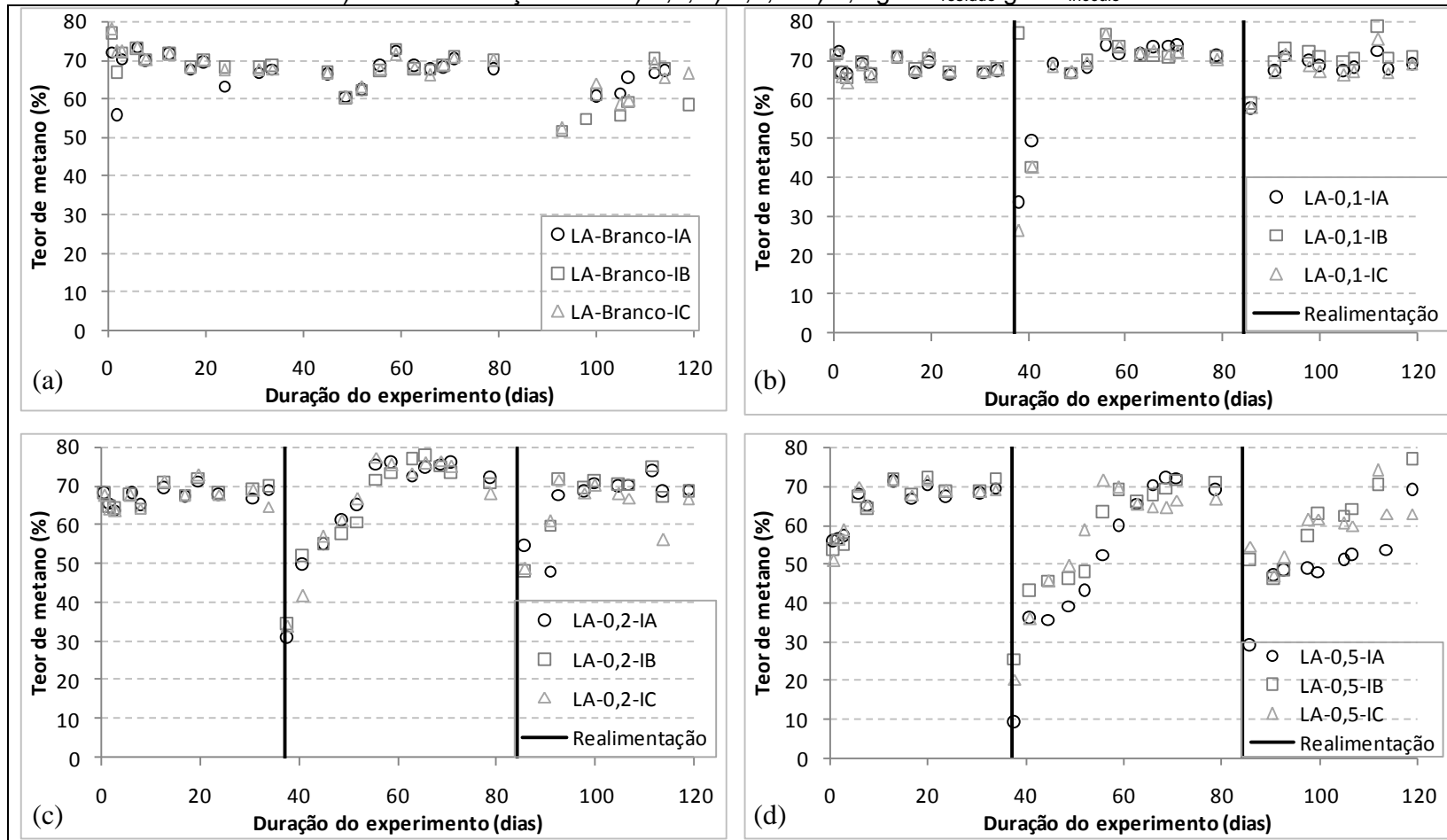
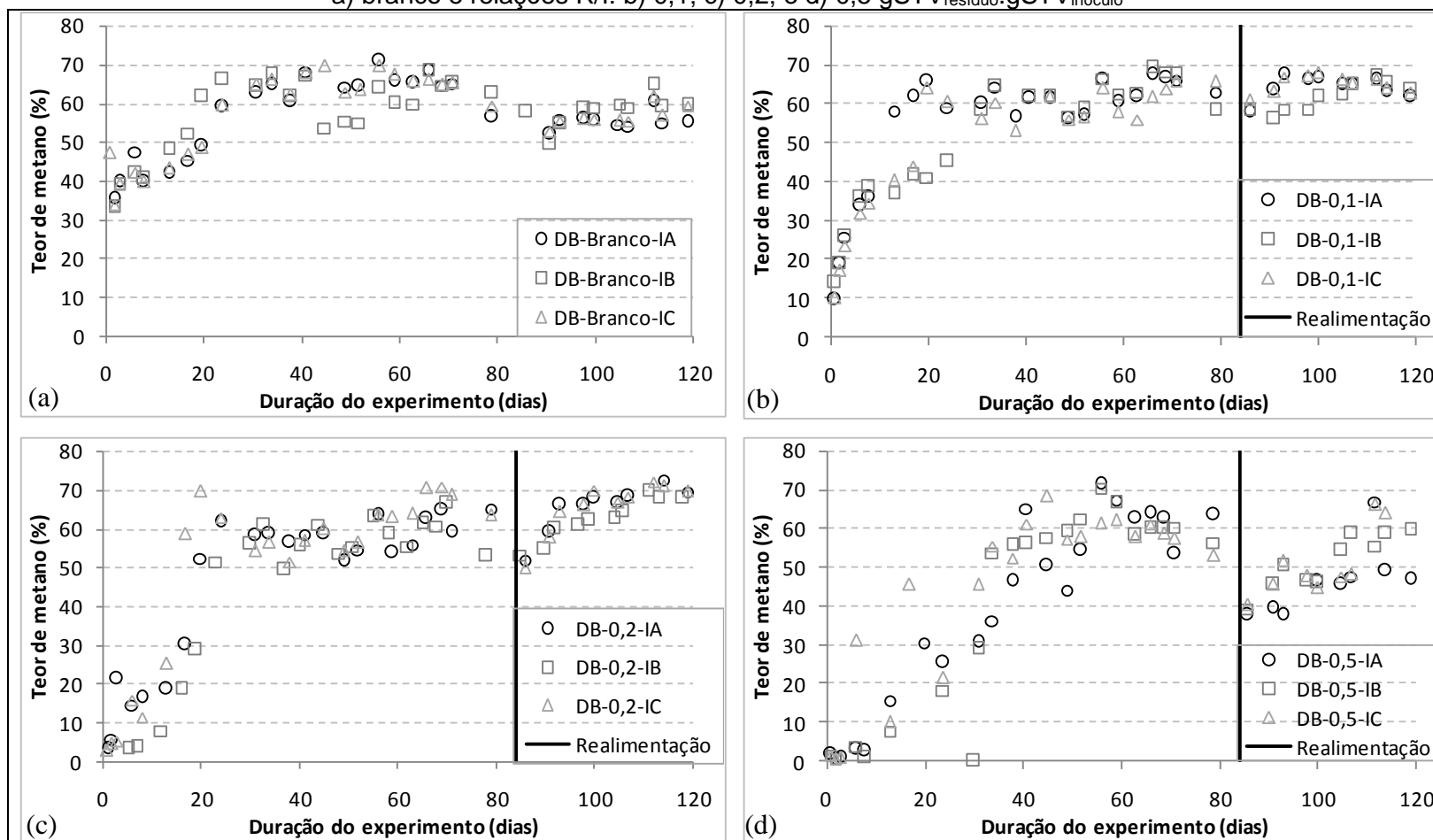


Figura 5.4: Evolução dos teores de metano no teste I, com agitação mecânica - inóculo dejetto bovino

a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$



### 5.2.2 Testes com agitação manual intermitente

Os resultados dos testes com agitação manual intermitente são apresentados nas Figura 5.5 a Figura 5.10. Lembrando que os inóculos utilizados no teste II foram coletados em dias diferentes dos inóculos utilizados nos testes III e IV. A análise dos resultados apresentados nestas Figuras permite extrair os seguintes comentários:

- Os maiores teores de metano foram observadas para os frascos com maior volume de inóculo em relação ao volume de resíduo, confirmando o que é reportado pela literatura, de que o inóculo na partida de um biodigestor melhora substancialmente os teores de metano no biogás. Esta estratégia aplicada a resíduos alimentares de restaurantes é ainda mais indicada, uma vez que em ensaios contendo apenas o resíduo, sem inóculo, não apresentados nesta dissertação, observou-se produção de biogás, mas com pouco ou nenhum metano em sua composição.
- Para ambos os inóculos, nos frascos dos testes II, III e IV, apesar da produção de biogás, a concentração de metano para R/I igual a  $0,5 \text{ gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  foi inferior a 20%, demonstrando que para ambos os inóculos observou-se uma sobrecarga orgânica na maior relação R/I utilizada na presente pesquisa.
- Observando os gráficos, pode-se perceber também uma pequena variação dos teores de metano para os inóculos coletados em dias diferentes, apesar da mesma origem. Esses resultados reforçam a importância em se realizar ensaios de BMP antes de se inocular o reator, pois o inóculo, a depender do período, pode não apresentar desempenho satisfatório e acarretaria em desperdício financeiro e de mão de obra com transporte do inóculo até o digestor.

Figura 5.5: Evolução dos teores de metano no teste II, sem agitação mecânica - inóculo lodo anaeróbico

a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$

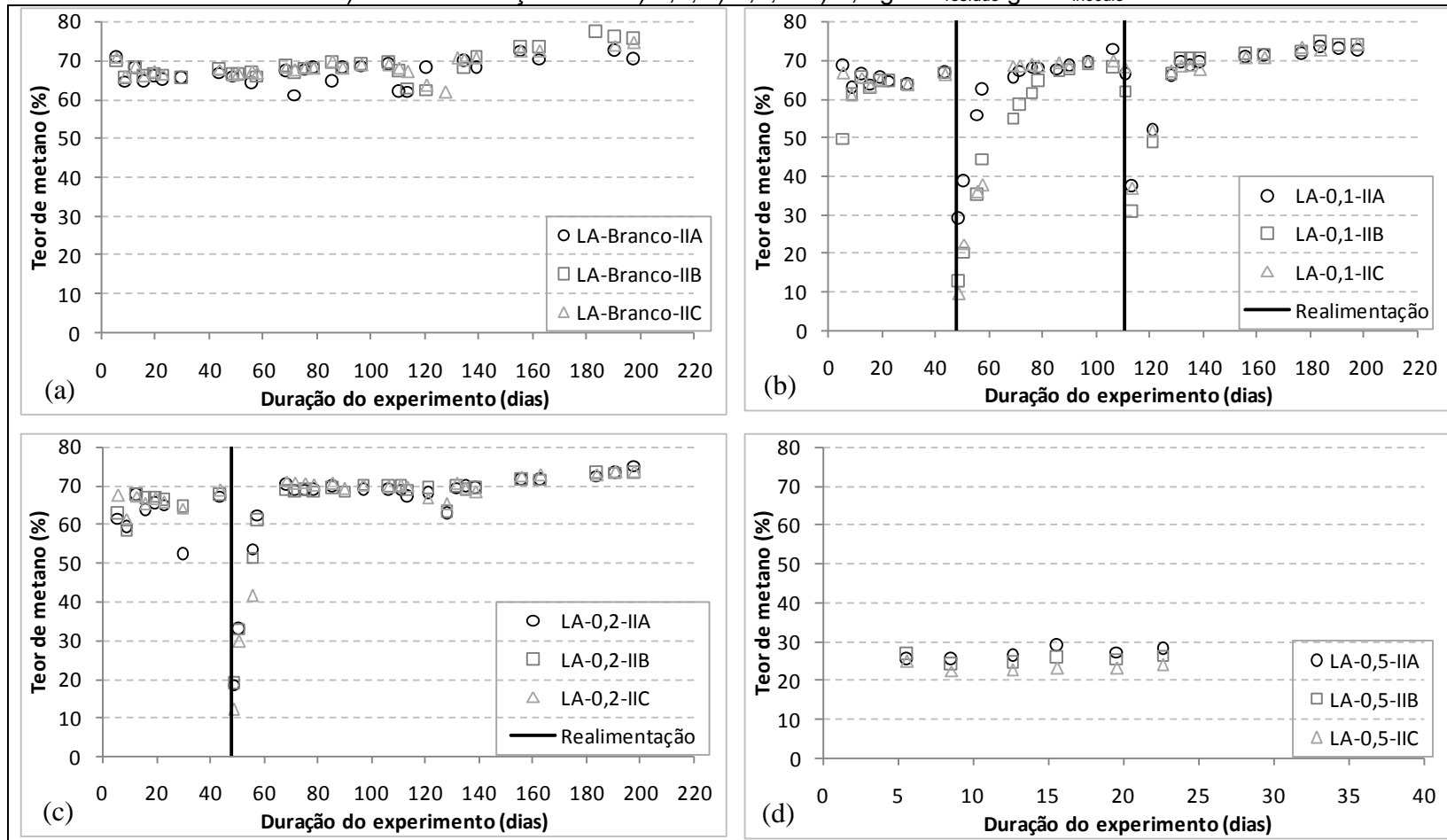
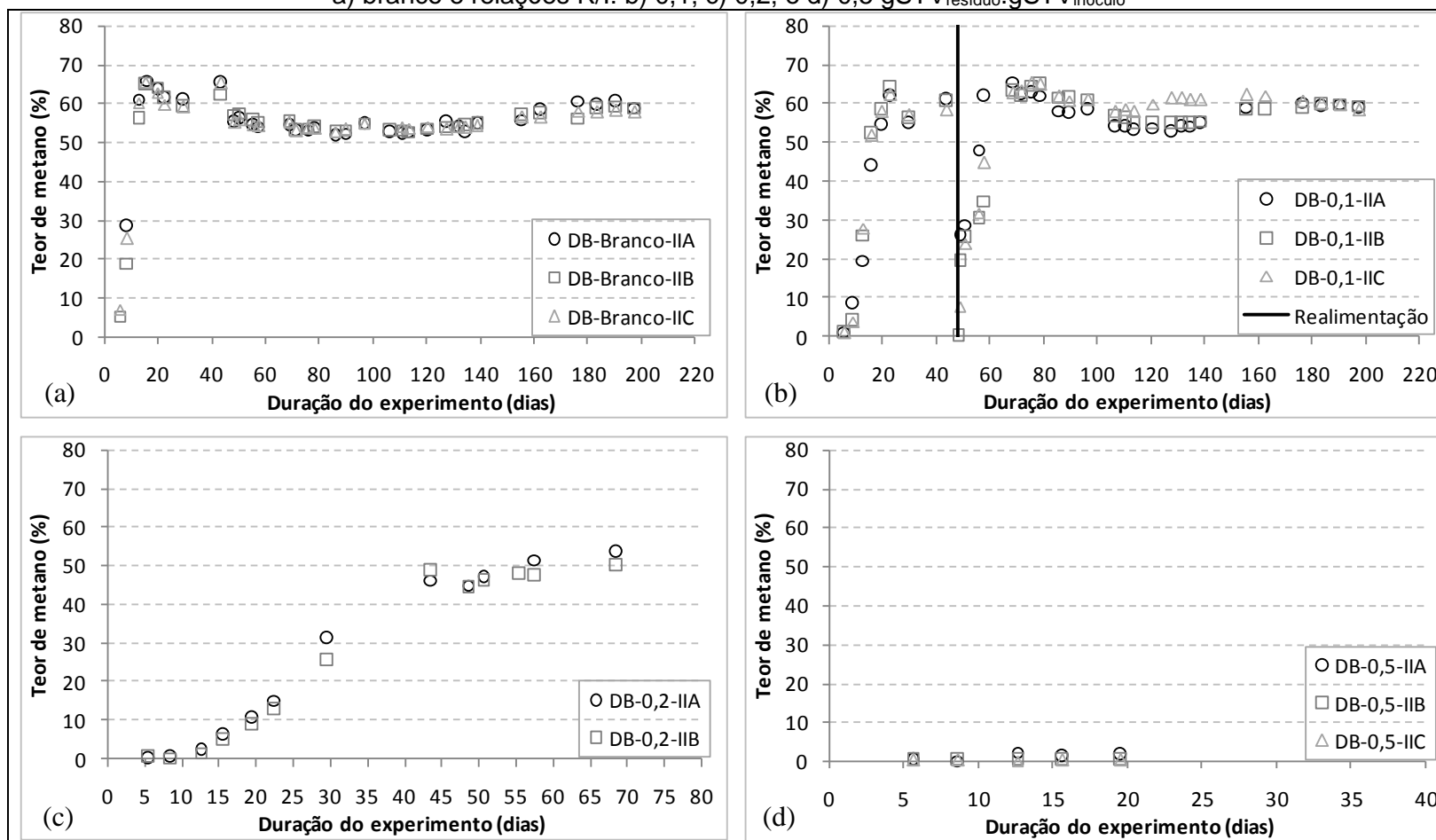


Figura 5.6: Evolução dos teores de metano no teste II, sem agitação mecânica – inóculo dejetto bovino

a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$



Nota: A amostra DB-0,2-IIC foi removida da triplicata uma vez que foi considerada *outlier* ao se aplicar o teste Q de Dixon.

Figura 5.7: Evolução dos teores de metano no teste III, sem agitação mecânica – inóculo lodo anaeróbio

a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$

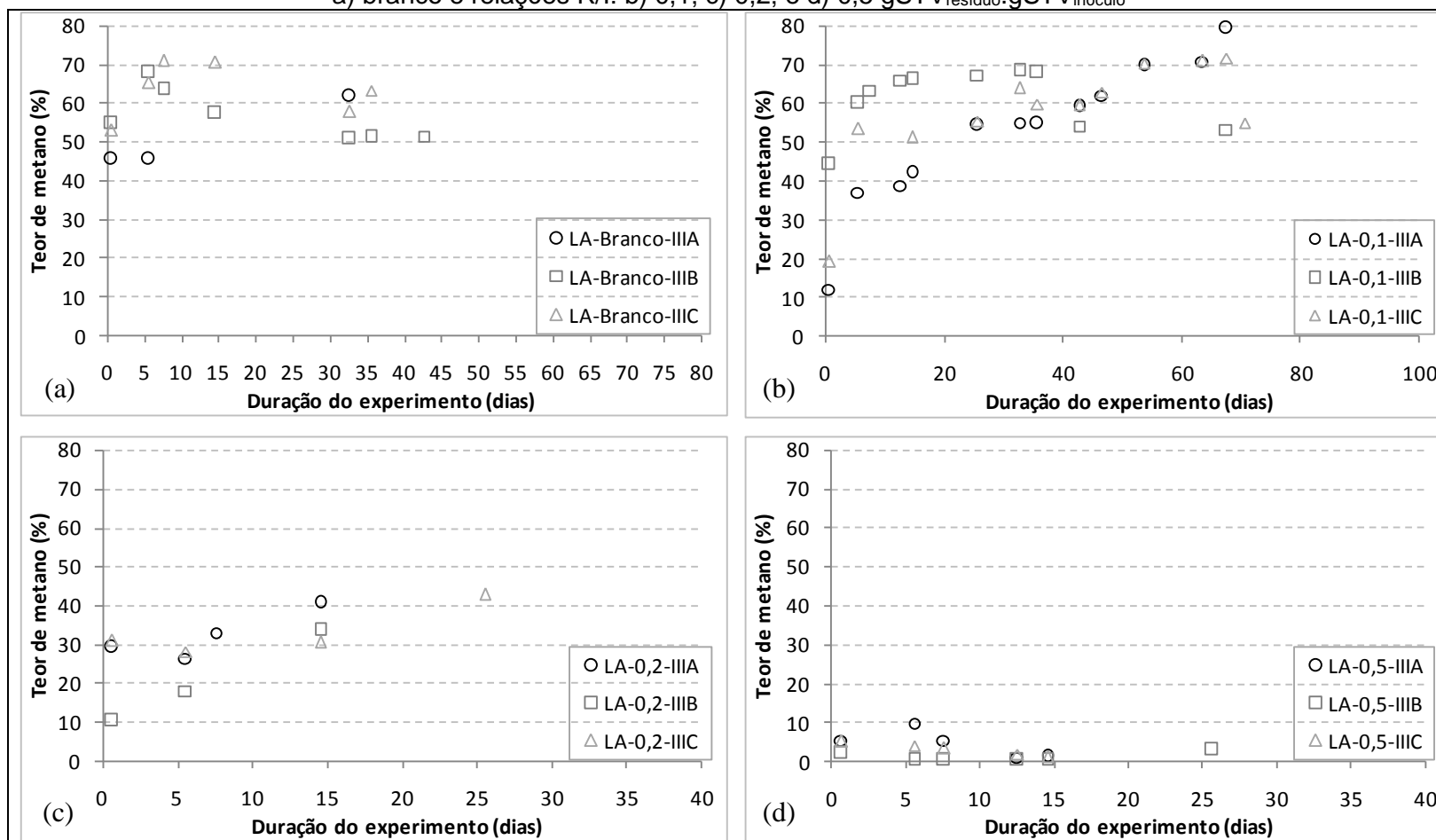


Figura 5.8: Evolução dos teores de metano no teste III, sem agitação mecânica – inóculo dejetto bovino

a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$

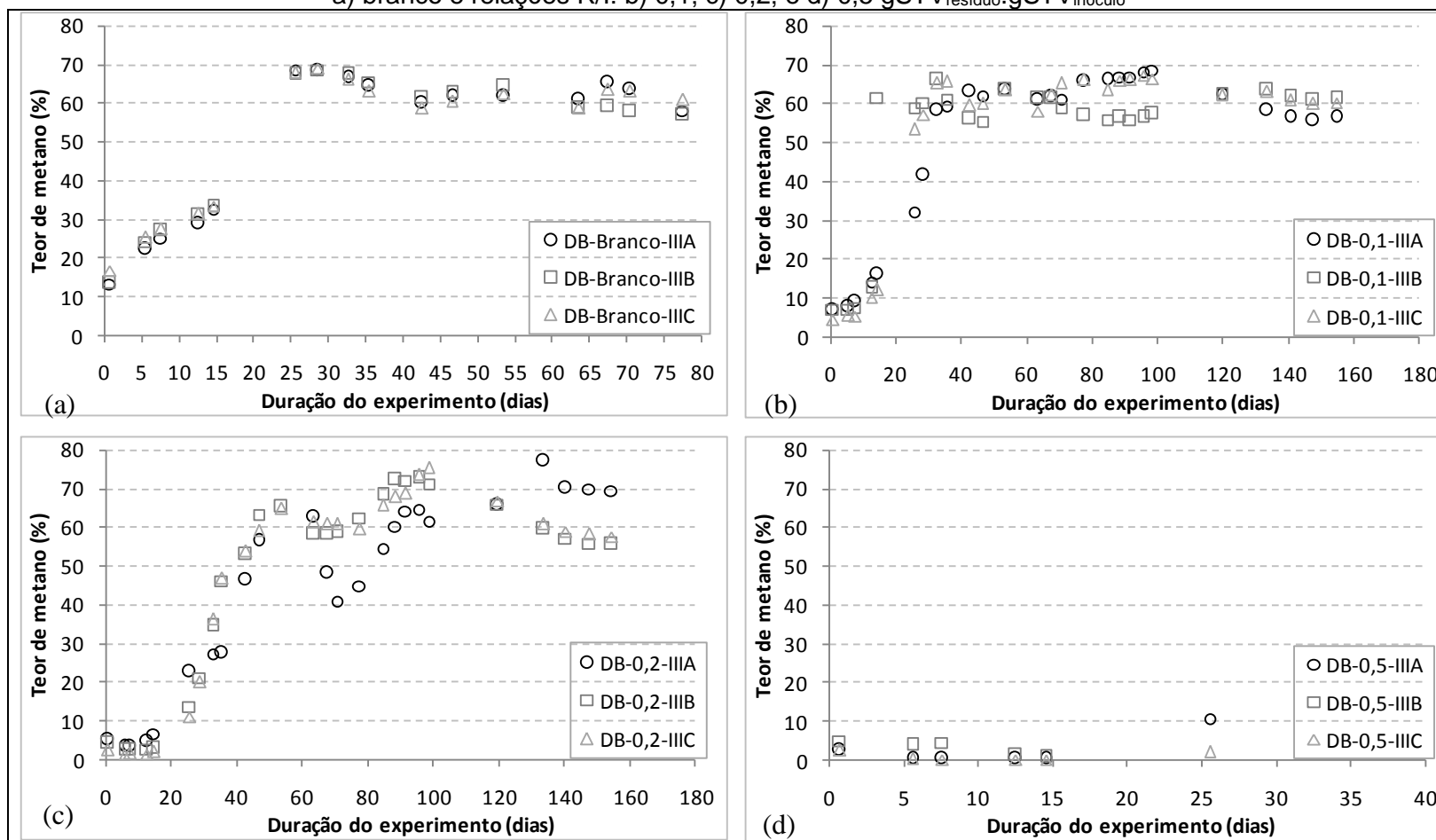
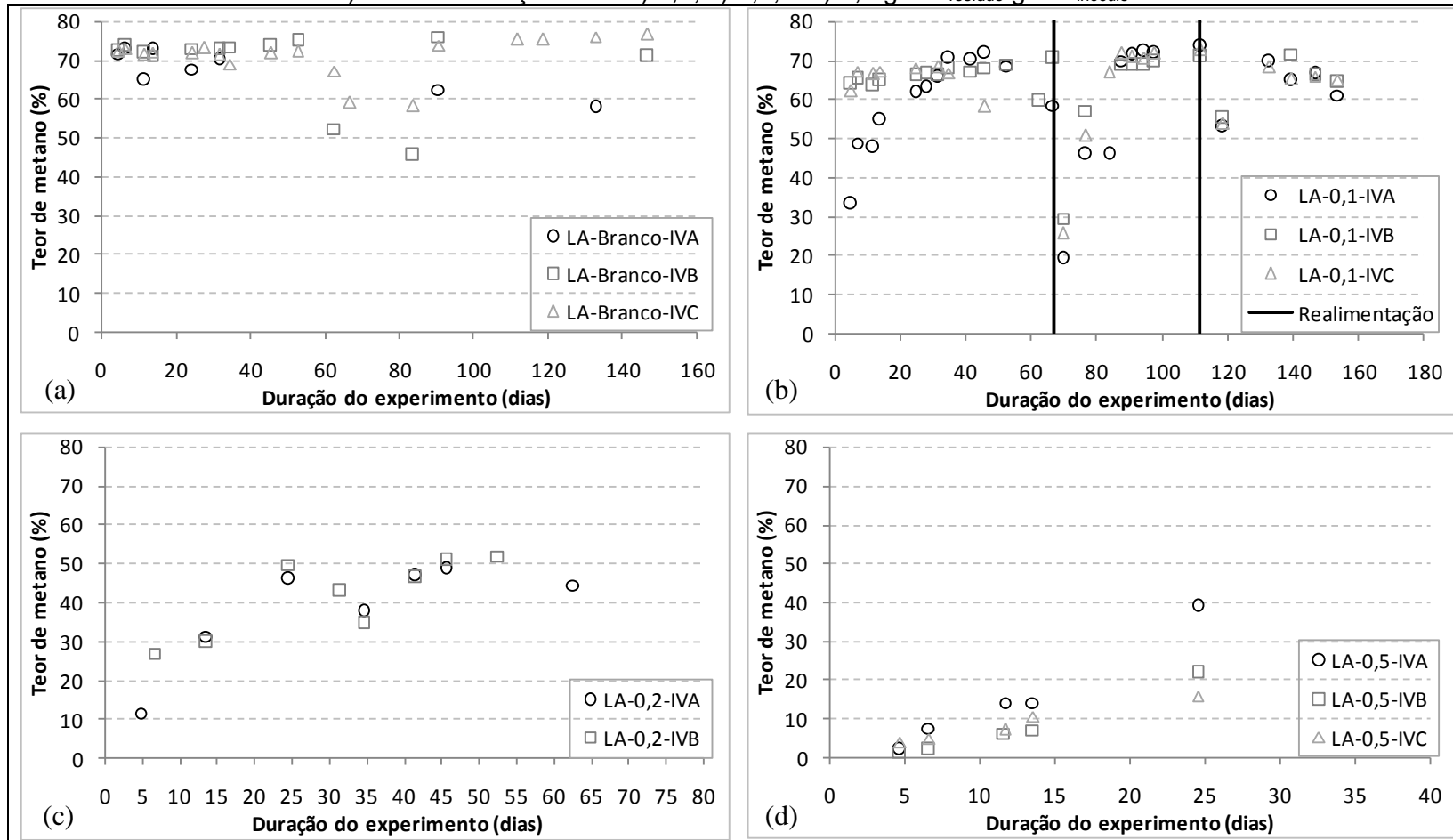


Figura 5.9: Evolução dos teores de metano no teste IV, sem agitação mecânica – inóculo lodo anaeróbico

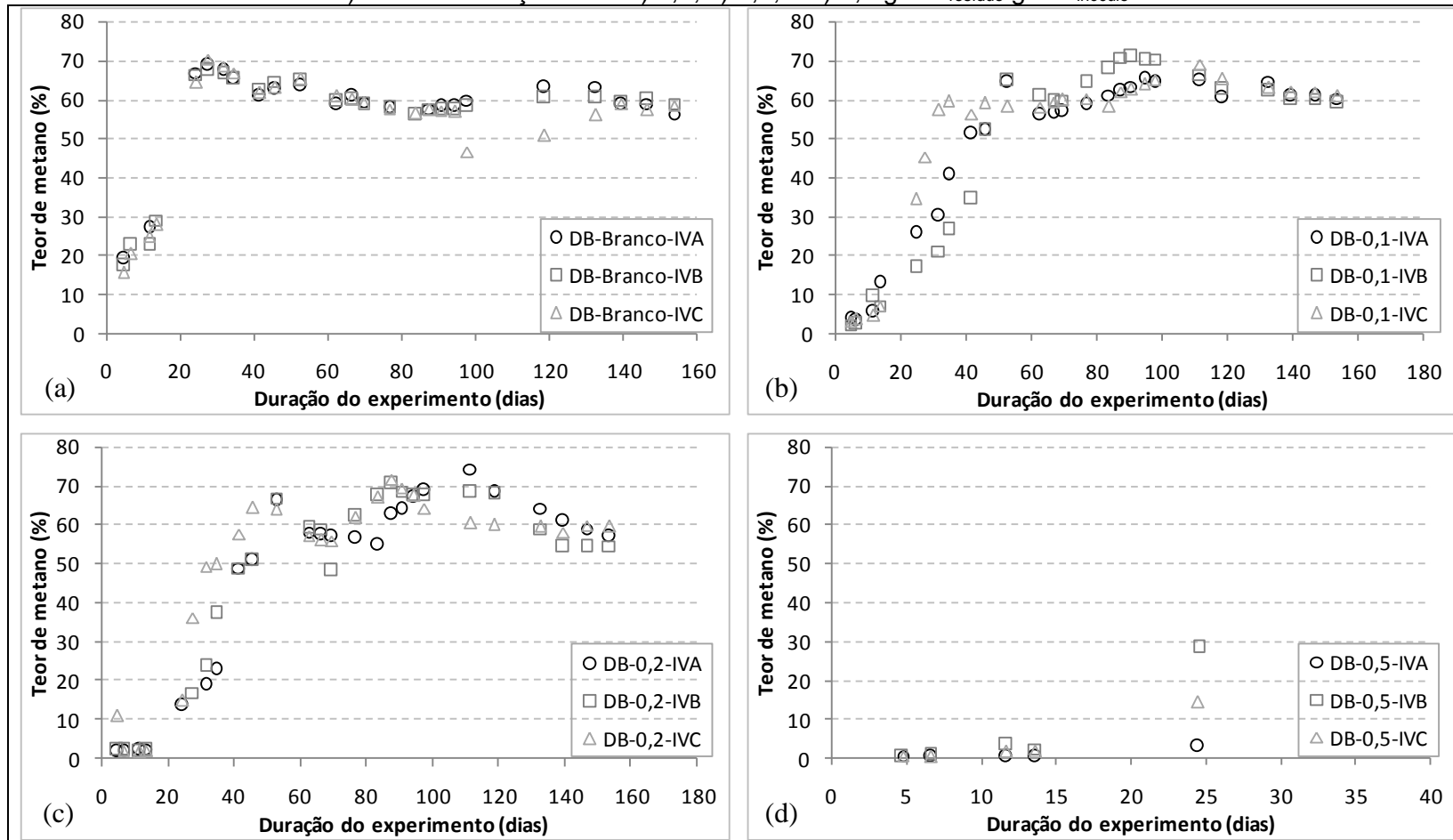
a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$



Nota: A amostra LA-0,2-IVC foi removida da triplicata uma vez que foi considerada *outlier* ao se aplicar o teste Q de Dixon.

Figura 5.10: Evolução dos teores de metano no teste IV, sem agitação mecânica – inóculo dejeito bovino

a) branco e relações R/I: b) 0,1; c) 0,2; e d) 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$



### **5.3 *Produção acumulada de metano***

Os resultados de volume acumulado de metano para cada frasco, com identificação das realimentações, se encontram nos APÊNDICES A, B, C e D, enquanto na Figura 5.11 e na Figura 5.12 são apresentados os valores médios entre as triplicatas para os quatro testes realizados. Vale lembrar que o teste I foi feito sob agitação mecânica contínua e os testes II, III e IV com agitação manual intermitente, e, que, excetuando-se para os testes III e IV, os inóculos foram coletados na mesma fonte, mas em dias diferentes.

Figura 5.11: Produção média acumulada de metano nos frascos inoculados com lodo anaeróbio, para o branco e relações R/I 0,1, 0,2 e 0,5 gSTV<sub>resíduo</sub>.gSTV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup>: a) Teste I; b) Teste II; c) Teste III; d) Teste IV

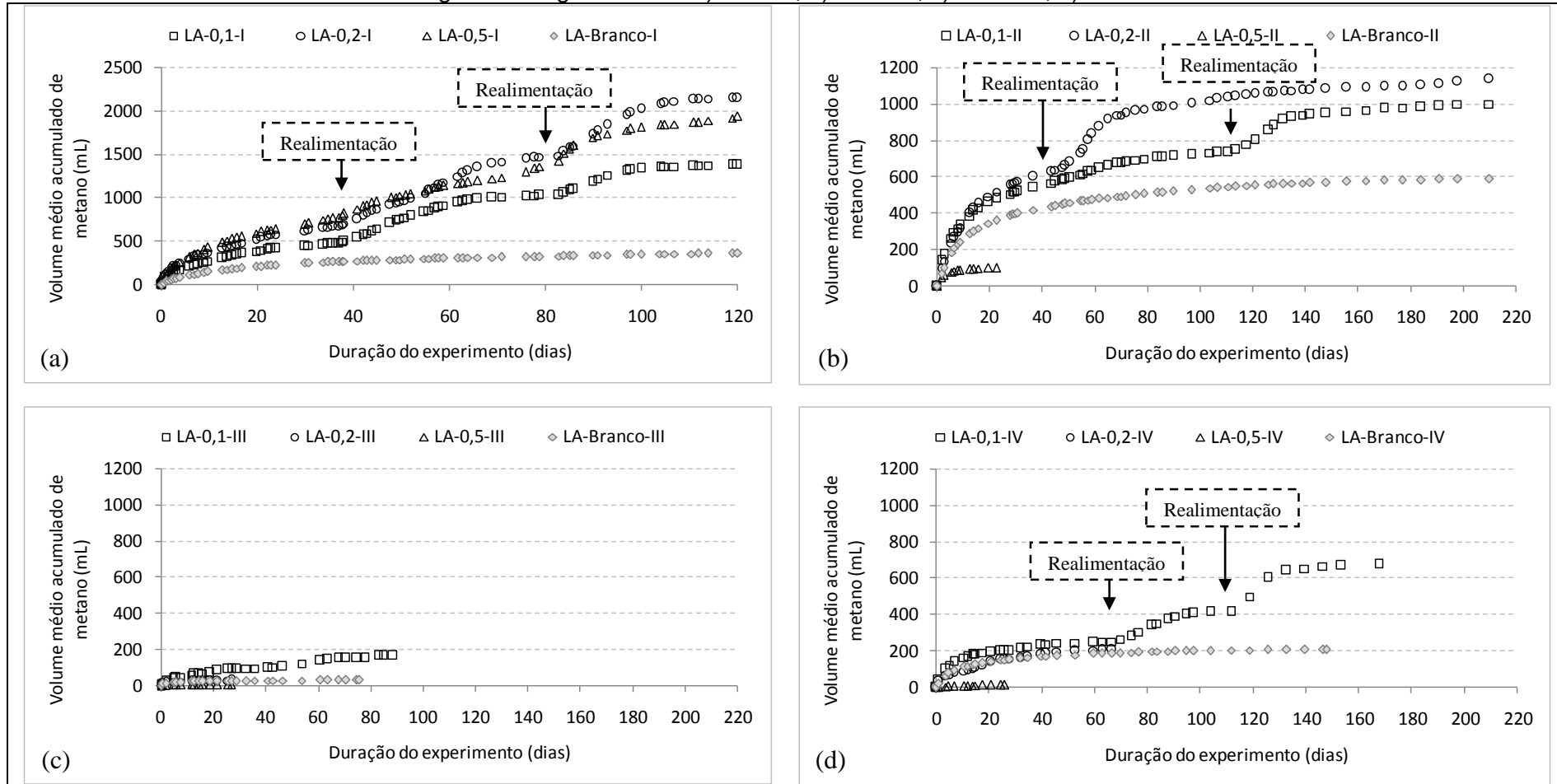
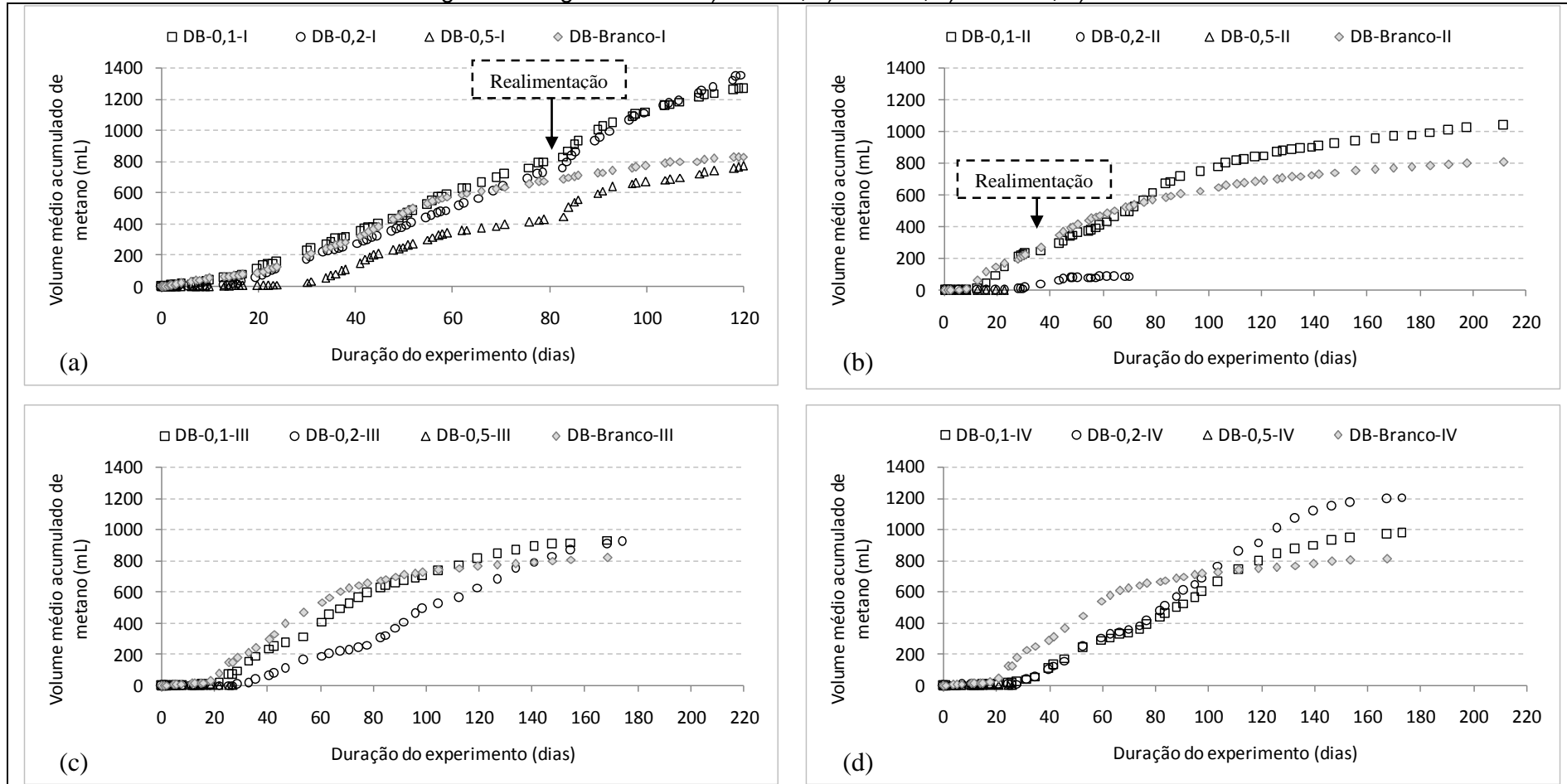


Figura 5.12: Produção média acumulada de metano nos frascos inoculados com dejetos bovinos, para o branco e relações R/I 0,1, 0,2 e 0,5 gSTV<sub>resíduo</sub>.gSTV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup>: a) Teste I; b) Teste II; c) Teste III; d) Teste IV



A análise dos resultados apresentados na Figura 5.11 e na Figura 5.12 permite extrair os seguintes comentários:

#### Produção de metano nos frascos branco

- A produção de metano nos frascos contendo apenas inóculo (branco) foi bem mais elevada nos testes que utilizaram dejetos bovinos como inóculo, comparativamente aos testes que utilizaram lodo anaeróbico como inóculo. Para o inóculo dejetos bovinos, as produções de metano nos frascos branco foram da ordem de 800 mL, após cerca de 120 dias de monitoramento, em todos os quatro testes realizados. Ao contrário, as produções de metano do inóculo lodo anaeróbico se estabilizaram em valores próximos de 300 e 500 mL, para os testes I e II, respectivamente, ainda com apenas 50 a 60 dias de teste. Para o teste IV, a produção de metano do inóculo lodo anaeróbico foi ainda mais baixa, da ordem de 200 mL.
- Esses resultados indicam que o conteúdo de matéria orgânica remanescente no inóculo dejetos bovinos era ainda bastante elevado, razão pela qual a produção de metano nos frascos branco foi, para a maioria dos testes e de relações R/I, superior à dos frascos-reatores alimentados com resíduo alimentar. Essa tendência foi observada nos primeiros 80 a 100 dias de teste, podendo ser explicada pela possível sobrecarga orgânica, decorrente da matéria orgânica contida no inóculo e do resíduo orgânico alimentar.
- Face à elevada produção de metano nos frascos branco contendo inóculo dejetos bovinos, não foi possível comparar o desempenho dos frascos contendo resíduo + dejetos bovinos, em relação aos frascos contendo resíduo + lodo anaeróbico, em termos de produção acumulada de metano. A comparação de desempenho foi realizada apenas em termos de produção específica de metano (rendimento de metano), conforme apresentado e discutido na seção 5.4 considerando os períodos em que a produção de metano nos frascos reatores superou à dos frascos branco, ou seja, a partir do dia 80 para os testes I e II, e a partir do dia 100 para o teste IV.

- Em função da elevada produção de metano pelos frascos branco, apesar do longo tempo para se digerir a matéria orgânica remanescente, recomenda-se realizar a pré-incubação dos inóculos nas condições de trabalho para se avaliar a adaptação do inóculo ao resíduo e remover a expressiva produção de metano em função da matéria orgânica remanescente, e assim, tirar conclusões acerca das maiores produções em função do conjunto inóculo mais resíduo ou da matéria orgânica remanescente.
- O teste III apresentou resultados que não puderam ser explicados e por isso não foram considerados nas discussões seguintes.

#### Adaptação dos inóculos ao resíduo

- O inóculo lodo anaeróbio adaptou-se de imediato ao resíduo orgânico alimentar, conforme pode ser observado pela produção crescente de metano já nos primeiros dias dos testes (Figura 5.11), e também pelos elevados teores de metano no biogás (Figura 5.3, Figura 5.5, Figura 5.7 e Figura 5.9). Diferentemente, a produção de metano nos frascos inoculados com dejetos bovinos só pode ser mensurada após aproximadamente 20 dias de experimento (Figura 5.12).
- A melhor adaptação do inóculo lodo anaeróbio decorre, provavelmente, de ter sido coletado em condições anaeróbias mesofílicas (reator UASB tratando esgoto doméstico), enquanto o dejetos bovino foi coletado ao ar livre, portanto em contato com a atmosfera aeróbia. Adicionalmente, o dejetos bovino possivelmente não continha quantidade expressiva de arqueias metanogênicas, mas sim um excesso de micro-organismos degradadores de celulose. Por este motivo, no teste I, foi possível alimentar os frascos inoculados com dejetos bovinos apenas duas vezes, pois a primeira alimentação durou 84 dias, contra 36 da segunda alimentação. E no teste II a primeira alimentação durou 48 dias contra 163 da segunda.
- Lim e Fox (2013) testaram o inóculo lodo anaeróbio oriundo de reator UASB tratando resíduo industrial e lodo ativado como substrato, com correção do pH, incubadas sob agitação à 35°C. Neste experimento, foi necessário um período de aclimação de 15 dias, para todas as R/I testadas, indicando que este período não foi em função da relação resíduo/inóculo, mas do período de aclimação do inóculo em usar o outro lodo como

substrato. Os autores ressaltam que este período de aclimação é de grande importância em inoculação de reatores em escala plena.

#### Efeito das diferentes relações resíduo/inóculo (R/I)

- Para as três relações R/I testadas (0,1, 0,2 e 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ ), observou-se que, de maneira geral, as relações 0,1 e 0,2  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  foram as que propiciaram maiores produções acumuladas de metano, para ambos os inóculos testados. A única exceção ocorreu no teste I (com mistura), em que o frasco reator com maior relação R/I (LA-0,5-I) apresentou produção de metano praticamente equivalente à do frasco reator LA-0,2-I, ambos superando a produção acumulada de metano do frasco reator LA-0,1-I.
- Para ambos os inóculos, em todos os testes, foi observada uma baixa ou nula produção de metano para a relação R/I de 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ . Este resultado, conjuntamente aos baixos valores de pH encontrados, indicam que a maior quantidade de resíduo em relação ao inóculo resultou em uma sobrecarga orgânica no sistema. Por isso, para essas amostras não serão realizadas comparações entre as sucessivas alimentações.

Em comparação aos resultados apresentados na literatura especializada, observa-se que existe concordância com os resultados obtidos por Elbeshbishy, Nakhla, e Hafez (2012), que realizaram testes de BMP com resíduo orgânico e inóculo lodo anaeróbico de estação de tratamento de efluentes (ETE), para relações R/I de 0,25; 0,5; 1; 2 e 4  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  e temperatura de incubação igual a 37 °C, com agitação contínua e ajuste de pH. Nesse estudo, os melhores resultados, em termos de produção acumulada de metano, foram obtidos para a menor relação R/I, assim como no presente trabalho. Todavia, existe discordância em relação ao estudo desenvolvido por Derbal, Bencheikh-lehocine e Meniai (2012) que realizaram testes de BMP com lodo de decantador secundário e FORSU, utilizando relações R/I de 0,7 a 2,8  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  e temperatura de incubação igual a 35°C, com agitação anterior à coleta do biogás. Nesse estudo, os melhores resultados foram para a maior relação R/I.

#### Efeito das alimentações sucessivas de substrato

- No teste II, a produção acumulada ao final do teste ficou entre 1000 e 1200 mL CH<sub>4</sub> para as amostras LA-0,1-II, LA-0,2-II e DB-0,1-II. Ressalta-se que todas as três amostras foram

realimentadas no 48° dia de experimento e a amostra LA-0,1-II foi realimentada mais uma vez no 111° dia de experimento. Nos testes III e IV as amostras DB-0,1 e DB-0,2 não foram realimentadas devido à acentuada produção de metano e tiveram a produção final acumulada entre 1000 e 1200 mL CH<sub>4</sub>. Este resultado indica que o aumento da relação R/I de 0,1 para 0,2 para o inóculo dejetivo bovino não provocou sobrecarga orgânica nem aumento da produção de metano.

- Com relação aos frascos inoculados com lodo anaeróbico, sob agitação mecânica (Teste I), os melhores resultados foram para a amostra LA-0,2-I, seguida da LA-0,5-I, com produção acumulada média ao final do teste de 2000 mL de metano. Ressalta-se que ambas as amostras receberam 3 alimentações no mesmo período. As alimentações tiveram duração média de 40 dias e produções médias, por alimentação, de 716 mL CH<sub>4</sub> para o LA-0,2-I, e de 647 mL CH<sub>4</sub> para o LA-0,5-I. A maior produção de metano observada para a maior relação R/I com o inóculo lodo anaeróbico sugere que, em condições de agitação, não ocorreu uma sobrecarga orgânica do sistema, resultado este que é corroborado com os valores de pH que se mantiveram próximos da neutralidade.

Agyeman e Tao (2014) testaram resíduo alimentar com dejetivo bovino na relação 1:1 em SV como substrato e como inóculo uma mistura de lodo anaeróbico e dejetivo bovino sem materiais grosseiros, ambos estabilizados, sob agitação a uma temperatura de 36 °C. Assim como na presente pesquisa, com o advento das realimentações, observou-se que os frascos-reatores demoravam um certo tempo para estabilizar novamente. Estes autores utilizaram estratégia de aumento gradativo da carga orgânica e obtiveram maior produção de metano na medida em que se elevou a carga durante o tempo. Este aumento gradativo poderia ser uma estratégia a ser adotada em casos de R/I mais elevadas.

Stroot *et al.* (2001), realizaram ensaios a 37°C, sob agitação mínima ou contínua, e controle de pH quando necessário, por adição de produtos químicos ou redução da carga orgânica aplicada. Estes autores utilizaram dejetivo bovino e lodo como inóculos, e como substrato, uma mistura de FORSU, lodo primário e lodo ativado descartado. No experimento a R/I de 0,33 gSTVresíduo.gSTVinóculo<sup>-1</sup>, incubou um frasco apenas com substrato, outro com 25% de dejetivo bovino e 75% de lodo anaeróbico, outro apenas com dejetivo e outro apenas como lodo.

Eles verificaram que a adição de lodo+dejeito e apenas dejeito bovino não aceleraram a partida, que foi em maior tempo comparando-se com o lodo anaeróbio, assim como na presente pesquisa. Mas, após 35-40 dias, os quatro experimentos apresentaram o mesmo desempenho, o que não foi observado na presente pesquisa. Estes autores também avaliaram o efeito da agitação sob o ensaio, em que sistemas de um estágio com alimentação semi-contínua de resíduo sólido orgânico e com elevadas taxas de carregamento, a agitação mecânica contínua foi inibitória, passando o reator a apresentar desempenho instável, sendo esta instabilidade corrigida com redução da mistura ou redução da carga orgânica aplicada.

#### 5.4 *Rendimento de metano*

Como comentado no item 5.3, por não apresentar produção satisfatória acumulada de metano, algumas amostras não serão abordadas nesse item. Para o cálculo do rendimento de metano, nos frascos inoculados com lodo anaeróbio, como a produção de metano pelo branco foi inferior à dos frascos com lodo+resíduo, foi possível descontar a produção de metano referente ao material remanescente do lodo. Já para o dejeito bovino, em alguns casos, a produção de metano pelo branco foi superior à do conjunto dejeito+resíduo, por isso, não foi possível fazer essa consideração, como sugerem alguns autores.

O rendimento de metano para as amostras incubadas com agitação mecânica se encontram na Tabela 5.4. Como os frascos inoculados com dejeito bovino apresentaram produção mais acentuada de metano tardia em relação ao lodo, e conseqüentemente demorou mais tempo para estabilizar a produção, foi possível realizar apenas uma realimentação.

Tabela 5.4: Rendimento de metano por alimentação para o teste I, com agitação mecânica

Amostra	1ª Alimentação		2ª Alimentação		3ª Alimentação	
	Duração (dias)	RM (NmLCH <sub>4</sub> .gSTV <sup>-1</sup> )	Duração (dias)	RM (NmLCH <sub>4</sub> .gSTV <sup>-1</sup> )	Duração (dias)	RM (NmLCH <sub>4</sub> .gSTV <sup>-1</sup> )
LA-0,1	37	291,5±46,1	46	1065,6±93,7	37	750,3±3,1
LA-0,2	37	365,4±81,7	46	734,7±84	37	620,9±44,0
LA-0,5	37	285,5±43,8	46	290,5±97,9	37	224,8±92,0
DB-0,1	83	334,4±223,1	37	566,2±84,8	NA	NA

Nota: RM = Rendimento de metano; NA = Não se aplica; NmLCH<sub>4</sub> = mLCH<sub>4</sub>(CNTP); a quantidade de STV refere-se aos resíduos alimentares acrescentados

Tabela 5.5: Rendimento de metano por alimentação para amostras dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica

Amostra	1ª Alimentação		2ª Alimentação		3ª Alimentação	
	Duração (dias)	RM (NmLCH <sub>4</sub> .gSTV <sup>-1</sup> )	Duração (dias)	RM (NmLCH <sub>4</sub> .gSTV <sup>-1</sup> )	Duração (dias)	RM (NmLCH <sub>4</sub> .gSTV <sup>-1</sup> )
LA-0,1-II	48	292,0±200,7	63	135,2±145,4	99	480,5±62,5
LA-0,1-IV	67	161,8±208,9	45	395,3±56,4	56	654,9±101,1
LA-0,2-II	48	227,0±212,7	162	386,5±77,0	NA	NA
DB-0,1-III	169	298,4±117,7	NA	NA	NA	NA
DB-0,1-IV	173	427,4±149,6	NA	NA	NA	NA
DB-0,2-III	174	133,8±243,3	NA	NA	NA	NA
DB-0,2-IV	173	512,9±54,9	NA	NA	NA	NA

Nota: RM = rendimento de metano; NA = não se aplica; NmLCH<sub>4</sub> = mLCH<sub>4</sub>(CNTP); a quantidade de STV se refere aos resíduos alimentares acrescentados

Para as amostras inoculadas com lodo anaeróbio ou dejetos bovinos, os resultados da primeira alimentação estão abaixo dos dados da literatura, como por exemplo DWA (2010), que reporta rendimentos de metano a partir de resíduos de alimentos entre 400 e 500 mLCH<sub>4</sub>.gSV<sub>adicionado</sub><sup>-1</sup>. Já os resultados para as sucessivas alimentações estão próximos ou superiores aos reportados pela literatura. Os maiores rendimentos de metano observados na segunda e terceira alimentação, em relação à primeira, indicam que ocorreu uma adaptação da biomassa em relação ao resíduo alimentar. O melhor resultado da segunda alimentação, em relação à terceira, pode ser explicado pelo aumento da biomassa e adaptação na segunda alimentação, sendo que na terceira possivelmente um equilíbrio pode ter sido estabelecido, ou pode ter faltado nutrientes, ou ainda acumulado algum composto tóxico.

Em relação às relações R/I, os menores valores encontrados para R/I igual a 0,5 gSTV<sub>resíduo</sub>.gSTV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup> no ensaio com agitação mecânica indicam que ocorreu uma sobrecarga orgânica que influenciou na produção de metano. Estes resultados foram confirmados na análise da produção acumulada de metano e pH. Para o lodo anaeróbio, os resultados foram parecidos para as relações R/I de 0,1 e 0,2 gSTV<sub>resíduo</sub>.gSTV<sub>inóculo</sub><sup>-1</sup> na primeira alimentação.

Comparando as amostras LA-0,1-I e DB-0,1-I, na primeira alimentação o rendimento de metano foi parecido, já com a realimentação, o maior aumento foi observado nos frascos-reatores incubados com lodo anaeróbio.

Analisando os resultados de rendimentos de metano, por alimentação, para os testes II e IV, conforme apresentados na Tabela 5.5, percebe-se que os melhores resultados foram encontrados para as amostras inoculadas com dejetos bovinos, e de acordo com o que já foi reportado pela literatura. Os dados encontrados para os frascos inoculados com lodo anaeróbio também estão dentro da faixa reportada pela literatura, exceto para a terceira alimentação da amostra LA-0,1-IV, que foi um pouco maior entre os resultados encontrados.

Nos frascos incubados com lodo anaeróbio, assim como para o teste com agitação, observou-se rendimentos de metano mais elevados após as realimentações, indicando maior adaptação do inóculo ao resíduo alimentar.

Nos testes II e III, devido à elevada produção de metano pelos frascos incubados com dejetos bovinos, não foi possível realimentar os frascos e avaliar o efeito da realimentação. Dessa forma, recomenda-se pré-incubar o dejetos sem o resíduo alimentar para que o material remanescente seria consumido e esta avaliação possa ser feita.

Comparando-se os resultados da presente pesquisa com a literatura, tem-se que os rendimentos de metano encontrados por Elbeshbishy, Nakhla e Hafez (2012) foram superiores aos encontrados no presente trabalho, cujos resultados foram  $1000, 940$  e  $1400 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{gSTV}^{-1}_{\text{substrato}}$  para relações R/I de 1; 0,5 e 0,25  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , em que as melhores taxas foram para menores R/I.

Lim e Fox (2013) não encontraram linearidade da produção de metano em relação às relações R/I testadas, bem como na presente pesquisa. Os resultados encontrados pelos autores foram de 51,39; 76,27; e 21,93  $\text{mLCH}_4 \cdot \text{gSTV}^{-1}_{\text{substrato}}$  para R/I igual a 1,0; 0,3 e 0,125  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , respectivamente.

Em pesquisa realizada por Hartmann e Ahring (2005), que investigaram a influência da adição de esterco bovino na digestão anaeróbia termofílica ( $55^\circ$ ), sob agitação contínua, de resíduos sólidos urbanos. Inicialmente a FORSU foi co-digerida com esterco bovino, em que a relação resíduo/inóculo foi elevada gradativamente. Para a relação R/I de 0,5, o rendimento de metano esteve entre 300 e 350  $\text{mLCH}_4 \cdot \text{gSTV}^{-1}_{\text{substrato}}$ , tendo sido observado um aumento gradativo dessa produção na medida que se elevou a porcentagem de resíduo em relação ao inóculo. Ou

seja, obteve, assim como Agyeman e Tao (2014), bons resultados para um aumento gradativo da relação resíduo/inóculo.

Nos ensaios realizados por Agyeman e Tao (2014), no período estável, o rendimento de metano foi de 460 a 630 mLCH<sub>4</sub>.gSTV<sup>-1</sup><sub>substrato</sub>. Apesar do substrato se tratar de uma mistura de resíduo alimentar e dejetos bovinos, os valores encontrados estão dentro da faixa encontrada no presente trabalho.

A influência da agitação não pode ser avaliada, já que apesar da mesma origem, os inóculos e resíduo foram coletados em dias diferentes e são bastante heterogêneos.

### **5.5 Taxa de produção de metano**

Da mesma forma que ocorreu no cálculo do rendimento de metano, apresentado no item 5.4, por não apresentar produção satisfatória acumulada de metano, algumas amostras não serão abordadas nesse item. E, também, para o cálculo da taxa de produção de metano, nos frascos inoculados com lodo anaeróbico, como a produção de metano pelo branco foi inferior à dos frascos com lodo+resíduo, foi possível descontar a produção de metano referente ao material remanescente do lodo. Já para o dejetos bovinos, em alguns casos, a produção de metano pelo branco foi superior à do conjunto dejetos+resíduo, por isso, não foi possível fazer essa consideração, como sugerem alguns autores.

Os valores das taxas de produção de metano para as amostras incubadas com agitação mecânica se encontram na Tabela 5.6 e os gráficos utilizados na determinação dessas taxas se encontram no APÊNDICE E. Os resultados para as amostras incubadas sem agitação mecânica se encontram na Tabela 5.7 e os gráficos utilizados na determinação das taxas se encontram no APÊNDICE F.

Como a produção de metano pelo conjunto inóculo + dejetos nos ensaios sem agitação mecânica superou a produção dos frascos branco apenas ao final do ensaio, não foi possível calcular as taxas para as amostras DB-0,1-III, DB-0,1-IV, DB-0,2-III e DB-0,2-IV.

Tabela 5.6: Taxa máxima de produção de metano por alimentação para o teste I, com agitação mecânica

Amostra	1ª Alimentação		2ª Alimentação		3ª Alimentação	
	Período (dias)	Taxa*	Período (dias)	Taxa*	Período (dias)	Taxa*
LA-0,1-I	37	8,9	46	38,2	37	43,0
LA-0,2-I	37	8,0	46	22,9	37	29,9
LA-0,5-I	37	6,4	46	4,6	37	4,0
DB-0,1_	83	13,4	37	11,8	NA	NA

Nota: NA = Não se aplica; a taxa\* é expressa em NmLCH<sub>4</sub>.gSTV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> ou mLCH<sub>4</sub>(CNTP).gSTV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>; a quantidade de STV refere-se aos resíduos alimentares acrescentados

Tabela 5.7: Taxa máxima de produção de metano por alimentação para amostras dos testes II, III e IV, sem agitação mecânica

Amostra	1ª Alimentação		2ª Alimentação		3ª Alimentação	
	Período (dias)	Taxa*	Período (dias)	Taxa*	Período (dias)	Taxa*
LA-0,1-II	48	6,6	63	5,8	99	18,7
LA-0,1-IV	67	13,3	45	14,2	56	13,9
LA-0,2-II	48	10,3	162	19,1	NA	NA

Nota: NA = não se aplica; a taxa\* é expressa em NmLCH<sub>4</sub>.gSTV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> ou mLCH<sub>4</sub>(CNTP).gSTV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>; a quantidade de STV se refere aos resíduos alimentares acrescentados

Os resultados das taxas máximas de produção de metano, independente da relação R/I ou inóculo utilizado, estão próximas aos valores encontrados por Raposo *et al.* (2006), no experimento utilizando como substrato palha de trigo e inóculo lodo de digestor de dejetos bovino. Este autor encontrou taxas de produção de metano de 10, 14, 16 e 23 NmL CH<sub>4</sub>.gSSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> para relações resíduo inóculo de 0,33; 0,5; 0,67 e 1, respectivamente. Ou seja, taxas crescentes na medida em que se aumentou a relação R/I, diferentemente da presente pesquisa, cuja linearidade entre relação R/I e taxa não foi observada.

Comparando-se com os resultados encontrados por Elbeshbishy, Nakhla e Hafez (2012), que utilizaram resíduo alimentar como substrato e lodo mesofílico anaeróbico de uma estação de tratamento de efluente, as taxas da presente pesquisa foram bem menores. O autor obteve taxas máximas de produção de metano de 69, 72 e 53 NmL CH<sub>4</sub>.gSSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> para relações resíduo inóculo de 1,0; 0,5 e 0,25; respectivamente.

Exceto para as amostras LA-0,5-I e DB-0,1-I, observou-se um aumento das taxas máximas de produção de metano com as sucessivas alimentações, que assim como na análise do rendimento de metano, pode ser um indicativo de aumento da biomassa e/ou adaptação do inóculo ao substrato. Já os menores valores encontrados para as duas amostras citadas, podem ser em função de sobrecarga orgânica.

Ao contrário do que se observou na análise do rendimento de metano, para a amostra LA-0,1-I, observou-se um aumento na taxa com realimentação, enquanto que para a amostra DB-0,1-I a taxa diminuiu mas mantendo-se próxima à da primeira alimentação.

As taxas encontradas no ensaio com agitação mecânica foram maiores que as encontradas nos ensaios sem agitação mecânica. Este resultado pode ter sido em função da agitação ou características do inóculo ou, ainda, em função das características do resíduo alimentar. Este resultado também reforça a necessidade em se fazer estudos que avaliem o efeito da agitação em ensaios de BMP.

Quanto ao dejetos bovino, devido à maior produção tardia de metano do conjunto resíduo+inóculo em relação ao frasco branco impossibilitou a análise das taxas deste inóculo. Tal ocorrido reforça a necessidade de se pré-incubar os inóculos para se remover a interferência do material orgânico remanescente nestes.

## CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo mostram a importância em se avaliar diferentes inóculos e relações resíduo/inóculo antes da partida de reatores de maior escala, uma vez que podem refletir o comportamento do sistema e auxiliar na tomada de decisão sobre quais inóculos e quais relações resíduo/inóculo devem ser utilizadas. As seguintes conclusões principais foram extraídas do presente estudo:

- A utilização de dejetos bovinos como inóculo resultou em elevadas produções de metano nos frascos branco, constituindo-se em indicativo de que o conteúdo de matéria orgânica remanescente no inóculo dejetos bovinos era ainda bastante elevado. Como consequência, a produção de metano nos frascos branco foi, para a maioria dos testes e de relações R/I, superior a dos frascos-reatores alimentados com resíduo alimentar. Essa tendência foi observada nos primeiros 80 a 100 dias de teste. A elevada presença de material remanescente no inóculo é fator de preocupação tendo em vista a possibilidade de sobrecarga orgânica.
- O inóculo lodo anaeróbico adaptou-se de imediato ao resíduo orgânico alimentar, tendo sido verificada produção crescente de metano já nos primeiros dias dos testes e também elevados teores de metano no biogás. Diferentemente, a produção de metano nos frascos inoculados com dejetos bovinos só foi mensurada após aproximadamente 20 dias de experimento.
- Para as três relações R/I testadas no presente estudo, observou-se que as relações 0,1 e 0,2  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  foram as que propiciaram maiores produções acumuladas de metano, para ambos os inóculos testados. A única exceção ocorreu no teste com mistura, em que o frasco reator com relação R/I igual a 0,5  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$  apresentou produção de metano praticamente equivalente à do frasco reator com relação R/I igual a 0,2  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ , superando a produção acumulada de metano observada no frasco reator com R/I igual a 0,1  $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ .
- Para ambos os inóculos (lodo anaeróbico e dejetos bovinos) e na grande maioria dos testes, foi observada uma baixa ou nula produção de metano para a relação R/I de 0,5

$\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ . Este resultado, conjuntamente aos baixos valores de pH encontrados ao final dos experimentos, indicam que houve sobrecarga orgânica no sistema.

- O teste com agitação mecânica resultou em maiores produções volumétricas de metano e taxas máximas de produção de metano que os testes sem agitação, fato este que pode estar relacionado à própria agitação, que promove desprendimento dos gases da massa líquida, mas também às características do resíduo e do inóculo.
- De maneira geral, observou-se o aumento do rendimento de metano e das taxas máximas de produção de metano com as sucessivas alimentações, o que é um indicativo de aclimatação dos inóculos ao resíduo, potencializando o uso dos inóculos testados para a partida de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de resíduos alimentares.

Enfim, os resultados foram satisfatórios tanto para o lodo anaeróbio quanto para o dejetos bovino nas menores relações resíduo/inóculo, o que favorece o uso de ambos os inóculos na partida de reatores anaeróbios aplicados a resíduos alimentares. Assim, a escolha do inóculo poderá depender do tempo disponível para dar a partida, uma vez que o lodo anaeróbio apresentou produção acentuada de forma imediata e o dejetos demorou cerca de 20 dias para iniciar a produção de metano. Outro fator que pode influenciar a escolha é a disponibilidade do inóculo nas proximidades da planta de metanização, tendo em vista os gastos com transporte do material. Na indisponibilidade de inóculos nas proximidades do local de instalação do reator, o dejetos bovino pode ser uma boa escolha, por apresentar maior concentração de sólidos, o que implica em menor volume de inóculo a ser transportado.

## 6 RECOMENDAÇÕES

A partir da conclusão do presente trabalho, recomenda-se para pesquisas futuras:

- Realização de ensaios para ambos os inóculos, com menores relações R/I, a fim de se avaliar se pode encontrar ganhos na produção de metano para relações R/I inferiores a  $0,1 \text{ gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ ;
- Realização de testes com e sem agitação mecânica, mas com inóculos (lodo anaeróbio ou dejetos bovinos) coletados no mesmo dia, para avaliar o efeito da agitação nos ensaios de BMP com auxílio de análises estatísticas mais robustas;
- Verificar a aclimação dos inóculos, promovendo aumento gradual da quantidade de resíduo em relação ao inóculo, para ambos os inóculos e relações R/I;
- Redução da concentração de sólidos totais nos frascos, uma vez que nos testes sem agitação mecânica este efeito é mais expressivo devido à decantação dos sólidos e conseqüente menor contato da biomassa com o substrato;
- Realizar testes com ambos os inóculos, lodo anaeróbio mais dejetos bovinos, no mesmo frasco em diferentes proporções nas relações R/I 0,1 e 0,2, que foram as que obtiveram melhores resultados na presente pesquisa.
- Realizar a pré-incubação dos inóculos, a fim de possibilitar avaliação dos inóculos sem a interferência do material orgânico remanescente e, assim, possibilitar a comparação de taxas e rendimento de metano para as diferentes relações R/I e para os dois inóculos.

## REFERÊNCIAS

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (Brasil). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2011**. São Paulo - SP: Grappa Editora e Comunicação, 2011. 186 p.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (Brasil). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2012**. São Paulo - SP: Grappa Editora e Comunicação, 2012. 116 p.

AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 140, p. 75–85, 2007.

AGYEMAN, F. O.; TAO, W. D. Anaerobic co- digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. **J. Environ. Manage.** 133: 268-274 p. 2014.

AMARAL, F. L. M. **Biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos: um panorama tecnológico atual**. 2004. 108 f. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, SP, 2004.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 38-45, 2008. ISSN 14134152.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops : a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**. v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for examination of water and wastewater. 22 ed. Washington: American Public Health Association; 2012, 1360 pp. ISBN 978-087553-013-0

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.

ASSOCIAÇÃO ALEMÃ DE GESTÃO HÍDRICA, EFLUENTES E RESÍDUOS. GUIA TÉCNICO DWA-M 363: Origem, Tratamento e Utilização do Biogás. Alemanha, 2010.

BARCELOS, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2009.

BARROS, R. M.; FILHO, G. L. T.; NASCIMENTO, Y. D. S.; GUSHIKEN, E.; CALHEIROS, H. C.; SILVA, F. G. B.; JÚNIOR, A. S. Estudo da produção de biogás da digestão anaeróbia de esterco bovino em um biodigestor. **Revista Brasileira de Energia**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p.95-116, 2009. Semestral.

BOUALLAGUI, H.; TORRIJOS, M.; GODON, J. J.; MOLLETA, R.; BEN CHEIKH, R.; TOUHAMI, Y. Two-phase anaerobic digestion fruit and vegetable wastes: bioreactors performance. **Biochemical Engineering Journal**, v.21, n. 2, p. 193–197, 2004.

BOULANGER, A.; PINET, E.; BOUIX, M.; BOUCHEZ, T.; MANSOUR, A. A. Effect of inoculum to substrate ratio (I/S) on municipal solid waste anaerobic degradation kinetics and potential. **Waste Management**, v. 32, p. 2258-2265, 2012.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasil, 2010.

CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste Management*, v. 33, p. 1626-1632, 2013.

CAPELA, I.; RODRIGUES, A.; SILVA, F.; NADAIS, H.; ARROJA, L. Impact of industrial sludge and cattle manure on anaerobic digestion of the OFMSW under mesophilic conditions. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 3, p. 245-251, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

CHO J. K.; PARK, S. C.; CHANG, H. N. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. **Bioresource Technology**, v. 52, n. 3, p. 245–253, 1995.

CHYNOWETH, D. P.; TURICK, C. E.; OWENS, J. M.; JERGER, D. E.; PECK, M. W. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. **Biomass Bioenergy**. v.5, n. 1, p. 95–111, 1993.

COATS, E. R.; GREGG, M.; CRAWFORD, R. L. Effect of organic loading and retention time on dairy manure fermentation. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2572-2577, 2011. ISSN 0960-8524

COSTA, E. S. G. M. **Tratamento de resíduos sólidos em reator anaeróbio de duplo estágio visando a obtenção de bioenergia e créditos de carbono: estudo de caso ceasaminas**. 2011. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

CRAVEIRO, A. M. **Desempenho e estudos cinéticos de biodigestores híbridos com diferentes porcentagens de enchimento**. 1994. 252 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

DAVIDSSON, A.; GRUVBERGER, C.; CHRISTENSEN, T. H.; HANSEN, T. L.; JANSEN, J. L. C. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 27, n. 3, p. 406-414, 2007.

DE BAERE, L.; MATTHEEUWS, B. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste in Europe. **BioCycle**, v. 51, n. 2, p. 24, 2010.

DEL BORGHI, A.; CONVERTI, A.; PALAZZI, E.; DEL BORGHI, M. Hidrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. **Bioprocess Engineering**, v. 20, p. 553-560, 1999.

DERBAL, K.; BENCHEIKH-LEHOCINE, M.; MENIAI, A. H.; Study of biodegradability of organic fraction of municipal solids waste. **Energy Procedia**, v. 19, p. 239-248, 2012.

ELBESHISHY, E.; NAKHLA, G.; HAFEZ, H. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source.(Report). **Bioresource Technology**, v. 110, p. 18, 2012. ISSN 0960-8524.

ELEAZER, W. E.; ODLE, W. S.; WANG, Y. S.; BARLAZ, M. A. Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Environmental Science and Technology*, v. 31, n. 3, p. 911–917, 1997.

EL-MASHAD, H. M.; ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 11, p. 4021–4028, 2010.

EL-SHINNAWI, M. M.; ALAA EL-DIN, M. N.; EL-SHIMI, S. A.; BADAWI, M. A. Biogas production from crop residues and aquatic weeds. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 3, n. 1, p. 33–45, 1989.

FERNÁNDEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Bioresource Technology**, v. 99, n. 14, p. 6075-6080, 2008. ISSN 0960-8524.

FIELD, J. A.; ALVAREZ, R. S.; LETTINGA, G. Ensayos anaerobios. In: 4º SEMINARIO DE DEPURACION ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALS. 1988, Spain. Anais. Universidad de Valladolid. Spain, 1988. p. 52-81.

FORSTER-CARNEIRO, T.; FERNANDEZ GUELFO, L. A.; PÉREZ GARCÍA, M.; ROMERO GARCÍA, L. I.; ÁLVAREZ GALLEGU, C. A. Optimization of start up phase from municipal solids waste in SEBAC process. **Chem. Biochem. Eng.**, v. 18, n. 04, p. 429-439, 2004.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Composting potential of different inoculum sources in the modified SEBAC system treatment of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3354-3366, 2007. ISSN 0960-8524.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PEREZ, M.; ROMERO, L. I.; SALES, D. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 17, p. 3195-3203, 2007. ISSN 0960-8524.

GADELHA, E. P. **Avaliação de inóculos metanogênicos na aceleração do processo de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Eng.Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2005.

GOMES, F. C. S. P.; AQUINO, S. F.; COLTURATO, L. F. D. B. Biometanização seca de resíduos sólidos urbanos: estado da arte e análise crítica das principais tecnologias. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p.295-304, 2012.

GONZALEZ-FERNANDEZ, C.; GARCIA-ENCINA, P. A. Impact of substrate to inoculum ratio in anaerobic digestion of swine slurry. **Biomass Bioenerg.**, v. 33, n. 8, p. 1065-1069, 2009. ISSN 0961-9534.

GOVERNMENT OF INDIA. **Municipal Solid Waste (Management and Handling) Rules 1999**. New Delhi, 2000.

GRIFFIN, M. E.; MCMAHON, K. D.; MACKIE, R. I.; RASKIN, L. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. **Biotechnology and bioengineering**, v. 57, n. 3, p. 342, 1998. ISSN 0006-3592.

GÜELFO, L. A. F. **Caracterización cinética de la degradación anaeróbica termofílica seca de la FORSU**: Efecto de diferentes pretratamientos sobre La biodegradabilidad del residuo. 2008. 442 f. Doctoral Thesis. Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, Universidad de Cádiz, Cádiz, 2008.

GUNAMANTHA, S. M. Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options: Case study of KARTAMANTUL region, Yogyakarta. **Renewable Energy**, v.41, p. 277-284, 2012.

HANSEN, T. L.; SCHMIDT, J. E.; ANGELIDAKI, I.; MARCA, E.; JANSEN, J. L. C.; MOSBAEK, H. Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*, v. 24, n. 4, p. 393–400, 2004.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure. **Water Research**, v. 39, p. 1543–1552, 2005.

HASHIMOTO, A.G. Effect of inoculum/substrate ratio on methane yield and production rate from straw. **Biol. Wastes**, v. 28, nn 4, p. 247–255, 1989.

IBGE (2010). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008/Banco Multidimensional de Estatística. Disponível em: <<http://www.bme.ibge.gov.br>> Acesso em 03 de julho de 2013.

JANSSEN, P. H.; KIRS, M. Structure of the Archaeal Community of the Rumen. In: Applied and environmental microbiology, v. 74, n. 12, p. 3619-3625, 2008.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1737-1744, 2011. ISSN 0956-053X.

KONG, Y.; HE, M.; MCALISTER, T.; SEVIOUR, R.; FORSTER, R. Quantitative fluorescence in situ hybridization of microbial communities in the rumens of Cattle Fed Different Diets. In: Applied and environmental microbiology, v. 76, n. 20, p. 6933-6938, 2010.

LEE, D. H.; BEHERA, S. K.; KIM, J. W.; PARK, H. S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 876–882, 2009.

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; LOPES, W. S.; JÚNIOR, G. B. A.; DANTAS, A. M. M. Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras livres em reator anaeróbico de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 7, n. 2, p. 318-322, 2003.

LIM, S. J.; FOX, P. Biochemical methane potential (BMP) test for thickened sludge using anaerobic granular sludge at different inoculum/substrate ratios. **Biotechnology And Bioprocess Engineering**, v. 18, p. 306-312, 2013.

LIN, C.; RASKIN, L.; STAHL, A. A. Microbial community structure in gastrointestinal tracts of domestic animals: comparative analyses using rRNA-targeted. **Microbiology Ecology**, v. 22, p. 281-294, 1997.

LINDMARK, J. The wet fermentation biogás process: Limitations and possibilities for efficiency improvements. Thesis. Mälardalen University, Västerås, 2010

LISSENS, G.; THOMSEN, A. B.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W.; AHRING, B. K. Thermal wet oxidation improves anaerobic biodegradability of raw and digested biowaste. **Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 12, p. 3418–3424, 2004.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresour. Technol.**, v. 94, n. 3, p. 261-266, 2004. ISSN 0960-8524.

MACE, S.; BOLZONELLA, D.; CECCHI, F.; MATA ALVAREZ, J. Comparison of the biodegradability of the grey fraction of municipal solid waste of Barcelona in mesophilic and thermophilic conditions. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 4, p. 21-28, 2003.

MENDONÇA, J. C. **Influência da tinta de impressão na digestão anaeróbia do papel jornal**. 2003. 193 f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

MONTEGGIA, L. O.; BEAL, L. L.; LUCA, S. J. Requerimento de alcalinidade em processos biológicos anaeróbios. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 25, 1996, México. AIDIS, Consolidación para el desarrollo, México, D.F, 1996. p. 1-4.

MTZ. VITURTIA, A.; MATA ALVAREZ, J.; CECCHI, F. Two-phase continuous anaerobic digestion of fruit and vegetable waste. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 14, p. 257-267, 1995.

NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 210-218, 2012

NEVES, L.; GONÇALO, E.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures. *Waste Management*, v. 28, n. 6, p. 965–972, 2008.

NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under different waste/ inoculum ratios. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2019-2024, 2004. ISSN 1359-5113.

NEVES, L.; RIBEIRO, R.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Enhancement of methane production from barley waste. *Biomass and Bioenergy*, v. 30, n.6, p. 599–603, 2006.

NOPHARATANA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P. C.; CLARKE, W. P. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. *Waste Management*, v. 27, n. 5, p. 595–603, 2007.

OSTREM, K. Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. 2004. 59 f. Thesis. Earth Engineering Center Columbia University, New York, 2004

OWEN, W. F., STUCKEY D. C., HEALV JR., J. B., YOUNG, L. Y., MCCARTY, P. L. Bioassay for monitoring Biochemical Methane Potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, n. 13, p. 485-492, 1979.

PAVAN, P.; BATTISTONI, P.; CECCHI, F.; MATA ALVAREZ, J. Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability". In: Internacional Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, 2. Barcelona. Proceeding. Barcelona: Internacional Association on Water Quality, v. 1, p. 57-64, 1999.

PICANÇO, A. P. **Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2004. 135 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PINTO, D. M. C. R. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado**. 2000. 175 f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Sérgio Túlio Cassini (Coord.). Rio de Janeiro - RJ: Editora ABES, 2003. 204 p.

RAPOSO, F.; BANKS, C. J.; SIEGERT, I.; HEAVEN, S.; BORJA, R. Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 1444–1450, 2006.

RAPOSO, F.; BORJA, R.; MARTÍN, M. A.; MARTÍN, A.; DE LA RUBIA, M. A.; RINCÓN, B. Influence of inoculum–substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 149, n. 1, p. 70-77, 2009. ISSN 1385-8947.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861-877, 2012. ISSN 13640321.

RASI, S.; VEIJANEN, A.; RINTALA, J. Trace compounds of biogas from different biogas production plants. **Energy**, v. 32, n. 8, p. 1375-1380, 2007. ISSN 03605442.

RASI, S.; VEIJANEN, A.; RINTALA, J. Trace compounds of biogas from different biogas production plants. **Energy**, v. 32, n. 8, p. 1375

REICHERT, Geraldo Antônio. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. In: **Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental**, 23., 2005, Campo Grande. ABES, 2005. p. 18 - 23.

REIS, A.; SILVA JR., W.; GAVAZZA, S.; SANTOS, S. M. Start up and operation of an anaerobic digester used for treatment of organic solid waste. In: **World Congress On Anaerobic Digestion: Recovering (Bio) Resources For The World**, 13., 2013, Santiago de Compostela. 2013.

SCHIEVANO, A.; D'IMPORZANO, G.; MALAGUTTI, L.; FRAGALI, E.; RUBONI, G.; ADANI, F.. Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5728-5732, 2010. ISSN 0960-8524.

SOUTO, G. D. B. Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. 2005. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

SOUTO, T. F. S. Influência das Condições de Incubação no Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) de Lodos Anaeróbios. 2007. 194 f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

STROOT, P. G; MCMAHON, K.D.; MACHIE, R.I.; RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolid under various mixing conditions: I. Digester performance. *Water Research*, v. 35, n. 1, p. 1804-1816, 2001.

TORRES CASTILLO, R.; LLABRÉS LUENGO, P.; MATA ALVAREZ, J. Temperatura effect on anaerobic digestion of bedding straw in a one phase system at diferente inoculum concentration". *Agriculture, Exosystems and Environment*, v. 54, p. 55-66, 1995.

UNIÃO EUROPÉIA. Directiva Européia 1999/31/CE do Conselho de 26 de Abril de 1999 relativa à deposição de resíduos em aterros. União Européia, 1999.

WANG, J.Y.; XU, H.L.; ZHANG, H.; TAY, J.H. Semi-continuous anaerobic digestion of food waste using a hybrid anaerobic solid-liquid bioreactor. *Water Science and Technology*, v. 48, n.4, p. 169-174, 2003.

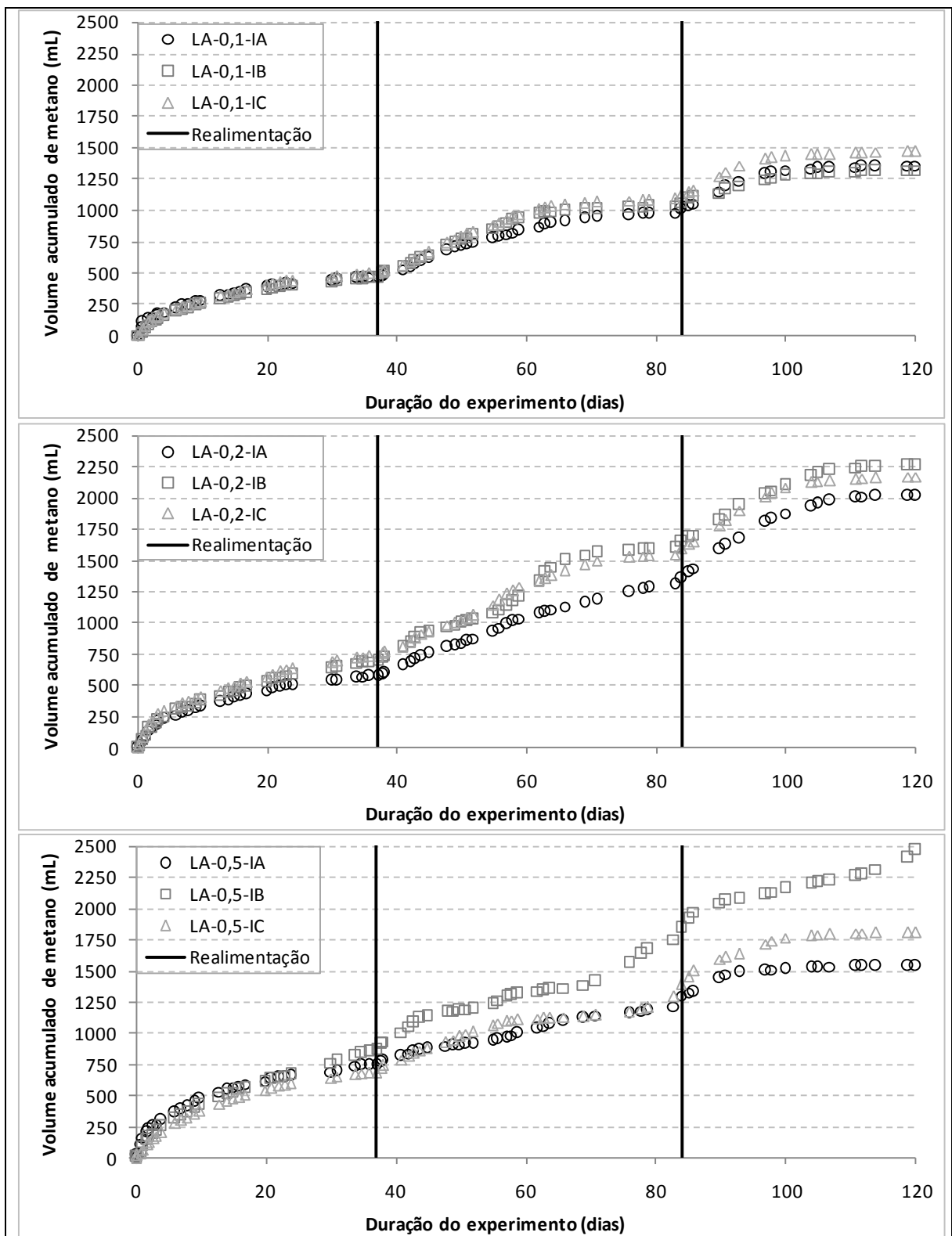
WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7928-7940, 2008.

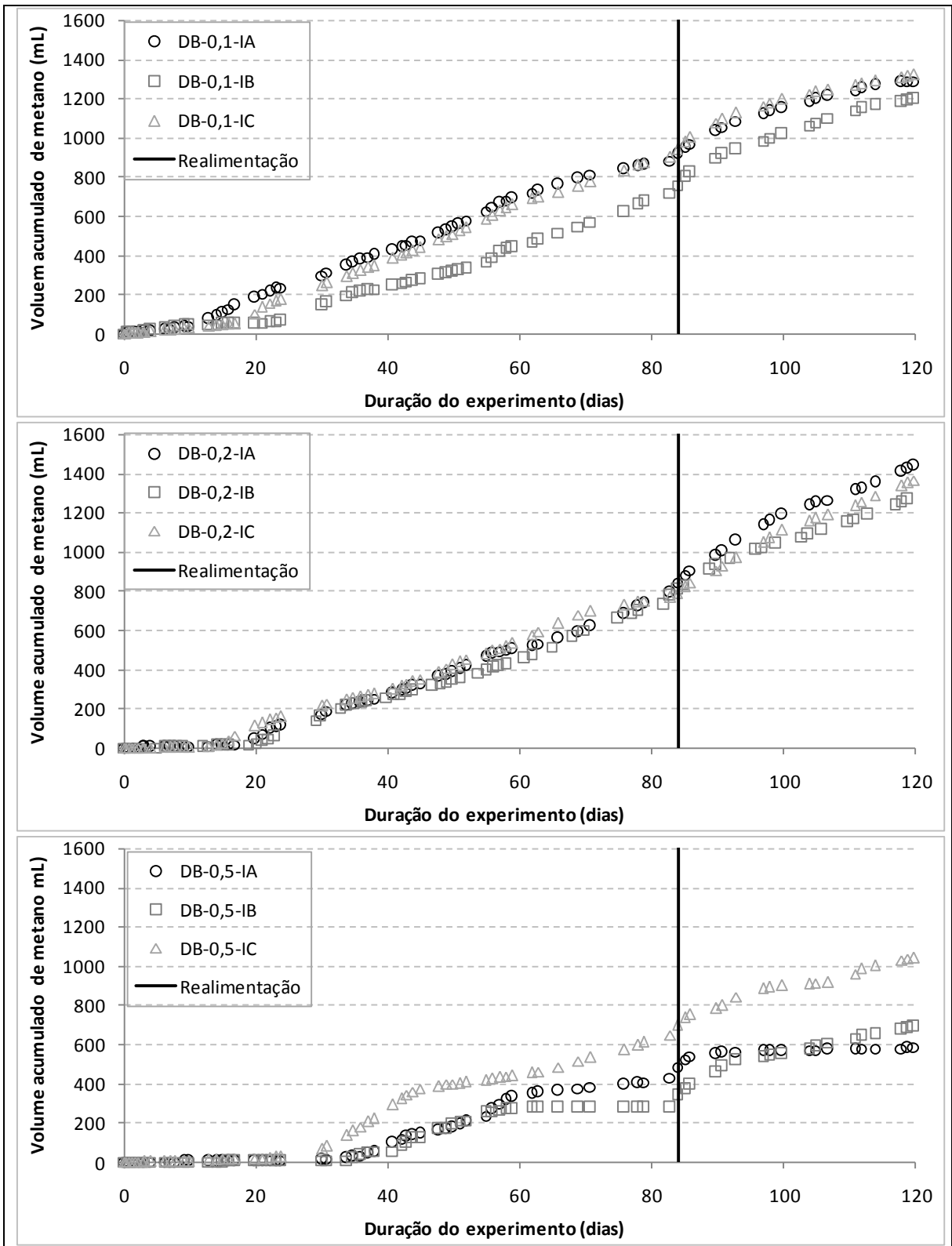
XU, HAI LOU; WANG, JING. YUAN; TAY, JOO HWA. A hybrid anaerobic solid-liquid bioreactor for food waste digestion. *Biotechnology Letters*, v. 24, p. 757-761, 2004.

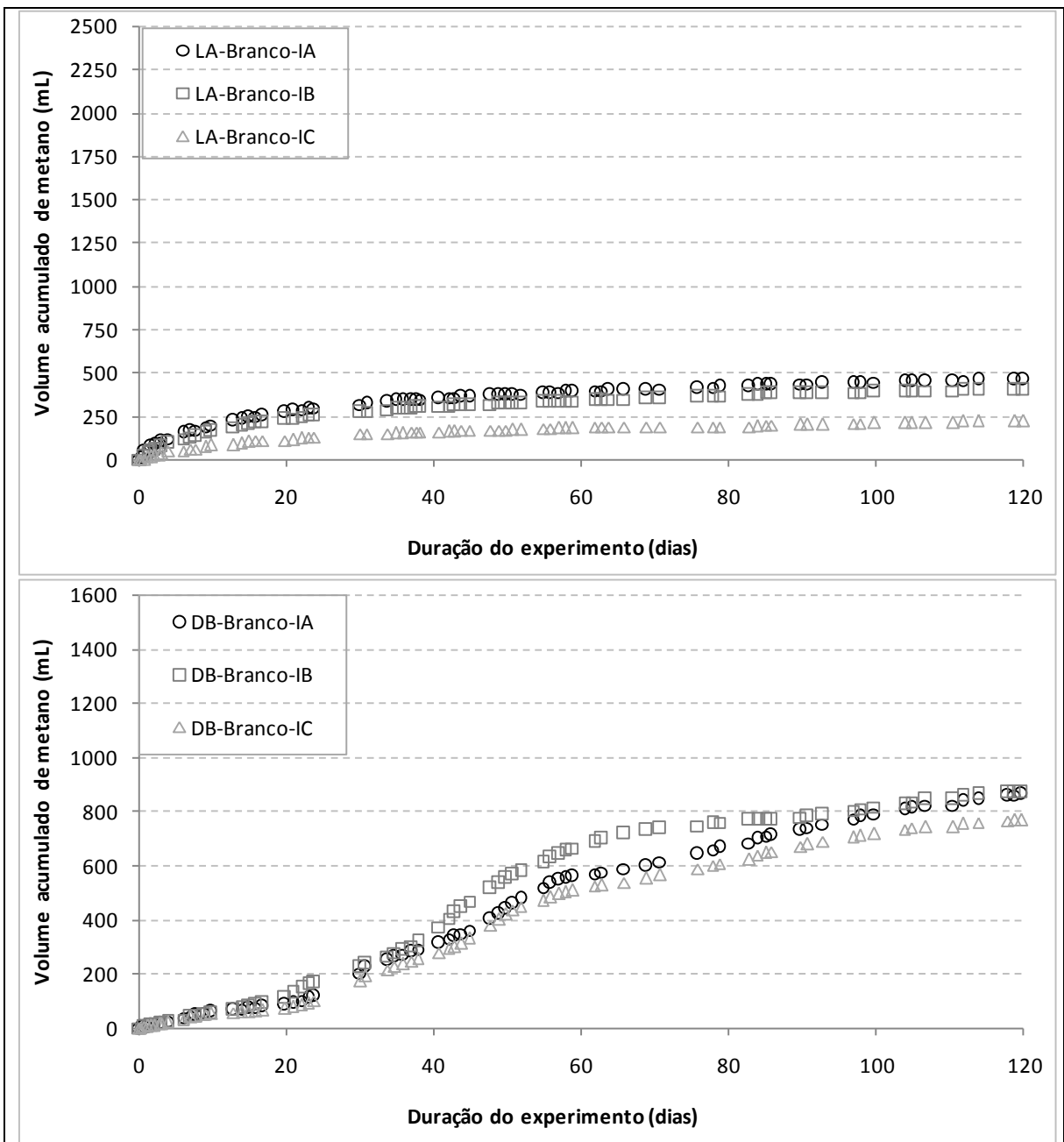
ZANETTE, A. L. Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil. 2009. 105 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 929-935, 2007.

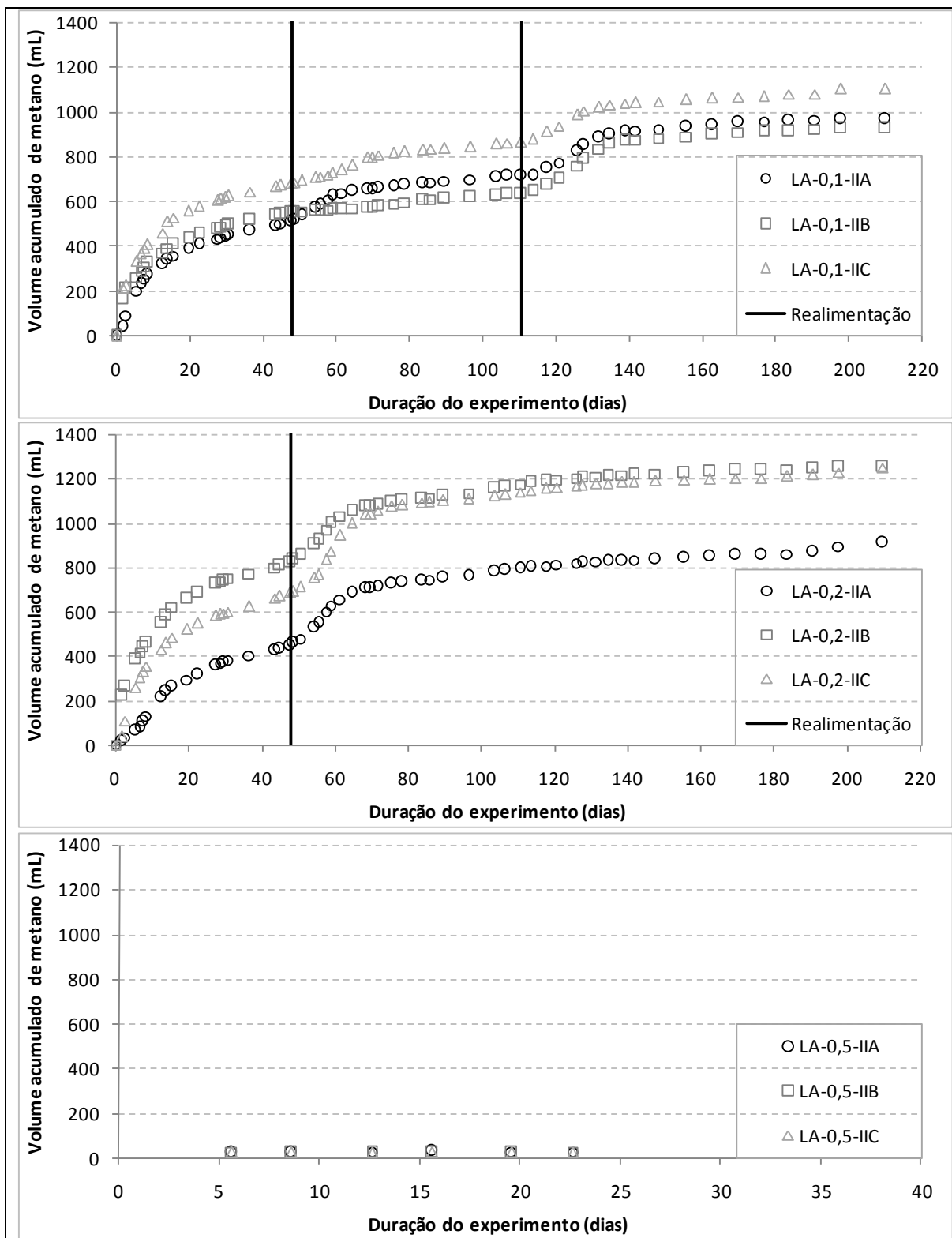
## APÊNDICE A – Produção acumulada de metano no teste I, com agitação mecânica

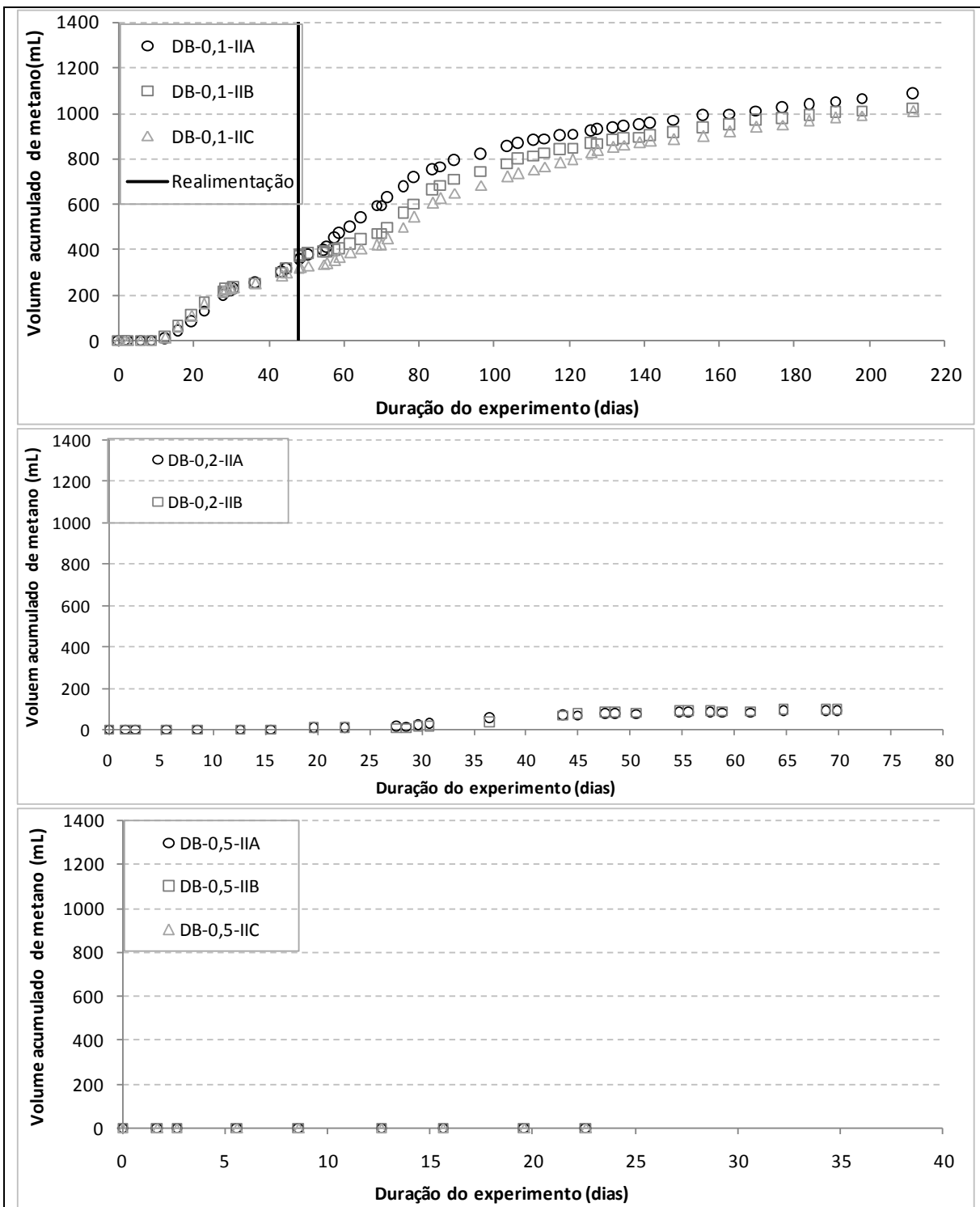




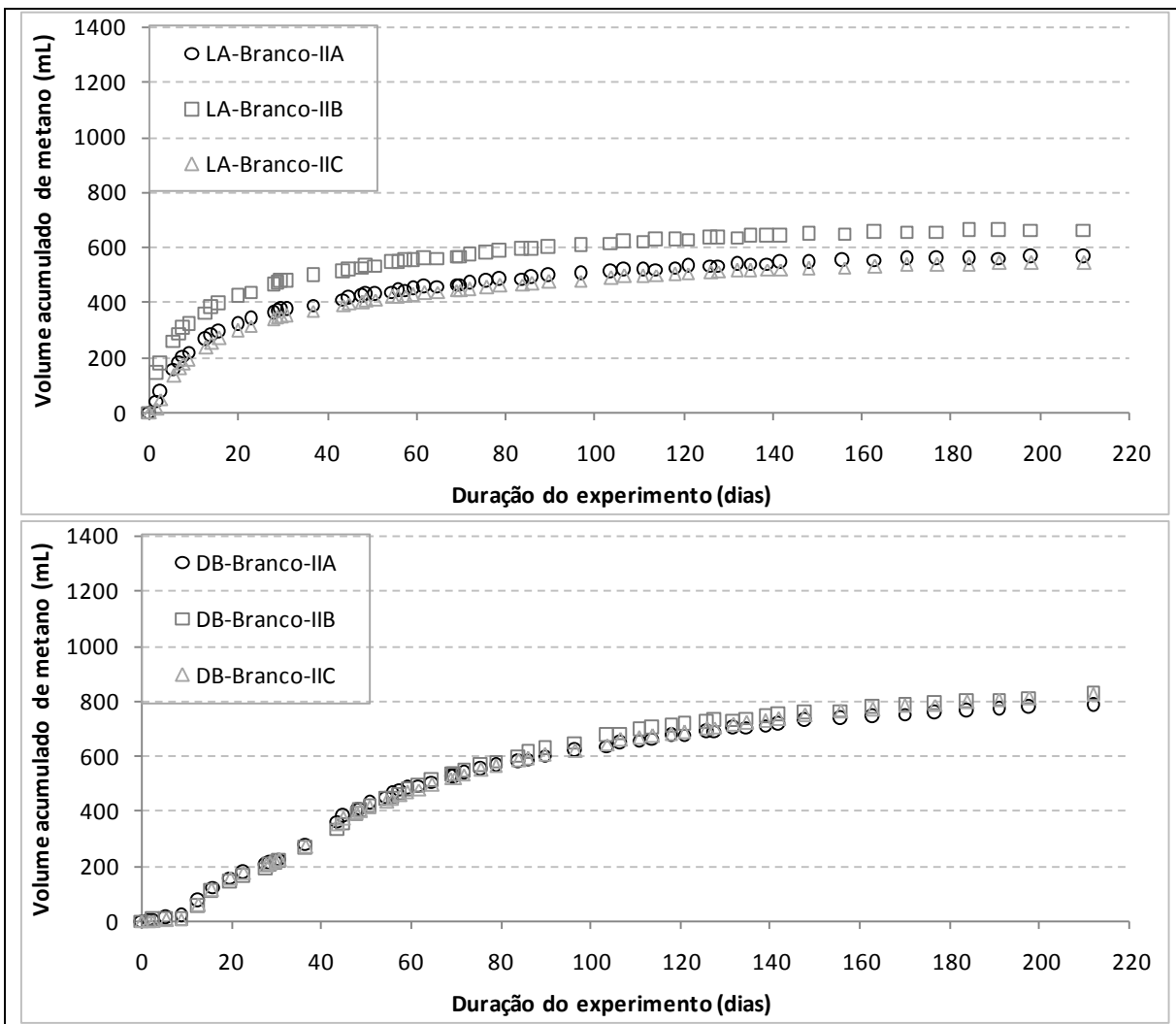


## APÊNDICE B – Produção acumulada de metano no teste II, sem agitação mecânica

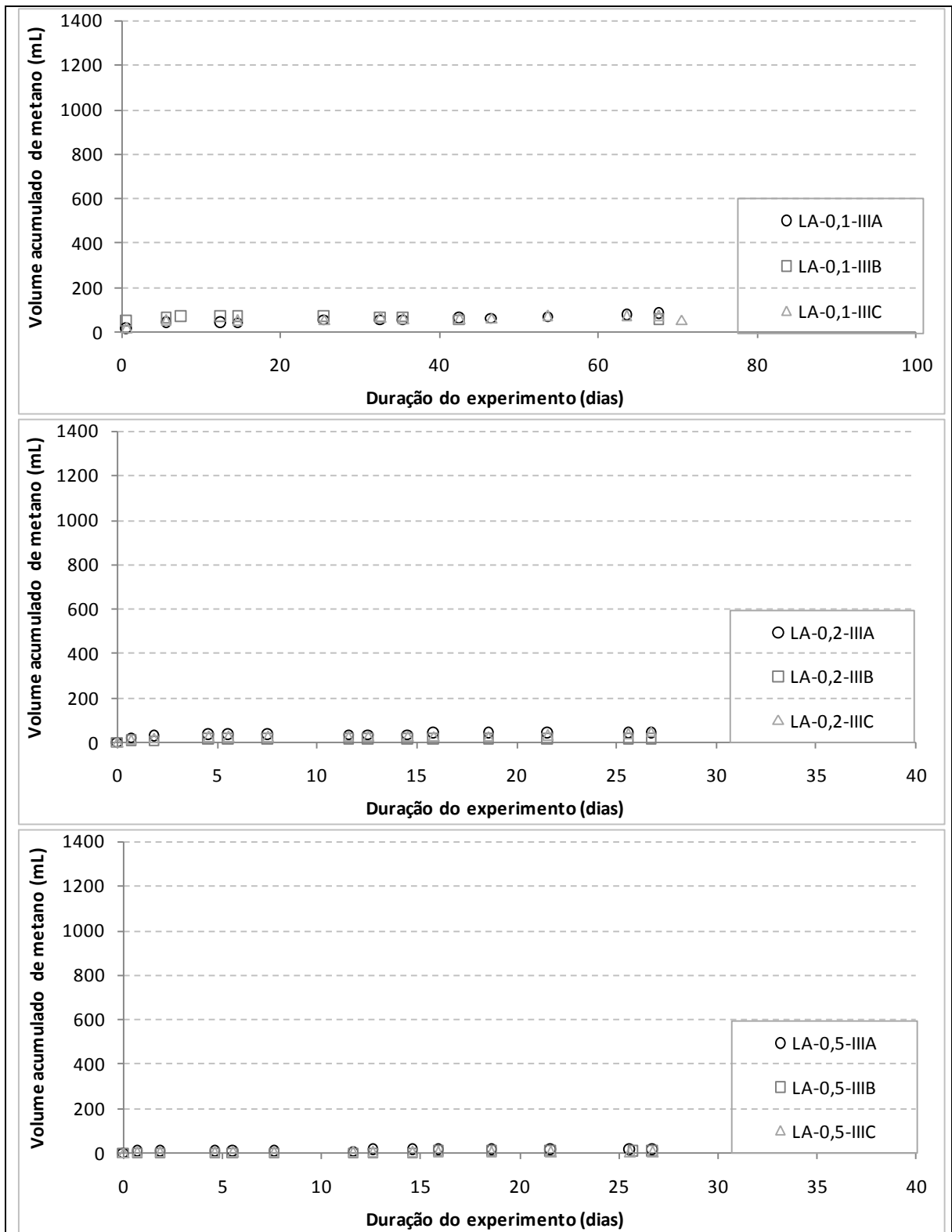


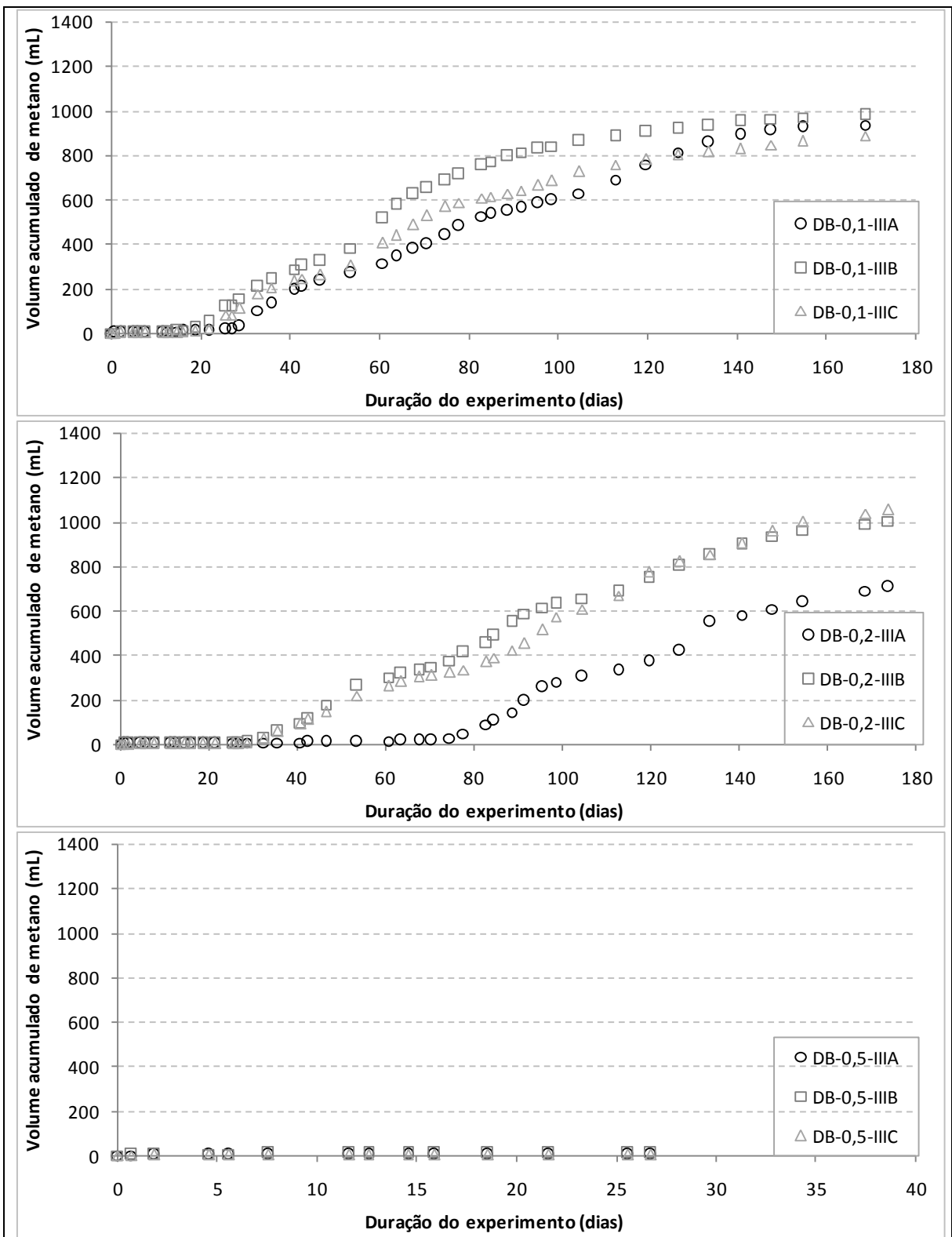


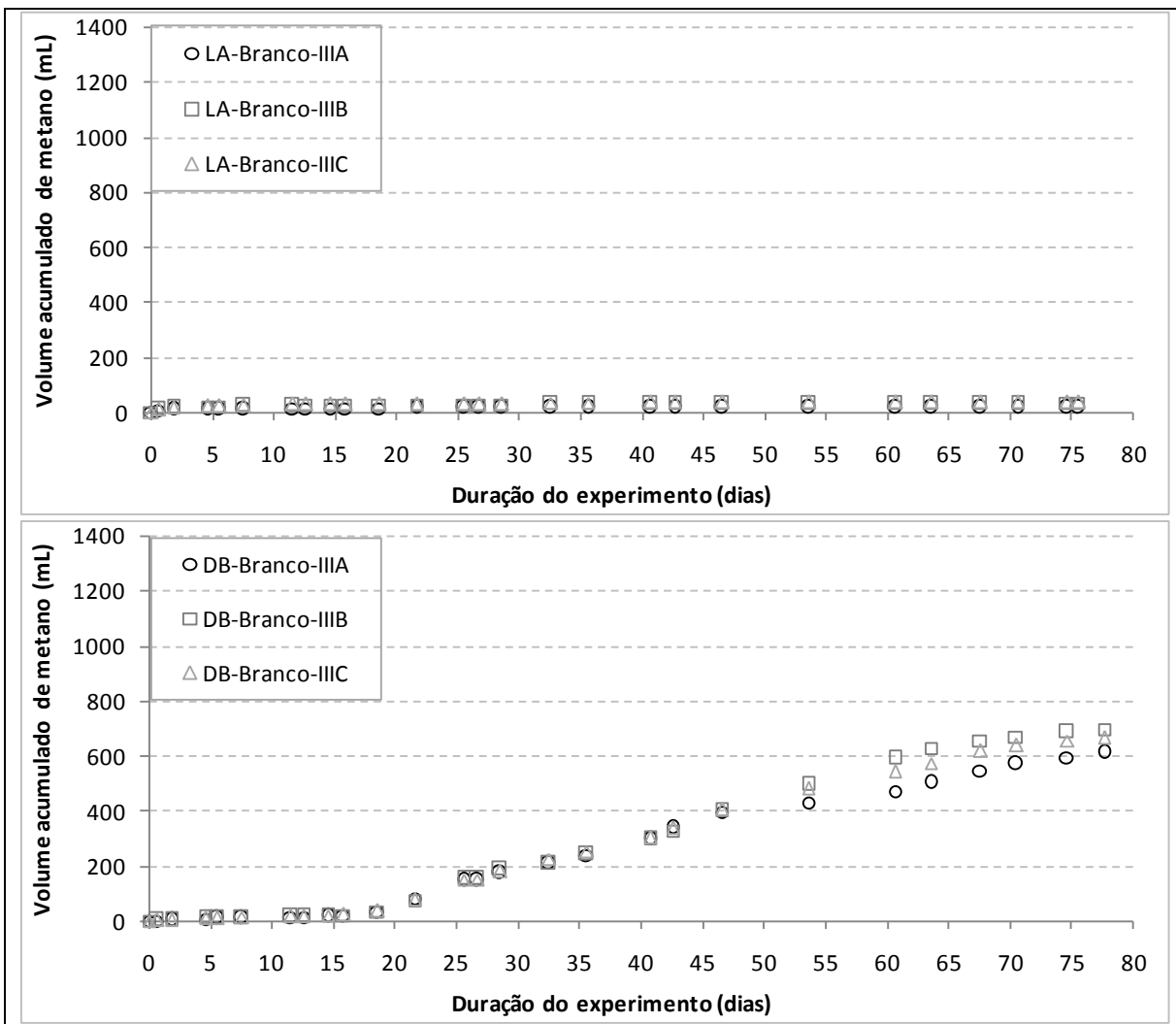
Nota: A amostra DB-0,2-IIC foi removida da triplicata uma vez que foi considerada *outlier* ao se aplicar o teste Q de Dixon.



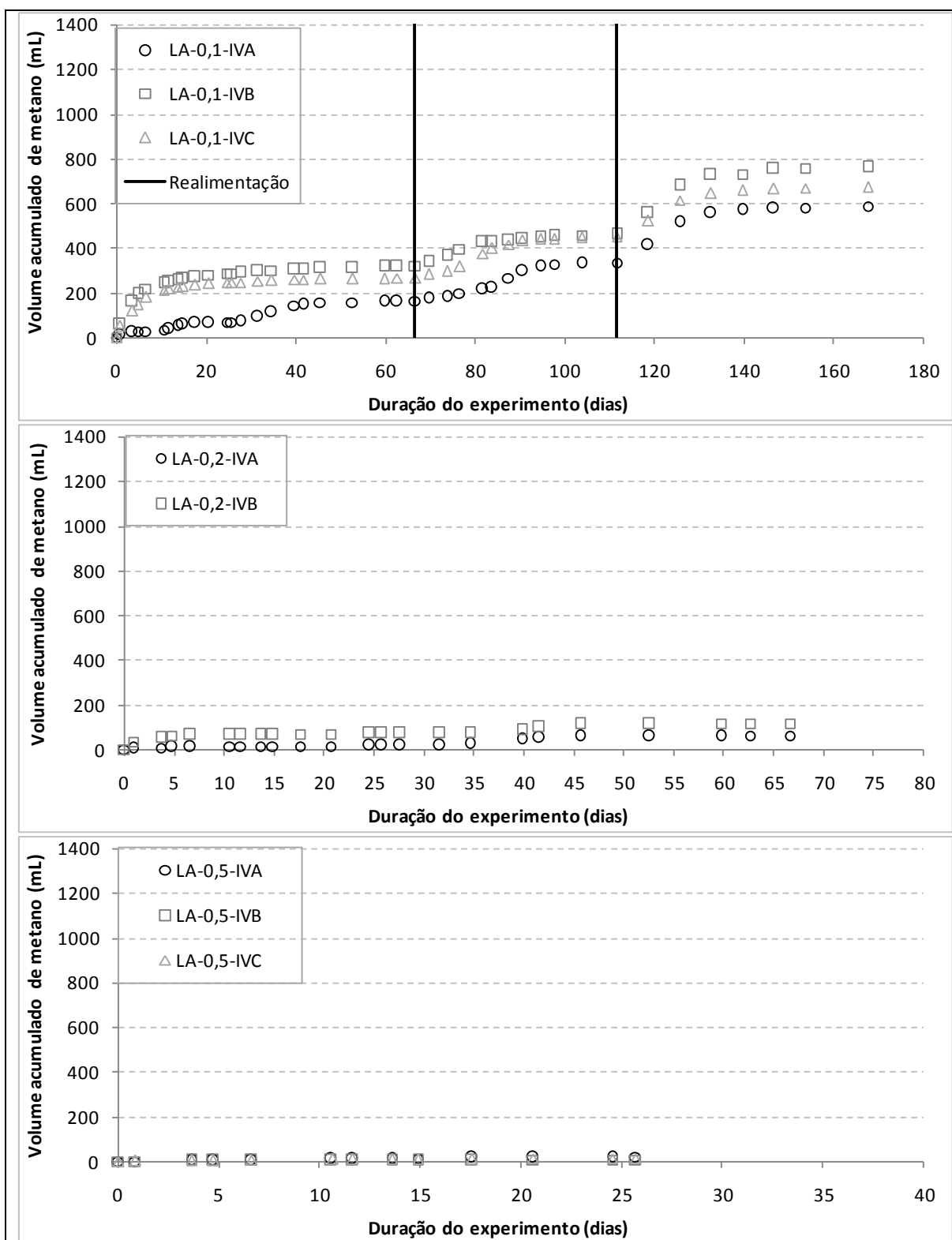
### APÊNDICE C – Produção acumulada de metano no teste III, sem agitação mecânica



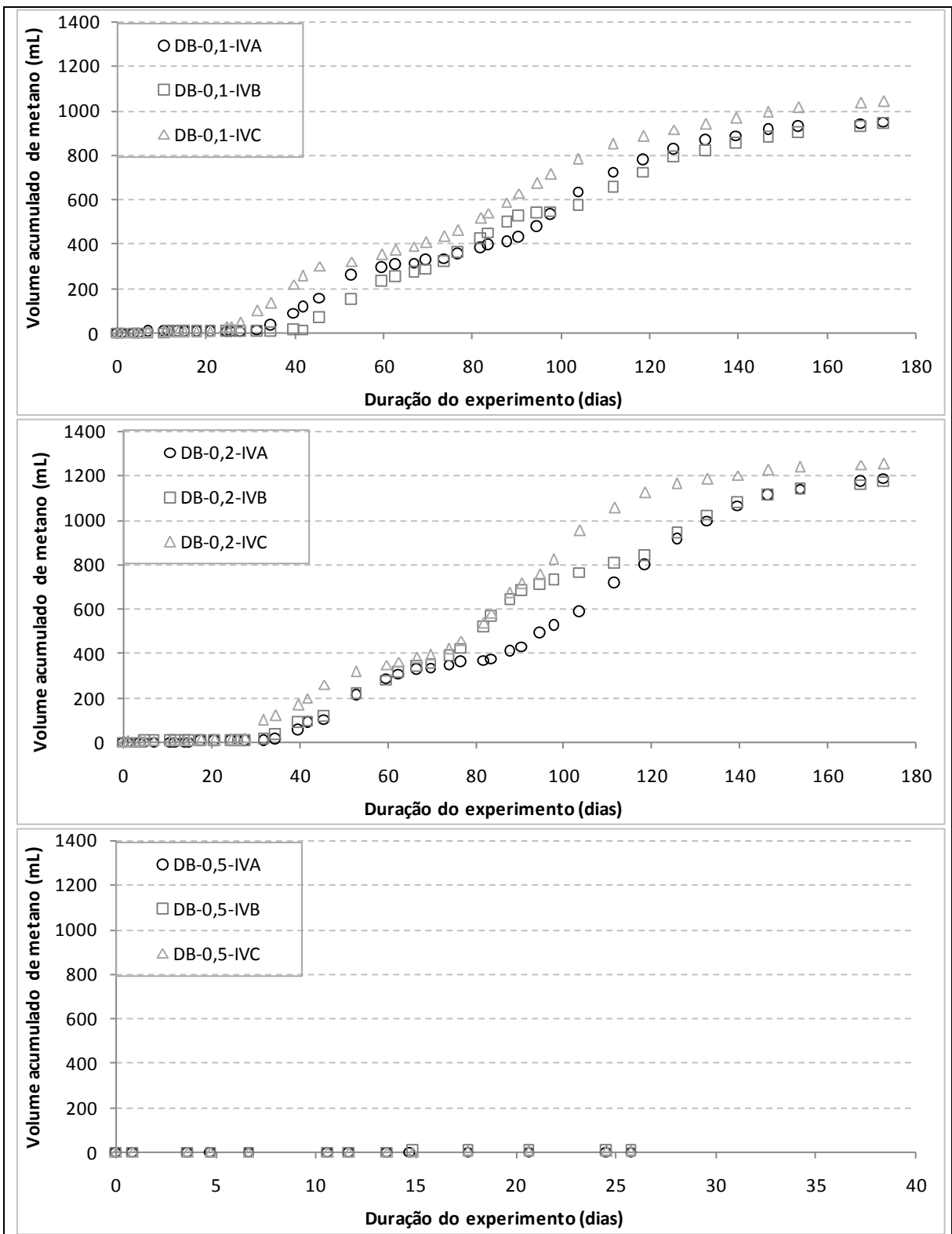


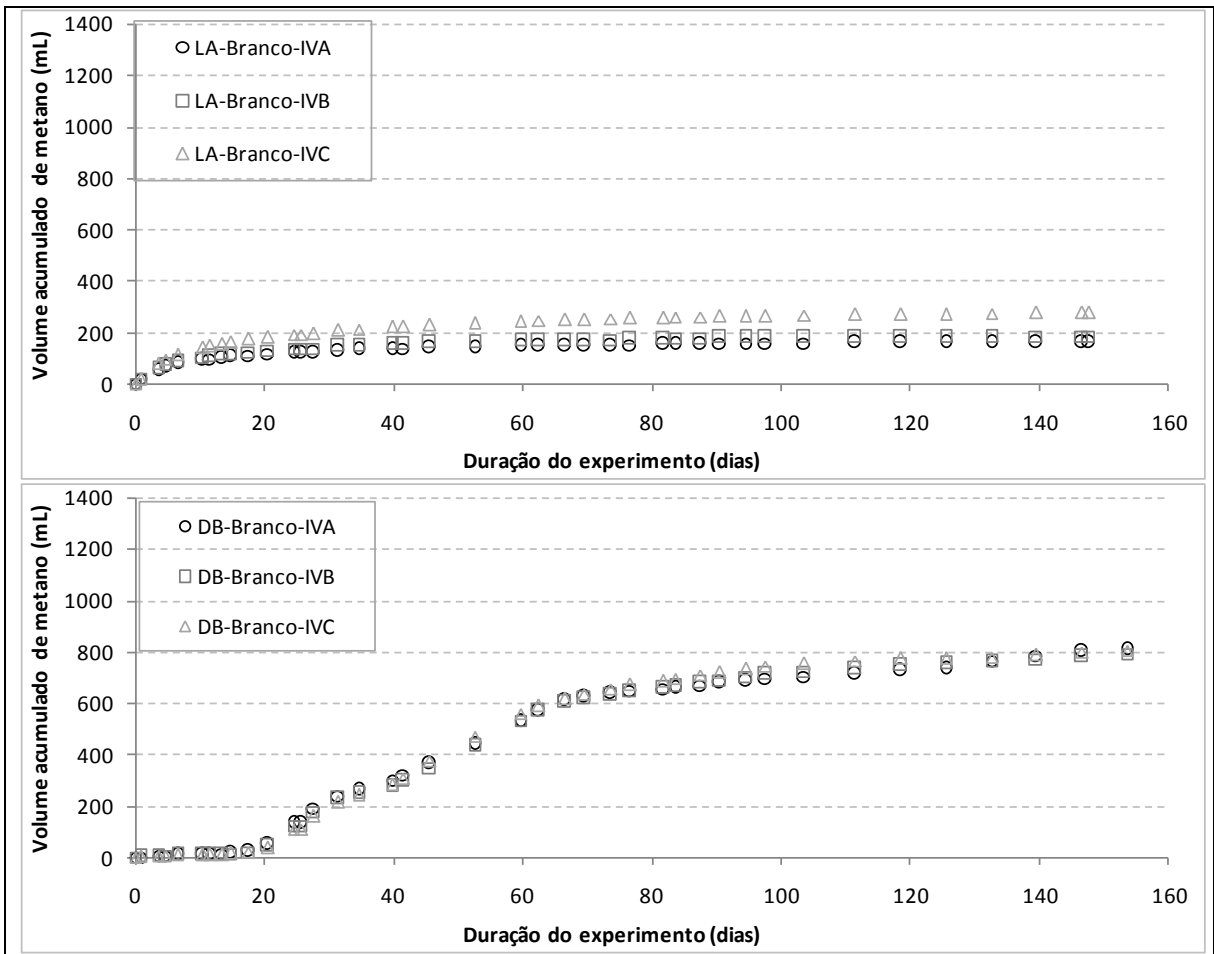


## APÊNDICE D – Produção acumulada de metano no teste IV, sem agitação mecânica

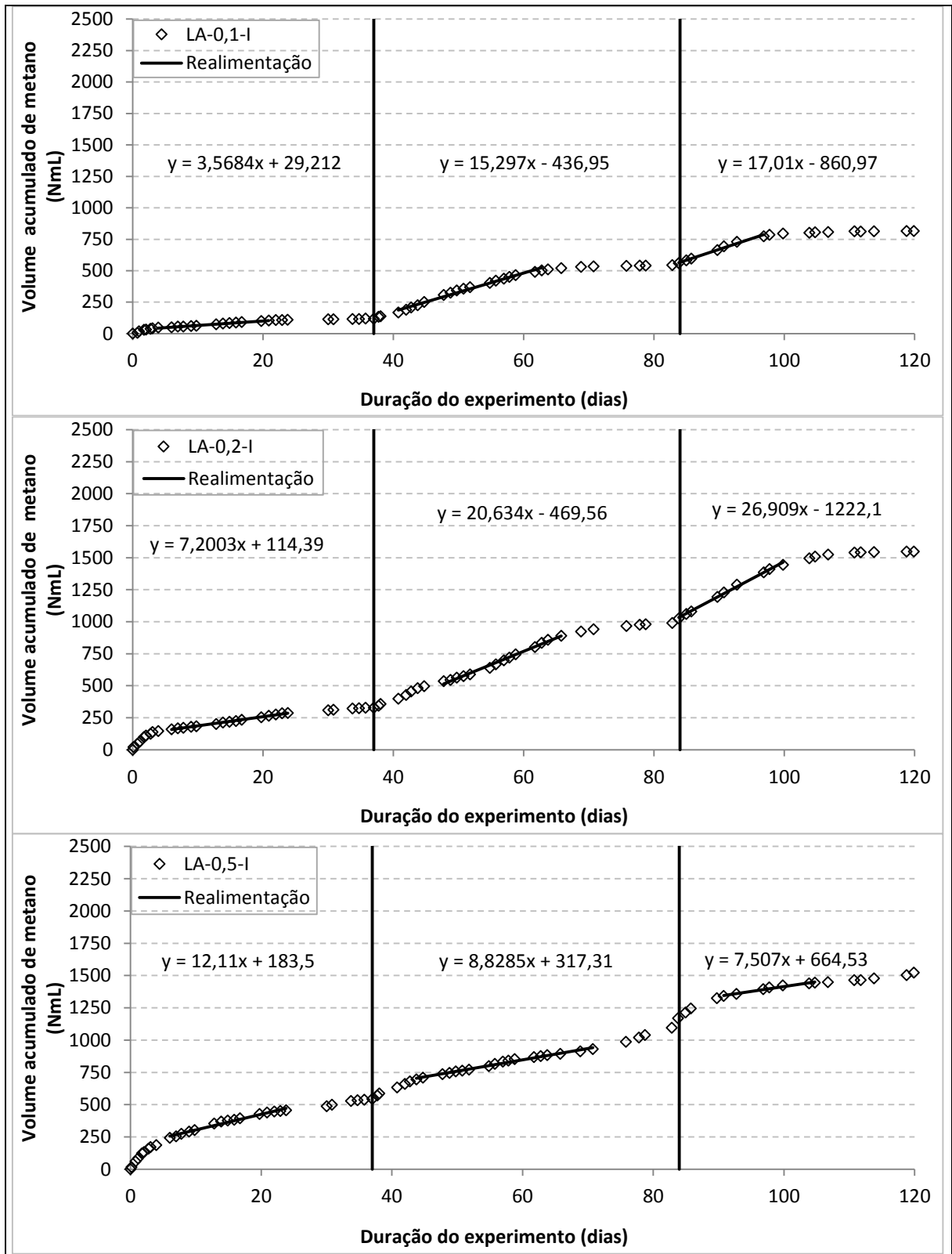


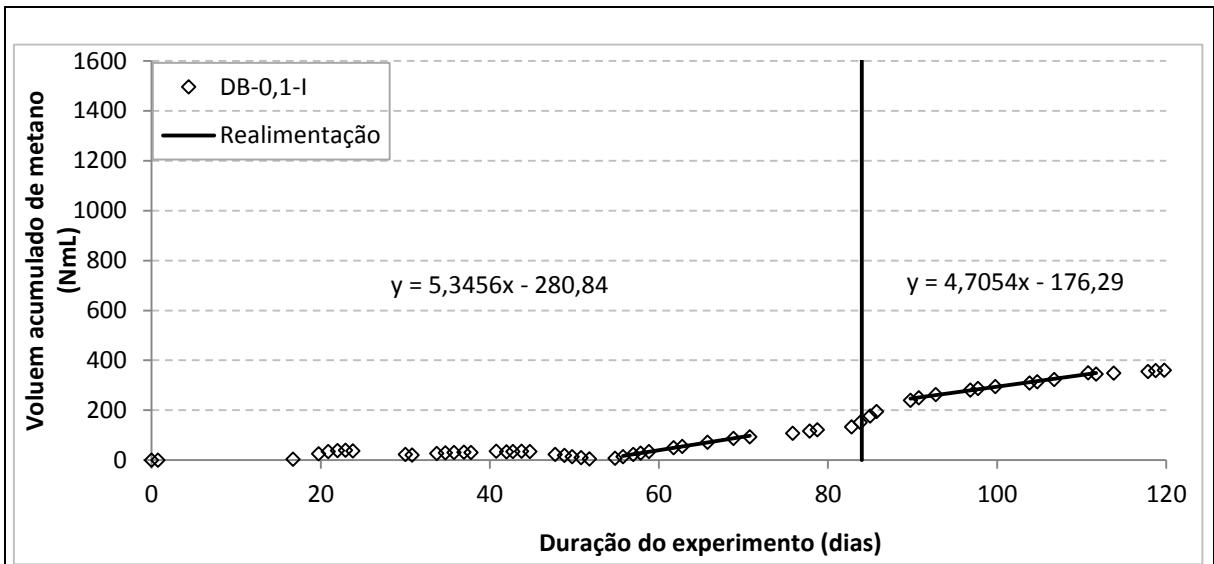
Nota: A amostra LA-0,2-IVC foi removida da triplicata uma vez que foi considerada *outlier* ao se aplicar o teste Q de Dixon.





**APÊNDICE E** – Gráficos utilizados na determinação da taxa máxima de produção de metano no teste I, com agitação mecânica





**APÊNDICE F** – Gráficos utilizados na determinação da taxa máxima de produção de metano nos testes II, III e IV, sem agitação mecânica

