



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**INTERFERÊNCIAS NO COMPORTAMENTO DEGRADATIVO DE
RESÍDUOS ORGÂNICOS ASSOCIADOS ÀS CONCENTRAÇÕES DE
GASES GERADOS EM UM BIORREATOR DE BANCADA**

NATALÍ ACIOLY DE LUNA FERREIRA

CAMPINA GRANDE

FEVEREIRO - 2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**INTERFERÊNCIAS NO COMPORTAMENTO DEGRADATIVO DE
RESÍDUOS ORGÂNICOS ASSOCIADOS ÀS CONCENTRAÇÕES DE
GASES GERADOS EM UM BIORREATOR DE BANCADA**

NATALÍ ACIOLY DE LUNA FERREIRA

Dissertação apresentada ao programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento as exigência para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

Orientadora: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Co – Orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

CAMPINA GRANDE

FEVEREIRO - 2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

F383i Ferreira, Natalí Acioly de Luna.
Interferências no comportamento degradativo de resíduos orgânicos associados às concentrações de gases gerados em um biorreator de bancada / Natalí Acioly de Luna Ferreira. – Campina Grande, 2015.
91 f. : il. Color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2015.

"Orientação: Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo".
Referências.

1. Resíduos Sólidos Orgânicos. 2. Biorreator. 3. Biogás. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Melo, Márcio Camargo de. III. Título.

CDU 628.4.042(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFPG
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL- UAEC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL- PPGECA



FOLHA DE APROVAÇÃO

INTERFERÊNCIAS NO COMPORTAMENTO DEGRADATIVO DE RESÍDUOS
ORGÂNICOS ASSOCIADOS ÀS CONCENTRAÇÕES DE GASES GERADOS EM UM
BIORREATOR DE BANCADA

MESTRANDA: NATALÍ ACIOLY DE LUNA FERREIRA

Dissertação defendida e aprovada em: 24/02/2015

Pela Banca Examinadora

(Assinatura):

Prof^a. Dr^a.: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

(Orientadora) - Universidade Federal de Campina Grande – UFPG

(Assinatura):

Prof. Dr.: Márcio Camargo de Melo

(Co-Orientador) - Universidade Federal de Campina Grande – UFPG

(Assinatura):

Prof^a. Dr^a. (Examinadora interna) Andrea Carla Lima Rodrigues

Universidade Federal de Campina Grande – UFPG

(Assinatura):

Prof^a. Dra. (Examinadora externa) Ana Ghislane Henriques Pereira Van Elk

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

CAMPINA GRANDE – PB

FEVEREIRO / 2015

“Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades, lembrai-vos de que as grandes coisas do homem foram conquistadas do que parecia impossível”.

Charles Chaplin

Dedicatória

Aos meus queridos filhos Sophia e Miguel por fazerem valer a pena todo esforço e dedicação. Poder ficar junto a vocês é um privilégio diário.

A minha mãe Hedilene, a minha irmã Vanessa e ao meu marido Ederson por não me deixarem fraquejar durante esta jornada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me proporcionado viver esta experiência de extremo aprendizado.

A minha mãe, Hedilene Acioly de Luna, a minha irmã, Vanessa Acioly de Luna, amor dedicado em todos os momentos e pelo constante apoio.

Ao meu marido, Ederson Gomes Ferreira, pelo amor e compreensão especialmente dedicados durante a realização desta pesquisa.

Aos meus amados filhos, Sophia Acioly Ferreira e Miguel Acioly Ferreira, por me motivarem em todas as ações da minha vida.

A minha Orientadora, a Professora Dr. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, pela oportunidade de ingressar no Grupo de pesquisa de Geotecnia Ambiental (GGA), pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu “Co-Orientador”, o Professor Dr. Márcio Camargo de Melo, pela grande colaboração durante o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Professor William de Paiva pelos esclarecimentos relacionados aos dados estatísticos.

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) em especial, a Márbara, Alessandra, Elisa e Juciélio colaboração mais direta na realização desta pesquisa.

A todos os professores que participaram de toda a minha formação, pelos ensinamentos transmitidos.

A CAPES pelo apoio financeiro dispensado.

Enfim a todos que contribuíram direta ou indiretamente nesta trajetória de dois anos de muito aprendizado e amadurecimento.

RESUMO

Entre os principais problemas associados a falta de gerenciamento adequado dos resíduos sólidos no Brasil, está a disposição inadequada no ambiente e, tendo em vista que, cerca de 50 a 60% deste são constituídos de matéria orgânica que sofre biodegradação gerando lixiviado e gases estufas, contaminando o solo, a água e o ar. Neste sentido, faz-se necessário a aplicação de métodos que possam ser utilizados como alternativas de tratamento. Uma das alternativas que vem se destacando nesse sentido é a utilização de biorreatores anaeróbios que utilizam Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) na geração de biogás, considerado como fonte de energia renovável. Entretanto, alguns fatores podem influenciar na eficiência do processo e nas concentrações de gases gerados, dentre eles fatores ambientais, físico-químicos e microbiológicos. Este estudo teve como objetivo avaliar a influência dos principais fatores intervenientes no tratamento anaeróbio da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos e nas concentrações de gases gerados durante o processo. A metodologia empregada na pesquisa consistiu na confecção e instrumentação de um biorreator de bancada de 0,03 m³ de volume, no qual foram realizados monitoramento das concentrações de gases e análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos durante um período de 355 dias. A partir da análise dos resultados, foi possível identificar que as grandes variações de alguns parâmetros, como temperatura e pH no início do processo podem ter retardado a produção de gases, porém, as alterações de tais fatores, não foram suficientes para causar a interrupção do processo de degradação anaeróbia dos resíduos, uma vez que as concentrações de metano foram as esperadas para este tipo de processo ficando em cerca de 60%. Desta forma, foi possível concluir que, os fatores intervenientes no processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos analisados nesse trabalho contribuíram positivamente para que os gases constituintes do biogás apresentassem concentrações médias dentro da faixa esperada para este tipo de processo.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos sólidos orgânicos, Biorreator, Fatores intervenientes.

ABSTRACT

Among the main problems associated with lack of proper management of solid waste in Brazil, is the improper disposal on the environment and, given that about 50-60% of this is made up of organic matter that undergoes biodegradation generating leachate and greenhouse gases, contaminating soil, water and air. In this sense, it is necessary to apply methods that can be used as treatment alternatives. One alternative that has stood out in this regard is the use of anaerobic bioreactors using Organic Waste Solids (RSO) in the generation of biogas, considered as a source of renewable energy. However, some factors may influence the process efficiency and the gas concentrations generated, including environmental factors, physical, chemical and microbiological. This study aimed to evaluate the influence of the main factors involved in the anaerobic treatment of putrescible organic fraction of municipal solid waste and the gas concentrations generated during the process. The methodology used in the research consisted of making and instrumentation of a bioreactor of 0.03 m³ of volume bench, which were carried out monitoring gas concentration and analysis of physical, chemical and microbiological parameters for a period of 355 days. From the analysis of the results, we found that the large variations of some parameters such as temperature and pH at the beginning of the process may have slowed the production of gases, however, the changes of these factors were not enough to cause the interruption of anaerobic degradation process of waste, since methane concentrations were expected for this kind of process running at about 60%. Thus, it was possible to conclude that the factors involved in the anaerobic digestion process of organic residues analyzed in this work contributed positively to the biogas constituent gases presented average concentrations within expected range for this type of process.

KEYWORDS: organic solid waste, Bioreactor, intervening factors.

LISTA DE FIGURAS

| FIGURA | DESCRIÇÃO | PÁGINA |
|-------------------|--|---------------|
| Figura 1 - | Composição gravimétrica (%) dos resíduos sólidos no Brasil..... | 19 |
| Figura 2- | Fases da digestão anaeróbia..... | 24 |
| Figura 3- | Fases do crescimento microbiano..... | 29 |
| ARTIGO 1 | | |
| Figura 1- | Biorreator monitorado..... | 48 |
| Figura 2- | Relação entre o pH e a concentração volumétrica de metano..... | 51 |
| Figura 3- | Relação entre a alcalinidade e a concentração volumétrica de metano..... | 53 |
| Figura 4- | Relação entre os ácidos voláteis e as concentrações volumétricas de metano..... | 54 |
| Figura 5- | Relação entre os ácidos voláteis e os aeróbios totais..... | 56 |
| ARTIGO 2 | | |
| Figura 1- | Biorreator monitorado..... | 64 |
| Figura 2- | Estufa onde o biorreator permaneceu durante todo o monitoramento..... | 66 |
| Figura 3- | Temperatura interna do biorreator versus temperatura ambiente da estufa..... | 68 |
| Figura 4- | pH em função do tempo..... | 70 |
| Figura 5- | Teor de umidade em função do tempo..... | 71 |
| Figura 6- | Teor de sólidos voláteis em função do tempo..... | 72 |
| Figura 7- | Aeróbios totais versus fungos em função do tempo..... | 73 |
| Figura 8- | Concentração volumétrica (%) de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ em função do tempo..... | 75 |
| Figura 9- | Concentração volumétrica (%) de CO e H ₂ S em função do tempo... | 76 |

LISTA DE QUADROS E TABELAS

| | PÁGINAS |
|---|----------------|
| Tabela 1- Equivalência de 1m ³ de biogás com relação a outros combustíveis..... | 32 |
| ARTIGO 1 | |
| Quadro 1- Metodologia dos parâmetros usados na pesquisa..... | 50 |
| Tabela 1- Matriz de correlação dos parâmetros analisados..... | 56 |
| ARTIGO 2 | |
| Quadro 1- Metodologia dos parâmetros usados na pesquisa..... | 67 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 13 |
| 1.1 Objetivos | 14 |
| 1.1.1 Objetivo Geral..... | 14 |
| 1.1.2 Objetivos Específicos | 14 |
| 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... | 16 |
| 2.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos | 16 |
| 2.2 Resíduos Sólidos Orgânicos | 18 |
| 2.2.1 Formas de Tratamento dos Resíduos Sólidos Orgânicos | 19 |
| 2.2.3 Geração de Biogás a partir da Degradação dos Resíduos Sólidos Orgânicos | 28 |
| 2.2.4 Utilização de Reatores Anaeróbios no tratamento de RSO..... | 39 |
| 3. ARTIGO 1 | 43 |
| INTRODUÇÃO..... | 45 |
| METODOLOGIA | 46 |
| RESULTADOS E DISCUSSÃO | 49 |
| CONCLUSÕES..... | 55 |
| REFERÊNCIAS | 56 |
| 4. ARTIGO 2..... | 62 |
| INTRODUÇÃO..... | 60 |
| METODOLOGIA | 61 |
| RESULTADOS E DISCUSSÃO | 66 |
| CONCLUSÃO | 75 |
| REFERÊNCIAS | 76 |
| 5. CONCLUSÃO GERAL | 80 |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 81 |

1 INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico e econômico da população tem conduzido a um aumento exponencial na geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e, em virtude do seu manejo e disposição inadequada, o agravamento dos impactos ambientais.

Da massa total de RSU gerados no Brasil, cerca de 55% (porcentagem em peso), é composta de Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) que, por apresentarem características de biodegradabilidade e solubilidade, são fontes de poluição e/ou contaminação quando dispostos de maneira inadequada. Dentre os impactos que os RSO podem acarretar ao meio ambiente, destacam-se a geração de líquidos percolado (chorume), capazes de poluir o solo, o ar e a água.

Diante disso, torna-se imprescindível o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que viabilizem o aproveitamento racional da matéria orgânica, de forma a minimizar os impactos ambientais e de saúde pública causados por esses materiais, garantindo a melhoria da qualidade de vida da população.

As soluções inerentes aos problemas advindos da disposição inadequada dos RSO estão vinculadas as formas de tratamento específico para este tipo de material. Tais soluções geram economia de recursos naturais, produção e aproveitamento de energia, além de diminuir consideravelmente a quantidade de RSU lançados no ambiente, bem como contribuir para a geração de emprego e renda (VIRIATO, 2013).

As duas principais formas de tratamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos adotadas no Brasil consistem no tratamento aeróbio dos resíduos (compostagem) e o tratamento anaeróbio, este último que se trata de um método bioquímico, no qual diversos microrganismos interagem para converter compostos orgânicos complexos em biogás, mistura gasosa composta principalmente por Metano e Dióxido de Carbono, em proporções diferenciadas, que podem ser utilizados como fonte alternativa de energia.

Existe, porém, uma série de fatores que podem influenciar o comportamento degradativo da fração orgânica dos resíduos, e conseqüentemente, as concentrações de gases gerados, de forma a contribuir com a aceleração ou o retardamento do processo. Assim, a compreensão das interposições ocasionadas por fatores ambientais, físico-químicos e microbiológicos é de fundamental importância, pois possibilita a correção de interferências negativas, de modo a potencializar a produção de biogás e elevar as concentrações de metano, aumentando assim, o potencial energético do gás produzido.

Uma maneira eficiente de entender o processo de biodegradação dos resíduos e os diversos fatores que nele influenciam, é por meio do uso de biorreatores em pequena escala, pois eles fornecem dados mais precisos e podem ser facilmente manipulados, propiciando a criação de um ambiente adequado para o bom desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

1.1 Objetivos

Para a descrição da proposta contida nesta pesquisa, o conteúdo teórico terá como pilares os seguintes objetivos:

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar os fatores que interferem no processo de degradação de resíduos orgânicos provenientes da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, localizada na cidade de Campina Grande – PB, relacionando-os com concentrações de gases gerados por meio do monitoramento de um biorreator de bancada.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Identificar as concentrações de gases no biorreator e relacioná-las com os fatores intervenientes no processo degradativo dos resíduos orgânicos;
- Verificar as fases de biodegradação dos resíduos e correlacionar com as concentrações de gases gerados;
- Avaliar as interferências dos parâmetros físico-químicos no comportamento dos microrganismos responsáveis pela degradação dos resíduos orgânicos;
- Correlacionar estatisticamente os diversos parâmetros analisados.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Dentre todos os impactos negativos originados por meio das atividades antrópicas, pode-se destacar a elevada produção de RSU, tendo em vista que tais resíduos são capazes de afetar a qualidade do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas, além de serem veículos para proliferação de vetores de diversas doenças.

É necessário que sejam desenvolvidas pesquisas que visem a viabilização do manejo ambientalmente adequado desses resíduos, através de inovações relacionadas à forma de disposição final e de tratamento desses materiais. Dentre as áreas promissoras para obtenção de inovações está a digestão anaeróbia, que tem se apresentado como uma maneira de tratar os RSO, pois além de colaborar para mitigação dos impactos ambientais causados por esse tipo de resíduos, também colabora com o fornecimento de uma fonte alternativa de energia, através do uso do produto dessa reação, o biogás.

Para minimizar os impactos causados pela alta produção de RSU é preciso traçar diretrizes que possam conduzir a um bom gerenciamento destes. Um passo importante nesse sentido é um amplo conhecimento sobre as especificidades desses materiais: volume produzido, composição, proporção de cada material, etc. Estes dados são fornecidos através das metodologias de caracterização dos resíduos.

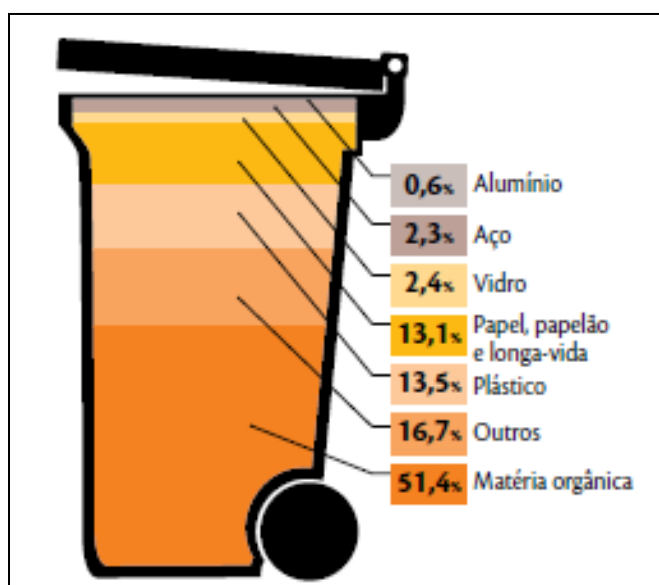
2.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos

O estudo direcionado à caracterização dos RSU apresenta-se como uma importante atividade do processo de gerenciamento, uma vez que através das informações coletadas, os órgãos responsáveis pelo serviço de limpeza pública podem verificar as alterações ocorridas nos aspectos referentes à composição e quantidade dos resíduos sólidos gerados na região.

Através dos dados fornecidos na caracterização dos resíduos é possível estimar, por exemplo, o potencial de geração de biogás a partir do conhecimento da quantidade da fração biodegradável presente nos resíduos coletados. Sabe-se também que, a composição física dos resíduos varia bastante de uma região para outra e, em geral, está relacionada com os níveis de desenvolvimento econômico, tecnológico, sanitário e cultural encontrados (Durmusoglu et al., 2006).

A caracterização dos resíduos é determinada através da composição gravimétrica e volumétrica. A composição gravimétrica representa o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra analisada (SANTOS, 2010), indicando o percentual (em peso) dos materiais que compõem os resíduos em estudo. Os principais componentes utilizados para determinação da composição gravimétrica são: papel/papelão, metais, vidros, plásticos, matéria orgânica. A Figura 1 apresenta a composição gravimétrica (%) dos resíduos sólidos coletados no Brasil.

Figura 1 - Composição gravimétrica (%) dos resíduos sólidos coletados no Brasil



Fonte: IPEA, 2010

Outro dado indispensável na caracterização dos resíduos é a composição volumétrica, que pode ser descrita como o percentual que cada componente expressa em relação ao volume total da amostra. Mariano et al. (2007) comenta que as análises de composição volumétrica servem como indicador do volume ocupado

pelos resíduos nas células de aterros sanitários e mostra que a falta de programas de reaproveitamento e reciclagem refletem na diminuição significativa da vida útil de aterros sanitários.

2.2 Resíduos Sólidos Orgânicos

Os resíduos sólidos orgânicos (RSO) constituem a parte putrescível dos RSU, sendo tipicamente compostos por materiais como restos de comida, papéis de todos os tipos, trapos, gomas, couros, madeira e resíduos de poda e jardins (TCHOBANOUGHOS; THEISEN; VIGIL, 1994). Outro conceito é apresentado por Menezes (2012), ao afirmar que os RSO compreendem a fração dos RSU passível de degradação por ação microbiana, cuja decomposição resulta em compostos com grande demanda química de oxigênio (DQO) e gases de efeito estufa.

No Brasil, os resíduos orgânicos constituem cerca de 55% (percentual em peso), dos resíduos sólidos urbanos produzidos. Esses resíduos quando lançados no ambiente geram líquidos percolados (Chorume) que são responsáveis pela contaminação dos corpos hídricos e do solo, apresentando uma elevada concentração de DQO e, dependendo do tipo de componente do RSO, elevados teores de metais pesados, além de serem responsáveis pela poluição do ar através da geração de gases tóxicos provenientes da degradação por digestão anaeróbia (OKUMU E NYENJE, 2011). O processo de decomposição dos resíduos orgânicos, conforme mencionado, acarreta diversos problemas ambientais, sendo sua disposição inadequada, atualmente, proibida por lei, em diversos países, principalmente devido ao chorume produzido (BERGLUND, 2006).

No entanto, os RSO apresentam em sua constituição química um percentual de nutrientes considerável. Esse fato os torna aptos a serem tratados através dos processos biológicos em sistemas monitorados, sem causar maiores problemas (LUNA et. al., 2003). Atualmente, os processos de tratamento mais utilizados para fração orgânica dos resíduos sólidos são a compostagem e a digestão anaeróbia. É importante frisar que, devido à emissão de CO₂, associado aos tratamentos

aeróbios, provavelmente, em um futuro próximo, os órgãos legislativos tornem esse método mais restritivo. A digestão anaeróbia pode se apresentar, nesse contexto, como uma alternativa mais promissora e sustentável para o tratamento desse tipo de resíduos (GÓMEZ *et al.*, 2006).

2.2.1 Formas de Tratamento dos Resíduos Sólidos Orgânicos

As alternativas de tratamentos mais utilizadas para degradar a fração orgânica dos RSU, de acordo com Zhu *et. al.*, (2009) são a compostagem, entendida como um processo biológico que acelera a decomposição do material orgânico, na presença de oxigênio, tendo como produto final o composto orgânico, e a digestão anaeróbia, que por ser objeto de estudo desta pesquisa será detalhada a seguir.

2.2.1.1 Digestão Anaeróbia

Depois do período que ocorre o consumo do oxigênio (O_2) ou da predominância de espécies aeróbias no processo de degradação dos resíduos, a continuidade do processo ocorre de forma anaeróbia. Para Dantas (2002), a digestão anaeróbia é um método biológico que pode ser utilizado para tratar resíduos sólidos orgânicos, na ausência de oxigênio molecular livre e que resulta da interação de diversas espécies de microrganismos, convertendo compostos orgânicos complexos em metano (CH_4) e outros compostos (CO_2 , N_2 , NH_3 , H_2S), traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

De acordo com Zinder (1984) a energia acumulada no metano contém aproximadamente 85% da energia total disponível no carboidrato, após sua completa oxidação para dióxido de carbono e água e conclui que, comparado com a digestão aeróbia do ponto de vista do tratamento de resíduos, o processo anaeróbio é mais vantajoso, pois, com menos energia disponível aos organismos envolvidos na quebra do substrato, há menor formação de biomassa microbiana por mol de substrato consumido.

Diferente do tratamento aeróbio, onde ocorre completa oxidação dos compostos orgânicos e a conversão em água, gás carbônico e sais minerais, a decomposição anaeróbia resulta em subprodutos orgânicos, ainda passíveis de

posterior oxidação. Na via anaeróbia, em razão da indisponibilidade do oxigênio molecular como acceptor de elétrons, outros compostos são utilizados para tal fim, tais como nitratos, sulfatos e dióxido de carbono (CASSINI, 2003).

As bactérias são os principais microrganismos responsáveis pelo processo, porém outros organismos como protozoários (flagelados, amebas e ciliados), fungos imperfeitos e leveduras podem estar presentes. QUARESMA (1992) salienta que a conversão microbiológica da matéria orgânica para metano é bastante complexa, e requer uma interação cooperativa de diversas espécies microbianas, o que implica em um maior grau de especialização metabólica nos organismos anaeróbios em relação aos aeróbios. Apesar de biodegradação dos RSU ocorrer em diversas fases, deve-se levar em conta que esse processo dá-se em consórcio dos diversos grupos bacterianos e que as fases que o integram se realizam muitas vezes simultaneamente (MELO, 2003).

Atualmente, a digestão anaeróbia é considerada como uma importante alternativa para o tratamento de diferentes tipos de resíduos, com elevadas concentrações de material orgânico, devido aos baixos custos operacionais e a possibilidade de substituição de combustíveis fósseis, minimizando a emissão de gases danosos ao ambiente, resultando na produção de energia renovável a partir da geração do biogás (SILVA, 2009).

Diversas vantagens são apontadas como decorrentes da utilização deste tipo de tecnologia, sobretudo por ser uma tecnologia que gera subprodutos que podem ser utilizados como uma fonte alternativa de energia (biogás) e biofertilizante rico em nutrientes (RIUJI, 2009). É possível citar ainda: menor consumo de energia, menor produção de lodo, menor área para implantação. Contudo, os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda possuem alguns entraves, devido à falta de diversidade nas configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, ao tempo necessário para bioestabilizar os resíduos sólidos, que é bastante longo quando comparado com processos aeróbios (Silva, 2009).

Inúmeras pesquisas vêm sendo desenvolvidas com a utilização da digestão anaeróbia de resíduos sólidos em todo o mundo, analisando os resíduos e sua relação com o processo de geração de biogás. Silva (2009) pesquisou o potencial

energético dos RSO em escala laboratorial com reatores anaeróbios de 25 litros, a partir da utilização de resíduos provenientes de uma central de abastecimento de alimentos. De acordo com este mesmo pesquisador, na fase inicial da degradação foi necessária a adição de bicarbonato de sódio para controlar o pH do sistema, uma vez que neste período foi verificado valores baixos de metano no biogás, ocasionado pela acidificação do meio. Após o reator adquirir capacidade de tamponamento (segunda etapa), foi verificado um aumento na concentração de metano no biogás, em torno de 60%.

Gyalpo (2010), tratando resíduos orgânicos provenientes de restaurantes de escolas secundárias, relata que obteve uma remoção acima de 80% em termos de DQO. As análises de cromatografia gasosa indicaram valores médios de metano de cerca de 60%. Segundo ele, os resíduos gerados pelas escolas viabilizavam a construção de biodigestores para tratar até 20 kg de lixo orgânico por dia.

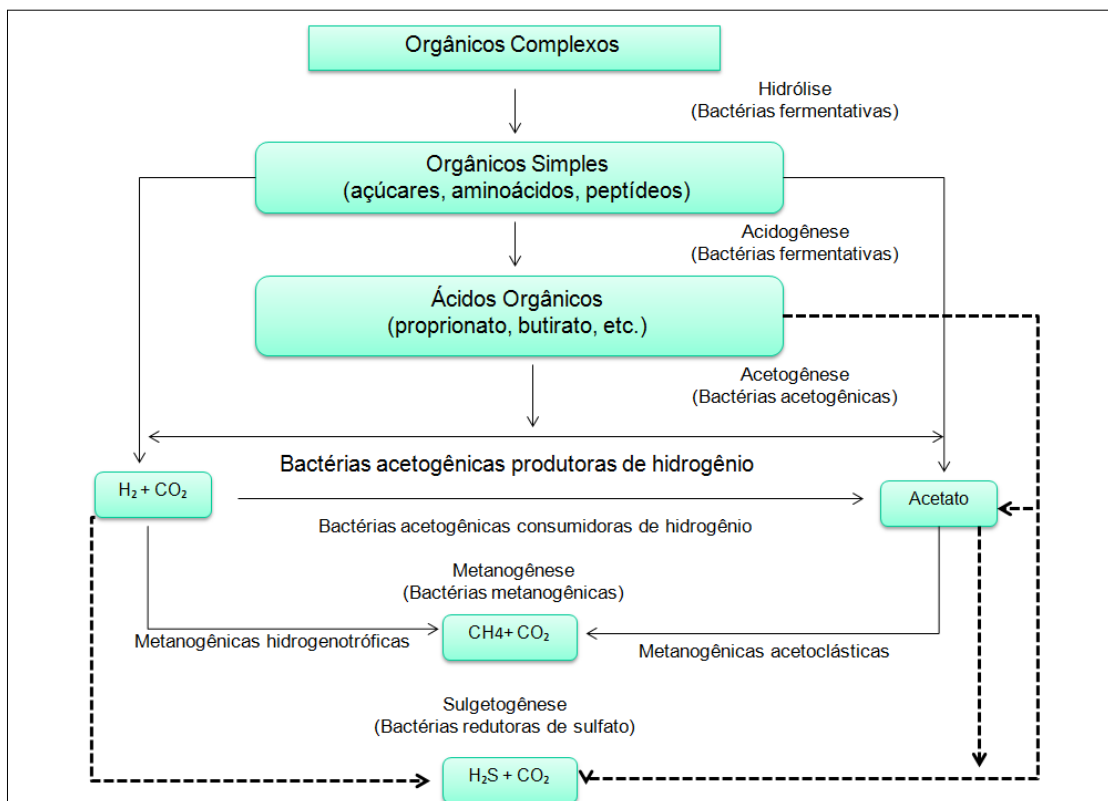
Duarte (2014) analisou as interferências de fatores ambientais e operacionais na geração de biogás em biorreatores de bancada. Os RSO utilizados no processo eram provenientes de uma escola pública secundarista do município de Campina Grande – PB. Como resultados, foram verificados que as variações bruscas de temperatura e a acidificação do meio contribuíram negativamente para o desenvolvimento das metanogênicas, e conseqüentemente, para a produção de biogás. Tendo constatado, por meio da pesquisa realizada, que as condições ambientais e operacionais as quais são submetidos os biorreatores exercem influência direta no processo de degradação anaeróbia dos resíduos e, conseqüentemente, nas concentrações de gases gerados.

2.2.1.1.1 Fases da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia envolve uma complexa interação de diversos aspectos físico-químicos e microbiológicos, onde o meio e os microrganismos são os elementos fundamentais que governam o processo (VIRIATO, 2013). A Figura 2 representa as fases do processo de digestão anaeróbia, onde se pode observar que na fase inicial, aeróbia, o ar atmosférico (N_2 e O_2) predomina na massa de resíduos.

Ao passo que o O_2 vai sendo consumido pelas bactérias aeróbias, o CO_2 começa a ser gerado. Nas fases ácidas a concentração de CO_2 representa a maior parte dos gases gerados devido aos processos acidogênicos e acetogênicos que resultam na formação de CO_2 e H_2 . Na fase metanogênica instável, a população das *arqueas* metanogênicas começa a se multiplicar no meio caracterizando o início da geração de CH_4 .

Figura 2 - Fases da Digestão Anaeróbia



Adaptado Chernicharo, 1997

É apresentada a seguir a descrição mais detalhada de cada uma das fases do processo de digestão anaeróbia: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (SCHUMACHER, 1993).

Fase I - Hidrólise: Consiste na primeira fase do processo de digestão anaeróbia, nesta etapa ocorre à conversão de polímeros complexos (proteínas, carboidratos e lipídios) em materiais mais simples (aminoácidos, pequenos sacarídeos, ácidos

graxos e alcoóis), na presença de água (hidrólise) e baixa produção de ácidos. Os elementos formados podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas, também chamadas de bactérias hidrolíticas. Isto é possível por causa da ação de enzimas hidrolíticas extracelulares (celulases, hemicelulases, etc.) (BARCELOS, 2009). Durante a degradação dos polímeros complexos, as proteínas são degradadas em (poli) peptídeos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos, em ácidos graxos de cadeia longa (C15 a C17) e glicerol. Em certas situações, a complexidade do material orgânico pode resultar em baixas taxas de hidrólise, tornando-a a etapa limitante de todo o processo de digestão (REIS, 2012). Desta forma, a hidrólise é uma etapa essencial para o acesso do substrato às células microbianas, inclusive de grupos bacterianos distintos, mas que dependem das etapas anteriores para o seu desenvolvimento (AQUINO E CHERNICHARO, 2005). E isso afeta, posteriormente a produção e as concentrações dos gases gerados no processo biodegradativo.

Fase II - Acidogênese: Nesta fase, ocorre a conversão dos produtos solúveis, absorvidos por bactérias acidogênicas fermentativas, oriundos da hidrólise, em ácidos graxos voláteis, tais como ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e láctico, além do etanol e de compostos como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, além da produção de novas células bacterianas (BENGTSSON, 2008). No processo de acidogênese a maioria das bactérias são anaeróbias obrigatórias, existindo também espécies facultativas, onde metabolizam o material orgânico pela via oxidativa (SILVA, 2009). Com relação ao pH do ambiente, antes neutro (fase aeróbia), cai para valores entre 5,0 e 6,0.

Fase III - Acetogênese: Nesta fase que ocorre a conversão dos produtos gerados na acidogênese (os ácidos graxos e o etanol) em compostos que formam os substratos que serão utilizados pelas bactérias metanogênicas na produção do metano. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. De acordo com Chaudhary (2008), na acetogênese, ocorre a digestão das moléculas simples geradas na etapa da acidogênese para produzir H₂, CO₂ e principalmente,

acetato, que são os substratos para formação de CH₄ na metanogênese. Conforme Duarte (2014), a acetogênese é essencial no processo de geração de gases e uma superpopulação dessas bactérias poderá desequilibrar o processo anaeróbio através da geração excessiva de hidrogênio. O hidrogênio em excesso procede a diminuição do pH no meio, tornando-o excessivamente ácido. Caso as bactérias metanogênicas não estejam em quantidade suficiente ou estejam em condições desfavoráveis de metabolização, a produção de gases será alterada.

Fase IV – Metanogênica: A última e mais longa fase do processo é caracterizada pela redução de ácidos com a queda da população de bactérias acidogênicas e, com isso o pH tende a voltar a neutralidade. Os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica são consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, que dão origem ao metano (CH₄) e ao dióxido de carbono (CO₂), principais constituintes do biogás, cujos valores tendem a se estabilizar por um longo tempo em 45-60% e 35-50%, respectivamente. As bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da degradação do resíduo, a sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos representa fator limitante no processo de digestão como um todo (BARCELOS, 2009). Sem esse grupo não haveria a efetiva degradação da matéria orgânica, com a formação de produtos gasosos (CRAVEIRO, 1994).

A taxa de geração de gás, e também o tempo de ocorrência de cada uma das fases de degradação durante a digestão anaeróbia varia de acordo com as condições e composição do resíduo, particularmente da matéria orgânica contida, teor de água, temperatura, pH, entre outros fatores.

2.2.1.1.2 Microbiologia da Digestão Anaeróbia

Segundo Picanco *et. al.* (2004), o processo de digestão anaeróbia se baseia no rendimento da atividade microbiana, principalmente, dos microrganismos anaeróbios metanogênicos que, através de seu metabolismo, transformam a matéria orgânica em produtos combustíveis e em um composto utilizável como

condicionador do solo. As várias etapas do processo de digestão anaeróbia são mediadas por microrganismos e por suas enzimas sintetizadas. O processo depende da atividade de no mínimo três grupos de microrganismos distintos: As bactérias fermentativas ou acidogênicas, as bactérias acetogênicas e as bactérias metanogênicas (DE AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

- **Bactérias fermentativas:** Estes microrganismos participam da fase inicial do processo, hidrolisando compostos orgânicos complexos através da liberação de enzimas como celulasas, amilases e proteases. Os carboidratos são a principal fonte de energia dessas bactérias, que os utilizam como fonte nutricional: sais minerais e vitamina B, hemina, menadiona, amônia, ácidos voláteis, metionina, cisteína, sulfeto e CO₂ (McINERNEY; BRYANT, 1981). As bactérias fermentativas são anaeróbias estritas, mas cerca de 1% delas corresponde a bactérias facultativas, capazes de oxidar o substrato orgânico pela via oxidativa (LETTINGA; HULSHOFPOL; ZEEMAN, 1996). Esse grupo microbiano é composto mais frequentemente por bactérias mesofílicas dos gêneros *Bacteróides*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Butyribio*, *Bifidobacterium* e *Clostridium*.
- **Bactérias acetogênicas:** Podem ser consideradas como um grupo intermediário, que produz o substrato das metanogênicas (CHERNICHARO, 1997). Há espécies produtoras de H₂ e consumidoras de H₂. As espécies produtoras são chamadas de acetogênicas. Elas metabolizam os produtos resultantes da hidrólise e da acidogênese e produzem H₂, CO₂ e acetato (NOVAES, 1987). As espécies consumidoras são chamadas de homoacetogênicas, e metabolizam compostos de um só carbono como CO₂, e produzem CO₂ e acetato. Apenas a uma pressão de H₂ extremamente baixa é possível verificar o crescimento de bactérias acetogênicas, o catabolismo do substrato e a formação do metano (NOVAES, 1980), uma vez que a produção de acetato fica prejudicada sobre elevada pressão, e o acetato é o principal substrato para a produção de metano.

- **Bactérias metanogênicas:** São bactérias anaeróbias estritas de necessidades nutricionais muito simples, produtoras de metano que utilizam nesse processo os substratos fornecidos pelas bactérias acetogênicas. A produção de metano pode ser feita por dois grupos de bactérias metanogênicas: as bactérias acetotróficas e as bactérias hidrogenotróficas (SCHIMITT, 2006). As metanogênicas, que formam metano a partir de ácido acético ou metanol, são ditas acetotróficas, enquanto as que produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, de hidrogenotróficas (TCHOBANOGLOUS et al., 1993). Entre as bactérias metanogênicas, as acetotróficas são as que mais contribuem para a produção de metano com 60 a 70%. As bactérias hidrogenotróficas também são de suma importância, pois estas consomem o hidrogênio originado nas fases anteriores, reduzindo a pressão parcial deste gás, tornando possível que as bactérias do grupo das acidogênicas e acetogênicas se desenvolvam mais plenamente. Os gêneros de hidrogenotróficas mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanovibacter*. Enquanto as acetotróficas mais frequentes são: *Methanosarcina* sp; *Methanotrix soehngeni*. Embora haja poucas espécies de metanogênicas estas são predominantes na digestão anaeróbia. Desta forma, a caracterização microbiana pode ser um aliado não só na produção de biogás como no aumento de concentração de metano neste biogás.

2.2.1.1.3 Cinética da Digestão Anaeróbia

O estudo da cinética bioquímica de um determinado processo consiste em analisar as taxas de crescimento dos microrganismos acompanhados da utilização de substrato e da formação de produtos (SILVA, 2009).

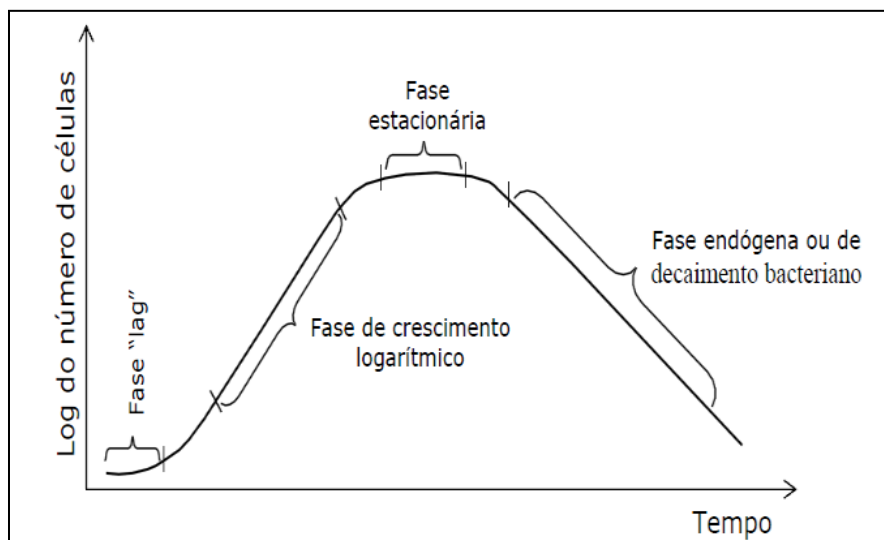
O crescimento microbiano pode ser considerado como o aumento coordenado de todos os constituintes celulares. Este aumento pode estar associado ao aumento do tamanho de uma célula ou do número de células ou a ambos.

As culturas bacterianas aumentam em número de células viáveis exponencialmente durante o crescimento ativo, desta forma, em progressão

geométrica, sendo este crescimento influenciado pela composição nutricional do meio e pelas condições físicas (MELO, 2003).

Quando o crescimento bacteriano acontece num sistema fechado, não ocorrendo a entrada de novos nutrientes, bem como a remoção dos metabólitos gerados no processo, assim que é atingida a população máxima ocorre a exaustão do sistema. Desta forma, a reprodução é inibida e começa então a morte celular. METCALF e EDDY (2003) descrevem para um sistema fechado a curva do perfil do crescimento padrão de bactérias em quatro fases de acordo com a Figura 3.

Figura 3 - Fases do crescimento microbiano



Fonte: METCALF e EDDY (2003).

- **Fase Lag:** Representa o tempo requerido para os microrganismos se adaptarem ao novo ambiente e iniciarem a divisão; Nesta fase ocorre aumento da massa celular, conseqüentemente um período de intensa atividade metabólica, principalmente síntese de DNA e de enzimas. É considerada uma fase de adaptação dos organismos ao ambiente.
- **Fase de Crescimento Logarítmico:** É o período de maior atividade metabólica da célula, nele ocorre a duplicação, tanto em número de

indivíduos, quanto em massa celular. A reprodução dos microrganismos encontra-se extremamente ativa e o tempo de geração atinge um valor constante e o número de células vivas é maior que o número de células mortas. Durante este período, a taxa de geração é determinada pela habilidade celular em processar o substrato. É a fase de maior interesse, pelo fato da taxa de degradação da matéria orgânica em processos de tratamento biológico de resíduos orgânicos ser em função do número de microrganismos presentes.

- **Fase Estacionária:** Fase em que a velocidade de crescimento diminui e o número de indivíduos permanece constante, havendo duas razões para que isso ocorra: consumo total do substrato ou crescimento de novas células em equilíbrio com a morte de células velhas. A atividade metabólica das células decresce e número de metabólitos começa a diminuir, tornando a disponibilidade alimentos escassa.
- **Fase de decaimento:** Durante esta fase, as células morrem a uma taxa que excede a de produção de novas células, ou seja, o número de microrganismos passa a diminuir em consequência da morte bacteriana. Vários são os fatores que determinam a fase de morte celular, tais como: diminuição do substrato, subprodutos do metabolismo tornam-se tóxicos quando em altas concentrações (Monod, 1949). Vale ressaltar que, nesta fase, ocorre a produção de antibióticos, pois quando há escassez de alimentos, os fungos liberam substâncias que eliminam grupos bacterianos e até outros tipos de células de seres que competiriam por esse alimento. A fase de decaimento é inversa à fase log de crescimento.

2.2.3 Geração de Biogás a partir da Degradação dos Resíduos Sólidos Orgânicos

Denomina-se biogás um combustível de alto valor energético, proveniente da fermentação anaeróbica da matéria orgânica. É uma mistura gasosa de proporções variadas, que são influenciadas pelo tipo de substrato e pelas condições em que o processo é realizado.

A produção de biogás a partir da degradação dos resíduos sólidos consiste em um processo biológico em que, os microrganismos decompõem a matéria orgânica para produzir gases (TARAZONA, 2010). Em sua composição pode haver mais de 300 gases, alguns presentes em grande quantidade e outros em traços. Os gases encontrados em traços na composição do biogás geralmente não ultrapassam 1% da composição total. As concentrações típicas do biogás são 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de uma mistura de outros gases como hidrogênio, nitrogênio, gás sulfídrico, monóxido de carbono, amônia, oxigênio e aminas voláteis. No rol desses gases encontram-se compostos orgânicos e inorgânicos, sendo que os primeiros geralmente são maioria.

O gás metano é o principal constituinte do biogás, este será mais puro quanto maior for o teor de metano produzido, estando seu poder calorífico diretamente relacionado com a quantidade desse gás existente na mistura gasosa. O metano é um gás combustível que pode ser originado a partir de atividades humanas ou de fontes naturais. Entre as fontes naturais, podem-se destacar os pântanos, oceanos e águas doces. Dentre as fontes controladas pelo homem, destaca-se o tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos.

A presença de substâncias não combustíveis no biogás como (água, dióxido de carbono etc.) prejudicam o seu processo de queima, tornando-o menos eficiente e, portanto, seu poder calorífico diminui à medida que se eleva a concentração de impurezas em sua composição (PECORA *et al.*,2008).

Um biogás constituído de cerca de 60% de metano possui um poder calorífico de 5.500 kcal/m³. A tabela 1 demonstra a equivalência de um metro cúbico de biogás com 5500 kcal (ZACHOW, 2000).

Tabela 1- Equivalência de 1m³ de biogás com relação a outros combustíveis

| Quantidade | Tipo de combustível |
|--------------------|---------------------|
| 0,8 L | gasolina |
| 0,7 m ³ | metano |
| 1,3 L | álcool |
| 7 kWh | eletricidade |
| 2,7 kg | madeira |
| 1,4 kg | carvão de madeira. |

(ZACHOW, 2000).

O biogás, que era visto como um subproduto da degradação anaeróbia, passou a ganhar destaque em decorrência da elevada produção de resíduos e dos elevados preços dos combustíveis fósseis, além do inevitável esgotamento nas reservas destes combustíveis no futuro. A crescente procura por combustíveis alternativos e ambientalmente sustentáveis vêm conduzindo ao desenvolvimento das tecnologias de aproveitamento energético dos resíduos (ALVES; VIEIRA, 1998).

2.2.3.1 Aproveitamento energético do biogás.

A conversão energética do biogás pode ser apresentada como uma solução para o grande volume de resíduos produzidos, visto que reduz o potencial tóxico das emissões de metano ao mesmo tempo em que produz energia elétrica agregando, desta forma, ganho ambiental e redução de custos (PECORA *et al.*, 2008) .

O aproveitamento energético do biogás se configura numa forma de reduzir as emissões para a atmosfera de gás metano, um dos mais importantes gases que colaboram com o efeito estufa. O metano (CH₄) é um gás com potencial de contribuição 21 vezes maior que o gás Carbônico (CO₂) para o aquecimento global e é também a maior componente do biogás (MAGALHÃES *et al.*, 2010). Com isso, projetos de aproveitamento desse recurso são passíveis de comercialização de créditos de carbono no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), previsto pelo Protocolo de Quioto (ABREU *et al.*, 2010b).

O biogás é considerado uma fonte de energia renovável e, portanto, sua recuperação e seu uso energético apresentam vantagens ambientais, sociais, estratégicas e tecnológicas significativas (COELHO, 2001).

No Brasil, por conta da matriz energética estar fundamentada na energia hídrica, não há um incentivo maior na geração de novas formas de energia elétrica. Outro fator que justifica os baixos índices de investimento em fontes de energia renovável é o fato que, em sua maioria, os custos são superiores aos necessários para a adoção de fontes tradicionais.

2.2.3.2 Fatores que influenciam a produção de Biogás

A decomposição dos resíduos sólidos urbanos é um processo complexo e para que ocorra um crescimento das bactérias de forma satisfatória, todos os microrganismos necessitam de condições mínimas para sobrevivência e posterior reprodução. Inúmeros são os fatores que afetam a geração de gases durante o processo de decomposição dos RSO. Segundo El-Fadel *et. al.* (1997), os fatores mais comuns estão relacionados com a composição, umidade, temperatura e pH da massa de resíduo, além da disponibilidade de bactérias e nutrientes e presença de agentes inibidores na célula.

Alguns desses fatores serão abordados a seguir, entre eles: a temperatura, concentração de sólidos totais, pH, alcalinidade, teor de umidade e nutrientes.

2.2.3.2.1 Temperatura

No processo de degradação, a temperatura é um fator muito importante a ser observado, uma vez que esta pode alterar a atividade metabólica dos microrganismos decompositores, afetando os processos biológicos de diversas maneiras, beneficiando ou prejudicando a sobrevivência e o crescimento dos microrganismos.

Este parâmetro influencia nas taxas de reações enzimáticas e também na desnaturação destas enzimas ou na incapacidade dos microrganismos em produzir

essas enzimas, dessa forma, comprometendo a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico.

Os microrganismos que agem na massa de resíduo não controlam as suas temperaturas internas, ficando susceptíveis às mudanças que ocorrem na temperatura do meio em que se encontram, este fato propicia o surgimento de diversas estirpes bacterianas para faixas variadas de temperaturas (JUNQUEIRA, 2000; CUNHA, 2009).

De acordo com Metcalf & Eddy (1991), os microrganismos podem ser classificados, de acordo com a faixa de temperatura ótima para seu desenvolvimento em:

- Psicrófilos: sobrevivem numa faixa de 0 a 20°C;
- Mesófilos: habitam numa faixa de 20 a 45°C;
- Termófilos: se desenvolvem numa faixa de 45 a 70°C.

Os mesmos autores citam que dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e o outro na faixa termófila (50 a 55°C), sendo o principal problema da operação em baixas temperaturas o decréscimo na atividade do consorcio microbiano. Diversos estudos consideram que os processos termofílicos têm maior eficiência na degradação de matéria orgânica quando comparados com os com processos mesofílicos, porque pode ser obtida maior produção de biogás (ZÁBRANSKÁ *et al.*, 2002). Guedes (2007) e Qian *et al.* (2002), afirmam que os microrganismos aumentam o rendimento quando a temperatura está entre 35 e 45°C e que temperaturas fora desta faixa podem matar ou inibir os organismos metanogênicos.

Monteiro (2003) menciona que a temperatura interna é um parâmetro difícil de ser controlado e depende da atividade enzimática bem como da temperatura ambiente. Em contrapartida, os processos anaeróbios termofílicos com alta carga orgânica geram maior quantidade de ácidos voláteis, o que pode provocar um desbalanceamento entre a produção e consumo de ácidos, seguido por distúrbios da população metanogênica, que cresce mais lentamente que as populações hidrolíticas e fermentativas (VAN LIER, 1996).

As bactérias metanogênicas são microrganismos extremamente sensíveis às variações bruscas de temperatura, devendo ser corrigidas, imediatamente, logo que verificadas. A queda brusca de temperatura no biorreator, por exemplo, pode causar uma redução progressiva na produção de biogás, até a parada total do processo (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

A maioria das regiões brasileiras, como as regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste, oferecem condições favoráveis à produção de biogás através do tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, utilizando biorreatores anaeróbios, uma vez que, em países de clima predominantemente tropical, a velocidade de decomposição dos resíduos pelos microrganismos é maior que nos países de clima temperado, existindo também diferenças através das mudanças sazonais e diurnas, que segundo Lima (2004), no inverno chega a ser aproximadamente 50% menor que no verão.

2.2.3.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade

O pH é usado para expressar o grau ácido/básico de uma solução, ou seja, expressar a concentração de íons hidrogênio e hidroxilas nessa solução. De acordo com Parawira (2004), o processo de degradação anaeróbia é altamente dependente do pH, porque cada um dos grupos microbianos envolvidos nas reações tem uma faixa de pH específico para o crescimento ótimo. Assim como a temperatura influencia a velocidade das reações bioquímicas, pois interfere na atividade enzimática, uma vez que cada enzima é ativa somente num pH específico e limitado (LAY *et al.*, 1997).

De acordo com Pohland & Harper (1985), na fase inicial do processo de degradação, o pH é, normalmente, mais baixo devido a produção de ácidos voláteis pelas bactérias hidrolíticas fermentativas. Com o avanço do processo biológico dos resíduos, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos voláteis pelas bactérias metanogênicas.

Os microrganismos metanogênicos são considerados sensíveis ao pH, ou seja, o crescimento ótimo ocorre em faixa relativamente estreita, em torno de 6,5 a 7,5 embora possam conseguir a estabilidade para a formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6 e 8 (RIUJI, 2009). Valores abaixo de 6 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que estes inibem por completo os microrganismos formadores de metano, conforme relatou Van Lier (1995). Valores de pH abaixo de 6,3 poderão ocasionar a fermentação ácida em relação a metanogênese, evidenciando-se pelo aumento da concentração dos ácidos graxos voláteis (AGV), causando instabilidade, com possível desequilíbrio do sistema (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

A relação entre pH e alcalinidade é extremamente intrínseca, de forma que as mudanças ocorridas em um parâmetro, inevitavelmente repercutirá no outro. A alcalinidade pode ser entendida como a medida da capacidade tampão do processo, que possibilita determinar a tolerância em ácidos graxos voláteis para que o valor do pH se mantenha na gama pretendida. E está relacionada com a estabilidade do processo. Segundo Metcalf & Eddy (2003), a alcalinidade é resultado da presença de hidroxílicos (OH^-), carbonatos (CO_3), bicarbonatos (HCO_3^-) e compostos nitrogenados.

Uma alcalinidade entre 2.500 e 5.000 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ é suficiente para se obter um adequado poder tampão no sistema (ANASTÁCIO, 2010). A importância da alcalinidade no monitoramento de reatores anaeróbios deve-se à necessidade do sistema em manter o pH dentro da faixa requerida pela população metanogênica, uma vez que a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos orgânicos que precisam ser tamponados (BARCELOS, 2009).

Van Haandel e Lettinga (1994) comentam que, para efeito de cálculos, enquanto a escala de pH é logarítmica, a escala de alcalinidade é linear, resultando por exemplo, em um grande consumo de substância alcalina para um pequeno abaixamento do pH, o que torna mensurável a diminuição significativa da capacidade tampão do meio em digestão, indicando a necessidade de adição de alcalinizantes. Vários produtos químicos podem ser usados para garantir a alcalinidade do sistema como: cal hidratada, cal virgem, carbonato de sódio,

bicarbonato de sódio, hidróxido de sódio e bicarbonato de amônia (CHERNICHARO, 2007).

O bicarbonato de sódio possui vantagens quando comparado com outros alcalinizantes do mercado, uma vez que não causa vácuo no sistema de tratamento, além de ser economicamente viável (TORRES L. *et al.*, 2005).

2.2.3.2.3 Concentração de Sólidos Voláteis

A concentração de sólidos refere-se ao resíduo total presente no substrato, quer seja de origem orgânica ou inorgânica, é um indicador da massa total a ser tratada. Como no processo anaeróbio a bioconversão só irá acontecer na fração teoricamente orgânica do substrato, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis, maior deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo (LEITE e POVINELLI, 1999).

Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993) a concentração de sólidos no tratamento anaeróbio possui duas alternativas o tratamento com baixa concentração de sólidos que é caracterizado pelo teor de sólidos variando entre 4 e 8 % e o tratamento com alta concentração de sólidos onde o teor de sólidos situa-se em torno de 22 %.

Este parâmetro pode ser considerado como um indicador de degradabilidade dos resíduos ao longo do tempo. Altos teores de sólidos voláteis indicam a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que a matéria orgânica já passou por um processo acentuado de degradação.

2.2.3.2.4 Ácidos Voláteis

Os ácidos voláteis consistem em compostos extremamente importantes para a digestão anaeróbia e seu estudo é de fundamental para auxiliar na compreensão deste processo (Dillenburg, 2006). Estes ácidos são chamados de voláteis porque podem ser destilados sob pressão atmosférica. O acúmulo destes ácidos pode

prejudicar a digestão anaeróbia se a capacidade de tamponamento extrapolar e provocar, com isso a redução do pH.

Durante a degradação da matéria orgânica, uma variedade de bactérias saprófitas hidrolisa e converte o material complexo em composto de menor peso molecular como ácidos graxos (ácido acético, propiônico e butírico) (Leite, 2008).

A instabilidade do processo anaeróbio pode ocorrer quando a produção de ácidos voláteis é maior que seu consumo, provocando queda do pH e inibição das atividades de bactérias metanogênicas, já que estas são muito sensíveis a variações de pH (Aires, 2012) e, portanto, na geração de metano.

2.2.3.2.5 Teor de Umidade

A água é um fator imprescindível para o processo de digestão anaeróbia, uma vez que serve como o substrato e fornece os nutrientes necessários aos microorganismos, além de ser agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição.

Segundo Lima (2004), o teor de umidade representa a quantidade de água contida na massa do resíduo e exerce influência na escolha do sistema de tratamento e aquisição de equipamentos de coleta. A umidade presente nos RSU depende diretamente das condições climáticas, variando sensivelmente de um lugar para outro. Com relação a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos esta apresenta teor de umidade em torno de 80%. (LOPES *et al.*, 2002).

O percentual de umidade permite não somente auxiliar no movimento microbiano, como também influenciar na limitação do transporte de massa de sólidos e no balanço entre a produção de ácidos graxos voláteis pelos microorganismos acidogênicos e a conversão desses ácidos em metano pelos microrganismos metanogênicos (LAY *et al.*, 1997).

De acordo com Chanakya *et al.* (2007), um dos problemas da digestão anaeróbia com alta concentração de sólidos pode ser atribuído ao baixo teor de umidade, uma vez que este limita o transporte de massa, existindo pouca penetração e distribuição dos microrganismos na extensão do substrato.

Existem diversas pesquisas que afirmam que a faixa ótima de umidade para a degradação biológica deverá estar entre 20-40%. No entanto, a literatura também recomenda desde um mínimo de 25% até a umidade ótima de 40 a 70% (MACIEL, 2003).

Para fungos o teor de umidade ótimo é bastante variável e, segundo Palmisano & Barlaz (1996), este valor fica na faixa de 20 a 40%. Já Bidone & Povinelli (1999), apontam a faixa ideal para a degradação entre 40 e 60%. A baixa umidade impede o bom desenvolvimento dos fungos, dificultando assim a hidrólise, primeira fase degradativa dos resíduos.

Segundo Palmisano & Barlaz (1996), estudos sobre o efeito do conteúdo de umidade sobre a produção de metano são muitas vezes confundidos pela influência do pH dos resíduos. Conforme os mesmos autores, a adição de umidade estimula a atividade fermentativa, que pode liderar a um acúmulo de ácidos carboxílicos e acidificar o meio, o que pode prejudicar a atividade das *Archaea* metanogênicas e conseqüentemente as concentrações de metano.

2.2.3.2.6 Nutrientes

Os nutrientes são fatores que desempenham grande importância nos processos de degradação anaeróbia, uma vez que as populações de microorganismos envolvidos nos processos biológicos de tratamento necessitam de nutrientes presentes no substrato, para a realização do seu metabolismo, assim como o bom desempenho dos processos biológicos requer a disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento microbiano, em proporções adequadas (VERSANI, 2005). Cada microrganismo possui exigências individuais e necessitam de diferentes nutrientes (BRAUN, 1982).

Os nutrientes podem ser discriminados em macro e micronutrientes. Os micronutrientes incluem elementos como o boro(B), ferro (Fe), cobalto (Co), cobre (Cu), níquel (Ni), manganês (Mn), molibdênio (Mo), selênio (Se) e tungstênio (W). O rendimento de metano é variável a partir do substrato utilizado e dependente das proporções de proteínas, gorduras e carboidratos, que originam macronutrientes.

Estes representam a maior parte da biomassa degradável (BISCHOFBERGER *et al.*, 2005; BACKES, 2011).

A fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos contém, segundo Hartmann e Ahring (2005), usualmente todos os nutrientes e micronutrientes necessários para que o crescimento dos microrganismos não seja limitado. Segundo os mesmos autores, se a razão C/N dos resíduos é muito elevada verifica-se um déficit de nitrogênio fundamental à síntese celular. Por outro lado, se esta razão é baixa, poderá significar na degradação do substrato a formação de amônia em quantidades elevadas, o que poderá ter um efeito tóxico e, por sua vez, influenciar, sobretudo, na produção de metano.

No processo anaeróbio não ocorre o desenvolvimento de muita biomassa, necessitando, portanto, de uma pequena quantidade de nutrientes, tendo como relação desejada para a formação do CH₄, uma razão de nutrientes de carbono (C), nitrogênio (N); fósforo (P); enxofre (S) de 500:20:5:3 e/ou uma razão de matéria orgânica de DQO:N:P:S de 800:5:1:0,5.(DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

De acordo com Guedes (2007), o principal fornecedor de carbono são os restos de culturas vegetais, enquanto o nitrogênio é fornecido pelos resíduos alimentares e de origem animal, dentre outros. A relação carbono/nitrogênio (C/N) ótima situa-se entre 20 e 30.

2.2.3.2.7 Granulometria dos Resíduos Sólidos

A granulometria tem por objetivo fornecer a determinação das dimensões de partículas sólidas, descrever o tamanho das partículas desses compostos. Sua determinação é feita a partir da quantificação de matéria que consegue ultrapassar as aberturas de malhas de peneiras. O tamanho da partícula é definido através de peneiras com diâmetros diferenciados e, que são padronizadas internacionalmente (CAPUTO, 1995).

A composição dos resíduos sólidos urbanos e extremamente heterogênea, podendo variar muito em tamanhos de partículas (LIMA, 2004). A granulometria é uma propriedade física dos RSU considerada interveniente nos sistemas

anaeróbios, uma vez que pode limitar principalmente, a fase de hidrólise e reduzir a eficiência do sistema de tratamento (LEVINE, 1991).

Partículas grandes com uma menor razão área superficial/volume são hidrolisadas mais lentamente que partículas pequenas. Portanto, quanto menor forem as partículas dos resíduos, maior será a área de ataque pelos microrganismos (RUSSO, 2003).

Assim, o conhecimento sobre a distribuição de tamanho das partículas possibilita o delineamento dos mecanismos de remoção de matéria orgânica sendo fundamental para o aperfeiçoamento das alternativas tecnológicas de tratamento biológico. A redução do tamanho das partículas por trituração em veículos de coleta ou em estações de transferência aumenta significativamente a reatividade do processo, devido ao aumento da área superficial de contato do substrato disponível ao ataque enzimático dos microrganismos.

Estudos realizados por Kayahanian et al. (1991), utilizando materiais com diferentes tamanhos, mostrou um aumento de 25% na produção do gás quando o diâmetro das partículas foi reduzido de 215 mm para 41 mm.

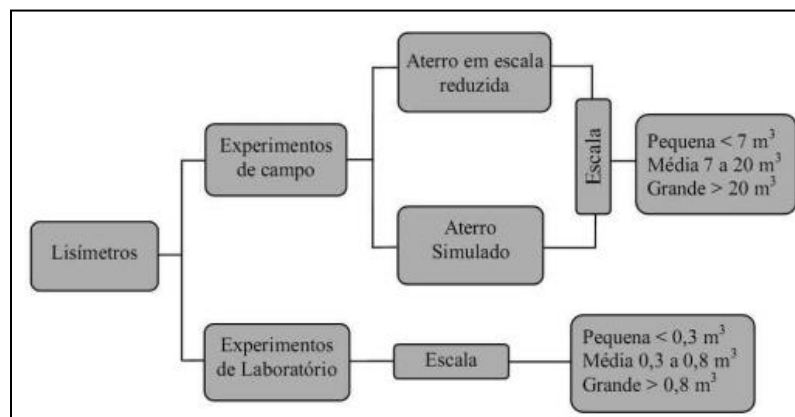
2.2.4 Utilização de Reatores Anaeróbios no tratamento de RSO

De acordo com Schmidell et al. (2001), aplica-se a denominação de biorreator ou reator biológico ao artefato no qual ocorrem reações químicas catalisadas por células vivas (animais ou vegetais), microrganismos ou enzimas. Tais reações visam a transformação de substratos em produtos de maior valor agregado.

A utilização de reatores anaeróbios é uma técnica alternativa para o tratamento de resíduos sólidos urbanos. Esta técnica se destina a tratar apenas a fração orgânica presente no RSU, sendo necessário separar, da fração orgânica a ser tratada, os resíduos de difícil biodegradabilidade e os não biodegradáveis. Com a segregação se obtém uma maior eficiência dos reatores, melhorando a degradação anaeróbia, removendo os resíduos que não são beneficiados por esta técnica, propiciando condições para o desenvolvimento microbiano e obtendo a geração de biogás.

Segundo Alcântara (2007), os biorreatores representam uma técnica bastante interessante e podem ser empregadas para estudar o comportamento dos resíduos quanto aos aspectos físico-químicos e microbiológicos, bem como contribuem para uma melhor compreensão das rotas metabólicas da degradação de produtos orgânicos. A Figura 4 apresenta uma classificação das células experimentais para análises de resíduos sólidos urbanos.

Figura 4: Classificação das Células experimentais



Fonte: Adaptado de Alcântara (2007)

Deve se destacar que até mesmo usinas de geração de biogás compõem uma alternativa de tratamento de RSU e esgoto, uma vez que são reatores anaeróbicos, que criam condições propícias para o desenvolvimento bacteriológico e assim geram o gás digerindo o substrato orgânico. Além disso, o tempo de permanência dos resíduos em biorreatores é menor, cerca de noventa dias, são suficientes para que haja produção de biogás e a estabilização dos resíduos, ao passo que em aterro sanitário essa produção pode permanecer por décadas (WARITH, 2001).

A escolha do tipo do reator depende basicamente das condições locais, tipo de substrato, e principalmente relação custo x benefício. Todavia, qualquer reator construído, se for corretamente instalado e operado, produzirá biogás e biofertilizante. Segundo Duarte (2014) dentre os principais tipos de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de RSU's destacam-se os sistemas contínuos e

em batelada. O sistema contínuo permite a adição de substratos continuamente, gerando uma disponibilidade contínua de biogás e biofertilizante. Enquanto o sistema em batelada é indicado para pequenas produções de biogás, pois é abastecida uma única vez, fermentando por um período conveniente, sendo o material descarregado posteriormente (DEGANUTTI, et al., 2002). Este último será detalhado a seguir, por ser o tipo de sistema adotado na pesquisa.

2.2.4.1 Sistemas em batelada

Neste sistema, os biorreatores são preenchidos com resíduos orgânicos, com ou sem material inoculante e, em seguida, fechados passando então por todas as fases da biodigestão, em ambiente de alta concentração de sólidos totais (30% a 40%). Os reatores são preenchidos em sua totalidade, e de uma só vez, com os resíduos frescos. Ao término do tratamento, os resíduos já estabilizados, são removidos e inicia-se um novo ciclo, com a introdução de nova batelada de desses materiais (CASSINI, 2003).

Nesta técnica, os reatores apresentam taxas de geração de biogás que chegam a 50 e até a 100 vezes mais que as observadas nos aterros sanitários, em decorrência da contínua recirculação do chorume (que promove a dispersão de inoculantes, nutrientes e ácidos), e também porque operam a temperaturas maiores que as dos aterros (que favorece as transformações bioquímicas) (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Os sistemas em batelada apresentam diversas vantagens, tais como: configuração simples, controle e operação com menor agregação tecnológica, menor custo de investimento e apresentam grande estabilidade quanto aos contaminantes. (VANDEVIERE; BAERE; VERSTRAETE, s.d.).

Os custos de investimento dos sistemas batelada são cerca de 40% menores que dos sistemas contínuos, mas a área de terra requerida (por tonelada de resíduos a digerir) é cerca de dez vezes maior.

De acordo com Krol et al. (1993), um mês de operação com o Biorreator Sequencial em Batelada equivale a três anos de operação de um aterro convencional, em relação ao grau de degradação dos resíduos.

2.2.4.2 Biorreatores de Bancada

Biorreatores de vários tipos têm sido desenvolvidos principalmente para o tratamento de efluentes líquidos, entretanto, tais sistemas atualmente também estão sendo usados para resíduos sólidos (URURAHY, 1998). Nos biorreatores os microorganismos podem ser utilizados na forma livre ou imobilizados, no entanto, somente a primeira forma tem sido utilizada para tratar resíduos sólidos. Nela, os microrganismos são mantidos em suspensão, podendo crescer livremente no meio líquido, sólido ou semissólido.

Os biorreatores de bancada que tem por finalidade estudar as condições de degradação da matéria orgânica de forma precisa, permitindo verificar e alterar as condições ambientais e operacionais oferecendo um ambiente propício ao desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, possibilitando assim a modificação de projetos de reatores em escala real a fim de melhorar a eficiência na produção de biogás (MONTEIRO *et al.*, 2003).

Neste sentido, vem-se buscando técnicas para aprimorar o tratamento de resíduos sólidos orgânicos através do uso de biorreatores em escala de laboratório, possibilitando a criação de compostos que possam ser utilizados na agricultura e a potencialização da produção de biogás.

1 **3. ARTIGO 1**
2 **AValiação DAS CONCENTRAÇÕES DE METANO**
3 **GERADAS EM UM BIORREATOR DE BANCADA COM BASE**
4 **EM PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS¹**

5 **EVALUATION OF METHANE CONCENTRATIONS GENERATED IN A**
6 **BENCH BIOREACTOR BASED ON PHYSICAL AND CHEMICAL**
7 **PARAMETERS.**

8
9 **RESUMO**

10 O monitoramento do metano (CH₄) gerado em biorreatores permite avaliar o
11 desenvolvimento do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos
12 (RSO), possibilitando a identificação das formas de interferência dos diversos parâmetros
13 envolvidos no processo. Entre esses parâmetros, o pH, alcalinidade e ácidos voláteis são
14 responsáveis por determinar as condições ácidas ou básicas do sistema, contribuindo para
15 estabilidade do processo de biodegradação. O objetivo deste artigo foi avaliar as
16 interposições ocasionadas por fatores físico-químicos nas concentrações de metano gerado em
17 um biorreator de bancada preenchido com RSO provenientes de uma escola da cidade de
18 Campina Grande-PB. A metodologia empregada na pesquisa consistiu na confecção e
19 instrumentação de um biorreator de bancada de 0,03 m³ de volume, no qual foram realizados
20 monitoramento das concentrações de metano e análise microbiológica e dos parâmetros
21 físico-químicos durante um período de 355 dias. A partir da análise dos resultados, foi
22 constatado que o pH esteve acima de 7,0, durante a maior parte dos dias monitorados,
23 indicando que a alcalinidade apresentada pelo material utilizado no preenchimento do
24 biorreator foi suficiente para impedir que o acúmulo de ácidos voláteis, observado na fase
25 inicial do monitoramento, acarretasse a desestabilização do sistema. Desta forma, foi possível
26 concluir que os parâmetros físico-químicos analisados contribuíram de forma satisfatória para

¹ Artigo padronizado de acordo com as normas da Revista Engenharia Sanitária e Ambiental - RESA

27 a biodegradação dos resíduos, levando em consideração que, as concentrações de metano
28 atingiram os níveis esperados para este tipo de reator, chegando a valores próximos a 60%.

29 **PALAVRAS-CHAVE:** Biodegradação; Biorreator; Metano; Resíduos Sólidos Orgânicos.

30

31 **ABSTRACT**

32 The monitoring of the methane (CH₄) generated in bioreactors allows to evaluate the
33 development of the anaerobic decomposition process of organic solid waste (RSO), enabling
34 the identification of the forms of interference of the several parameters involved in the
35 process. Among these parameters, the pH, alkalinity and volatile acids are responsible for
36 determining acidic or basic conditions of the system, contributing to the stability of the
37 biodegradation process. Among these parameters, the pH, alkalinity and volatile acids are
38 responsible for determining acidic or basic conditions of the system, contributing to the
39 stability of the biodegradation process. The aim of this paper was to evaluate the
40 interpositions caused by physicochemical factors in the methane concentrations generated on
41 a bench bioreactor filled with RSO from a school in the city of Campina Grande-PB. The
42 methodology used in the research consisted in confection and instrumentation of a bioreactor
43 of 0,03m³ capacity, in which were carried out monitoring of methane concentrations and
44 microbiological analysis and physical-chemical parameters during a period of 355 days. From
45 the analysis of the results, was found that the pH was above 7.0, during for the most part of
46 the monitored days, indicating that the alkalinity presented by the material used to fill the
47 bioreactor was enough to impede the accumulation of volatile acids occurred in initial phase
48 of monitoring entailed the destabilization of the system. Thus, it was possible to concluded
49 that the physical-chemical parameters analyzed contributed of satisfactory form for the
50 biodegradation of the waste, leading in consideration that methane concentrations reached the
51 levels expected for this type of reactor, reaching values close to 60%.

52

53 **KEYWORDS:** biodegradation; bioreactor; methane; Organic Solid Waste

54

55 INTRODUÇÃO

56 As concentrações de metano em processos bioquímicos são de extrema importância
57 econômica, despertando o interesse de diversas áreas do conhecimento. No entanto, diferentes
58 fatores podem influenciar nas concentrações deste gás em processos biológicos. Os
59 parâmetros físico-químicos e microbiológicos atuam de forma decisiva, não só nas
60 concentrações de metano gerado no interior de reatores biológicos, como ditam o
61 comportamento destes reatores.

62 A conversão microbiológica de resíduos sólidos orgânicos (RSO) em metano é
63 bastante complexa, e requer uma interação cooperativa de diversas espécies microbianas
64 (QUARESMA, 1992). O processo ocorre em diversas fases, e os acontecimentos envolvidos
65 em cada uma delas influenciam diretamente nas concentrações de CH₄ gerados.

66 O que muitas vezes é negligenciado em processos biológicos, especialmente em
67 aterros, é que as concentrações dos gases podem afetar o comportamento microbiano. A
68 concentração elevada de certos gases como, por exemplo, o hidrogênio (H₂) faz com que haja
69 a formação de compostos mais reduzidos do que o acetato, como os ácidos propiônico,
70 butírico e outros, que funcionam como reservatório de elétrons. A formação de ácido
71 propiônico é particularmente problemática para o processo anaeróbio global, pois sua
72 conversão a ácido acético, etapa obrigatória para a sua metanização, é uma reação
73 termodinamicamente difícil, de modo que acaba se acumulando no meio e tornando o
74 processo com taxas de conversão a metano diminuído (NAGAI; NISHIO, 1989). Desta forma,
75 estudar e compreender as concentrações de metano no interior de reatores anaeróbios, a partir
76 de parâmetros físico-químicos, é de suma importância para se determinar o comportamento
77 destes reatores e viabilizar processos mais eficientes.

78 O objetivo deste trabalho foi avaliar as interposições ocasionadas por fatores físico-
79 químicos nas concentrações de metano gerado em um biorreator de bancada preenchido com
80 resíduos sólidos orgânicos (RSO) provenientes de uma escola da cidade de Campina Grande-
81 PB. Entre os parâmetros físico-químicos, foram analisados o pH, a alcalinidade e a
82 concentração de ácidos voláteis, por serem responsáveis por determinar as condições ácidas
83 ou básicas do sistema, contribuindo para estabilidade do processo de biodegradação. Foram
84 realizadas também análises microbiológicas de bactérias aeróbias totais, que foram
85 fundamentais para fornecer bases para as discussões dos resultados encontrados, além das
86 medições das concentrações de metano.

87 **METODOLOGIA**

88 Este trabalho foi realizado no município de Campina Grande – PB, entre o período de
89 dezembro de 2013 a dezembro de 2014. Totalizando 355 dias de monitoramento. O
90 desenvolvimento desta pesquisa se deu de acordo com as seguintes etapas:

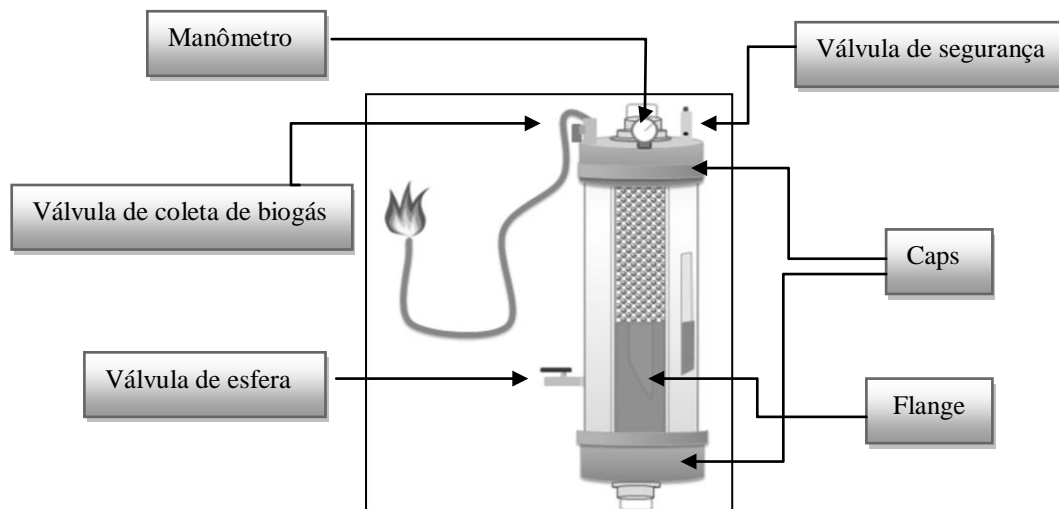
91 Construção e instrumentação do biorreator

92

93 Para realização da pesquisa, foi confeccionado um biorreator de bancada em formato
94 cilíndrico, de seção transversal circular, com tubos de PVC (Figura 1). Ele possui dimensões
95 de 0,90 m de altura e 0,2 m de diâmetro interno, com volume aproximado de 0,03 m³. O
96 formato de estrutura cilíndrica rígida foi escolhido com o intuito de facilitar a distribuição dos
97 resíduos em seu interior e as pressões laterais na parede interna do biorreator. Para o bom
98 desenvolvimento das *Archaea* metanogênicas, responsáveis pelo processo biodegradativo, o
99 sistema foi isolado hermeticamente, com o uso de dois caps nas extremidades superior e
100 inferior do biorreator. No cap superior, foi introduzido um manômetro de 3,0 kgf/cm², uma
101 válvula de segurança e uma válvula para coleta do biogás, onde eram realizadas as medições
102 *in situ* das concentrações dos gases gerados no interior do biorreator.

103

Figura 1 - Biorreator Monitorado



Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), 2013.

104

105 Com o objetivo de reduzir a entrada de ar durante a alimentação do biorreator, foi
106 inserido um adaptador com flange, acoplado a um tubo de 0,04 m de diâmetro e altura de 0,70
107 m, por onde os resíduos sólidos orgânicos foram adicionados. Na lateral do tubo, foi colocada

108 uma válvula de esfera para retirada das amostras, e na parte frontal uma placa graduada de
109 acrílico transparente, para avaliar o nível de líquidos presentes no biorreator.

110

111

112 Preenchimento do biorreator

113

114 Os RSO utilizados para preencher o biorreator foram coletados do refeitório da Escola
115 Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, na cidade de Campina Grande - PB. A seleção da
116 referida escola para realização desta pesquisa ocorreu por intermédio de seus integrantes, que
117 identificaram a necessidade do desenvolvimento de projetos voltados à gestão de resíduos
118 sólidos e procuraram o apoio da universidade.

119 A Escola possui cerca de 550 integrantes, entre alunos, professores, gestores e
120 funcionários em geral e nela foi desenvolvido um projeto de gestão de resíduos sólidos, em
121 parceria com o Grupo de Pesquisa de Geotecnia Ambiental (GGA) e a Universidade Federal
122 de Campina Grande (UFCG), Campus Campina Grande.

123 Os resíduos coletados passaram por um processo de segregação para posterior
124 trituração e preenchimento do biorreator. Antes do preenchimento, retirou-se
125 aproximadamente, 25 Kg da massa de RSO triturados e adicionou-se 14l de água destilada,
126 para estabelecer condições de umidade iniciais. Em seguida, a amostra foi submetida à adição
127 de 3,750 Kg de esterco bovino (inóculo), o que corresponde a 15% da massa de resíduos,
128 considerada ideal para o melhor desempenho de biorreatores (LOPES et al, 2003). Vale
129 ressaltar que o esterco bovino é um inóculo em potencial, uma vez que, as *Archaea*
130 metanogênicas representam cerca de 40% de sua microfauna (PRAMOD, 2011).
131 Posteriormente, retirou-se 0,015 m³ da mistura (matéria orgânica triturada, esterco e água) que
132 foram utilizados no preenchimento do biorreator.

133 No biorreator monitorado, com o objetivo de garantir valores de alcalinidade próximos
134 aos referenciados na literatura, e de forma a manter a boa atividade das *Archaeas*
135 metanogênicas, foi adicionado bicarbonato de sódio (NaHCO₃).

136 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos resíduos orgânicos

137

138 O monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foi realizado
139 quinzenalmente, a partir das amostras de resíduos coletados no biorreator. A cada coleta, eram

140 retirados aproximadamente 0,0003 m³ do material. As análises foram realizadas nas
141 dependências do Laboratório de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina
142 Grande - UFCG. O Quadro 1 apresenta as metodologias utilizadas para as análises físico-
143 químicas e microbiológicas.

144 **Quadro 1- Metodologia dos parâmetros usados na pesquisa**

145

| Parâmetros | Análise | Método |
|------------------------|--|--|
| Físico-Químicos | pH e Alcalinidade total, Ácidos Voláteis | Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2012); Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001). |
| Microbiológicos | Aeróbios totais | Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2012); Sanchez, (1999). |

146

147

148 Monitoramento das concentrações de metano

149

150

As medições das concentrações de metano no interior do biorreator de bancada foram realizadas três vezes a cada semana, por meio de um detector portátil e automático de gases com infravermelho, Drager modelo X-am 7000. Com os dados encontrados durante estas medições, realizou-se uma média para expressar a concentração de metano referente ao período de tempo de cada quinzena, possibilitando relacionar tais concentrações com os resultados dos demais parâmetros analisados.

156

O procedimento de leitura da concentração do biogás consiste em verificar a calibração do aparelho, aguardar o tempo de estabilização necessário (cerca de 2 minutos), conectar a mangueira acoplada no equipamento na torneira de coleta de gás localizada no biorreator, realizar a leitura das concentrações de gases e, por fim desacoplar o aparelho.

159

160

Análises estatísticas

161

O estudo da análise descritiva dos parâmetros analisados nesta pesquisa foi realizado por meio do software Microsoft Excel 2007. Foi utilizado o estudo da matriz de correlação dos resultados encontrados para os parâmetros físico-químicos e as concentrações de metano.

162

163

164 O objetivo é verificar o nível de relação entre as variáveis, destacando-se aquelas que
165 apresentaram a existência de uma correlação mínima de +/- 0,7.

166

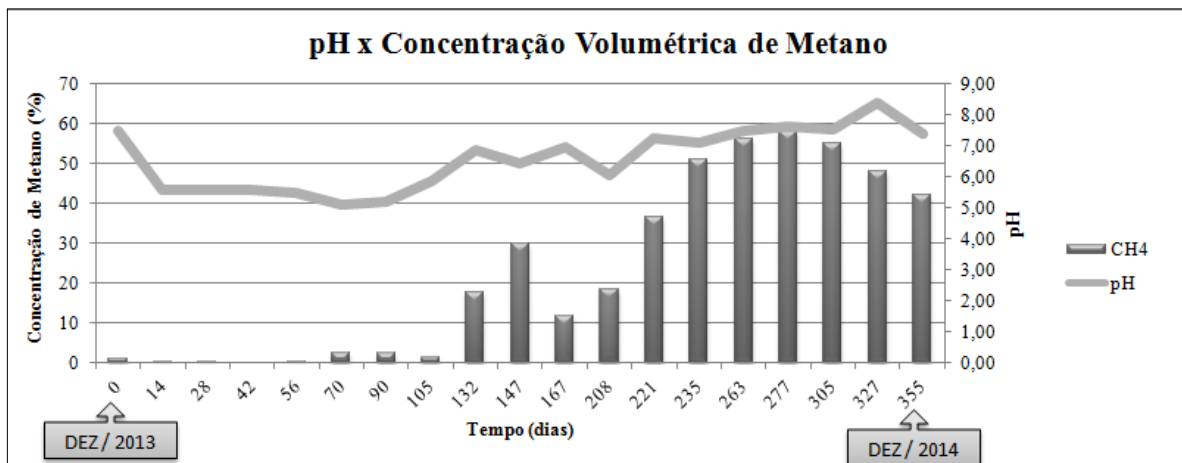
167 **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

168 Análise dos parâmetros físico-químicos em função das concentrações de metano

169 As análises realizadas nesse trabalho auxiliaram a verificação do estágio de
170 degradação da matéria orgânica e as condições do meio interno do biorreator estudado. As
171 relações estabelecidas entre os parâmetros físico-químicos e o metano se devem ao fato do
172 metano ser considerado o principal constituinte da mistura gasosa que forma o biogás, estando
173 o poder calorífico desta mistura, diretamente relacionado com a quantidade de CH₄ existente.
174 Nas concentrações típicas do biogás há em torno de 60% de metano, 35% de dióxido de
175 carbono e 5% de uma mistura de outros gases como hidrogênio, nitrogênio, gás sulfídrico,
176 monóxido de carbono, amônia, oxigênio e aminas voláteis (TCHOBANOGLOUS et al,
177 1993).

178 A escolha dos três parâmetros físico-químicos, pH, alcalinidade e ácidos voláteis,
179 deve-se ao fato deles serem responsáveis por determinar as condições (ácidas ou básicas) nas
180 quais os fenômenos de degradação se processam. Considerando a importância desses
181 parâmetros no processo de degradação anaeróbia dos RSO, foram estabelecidas relações,
182 entre tais parâmetros e os valores referentes às concentrações de metano no biorreator
183 estudado. Os resultados obtidos nas análises do potencial hidrogeniônico (pH), estão
184 expressos na Figura 2.

185 **Figura 2 - Relação entre pH e a concentração volumétrica de metano**



187 O pH médio monitorado no biorreator variou entre 5,1 e 8,3 ao longo dos 355 dias de
188 monitoramento. Estes valores estão em conformidade com Kjeldsen et al. (2002), ao
189 afirmarem que para uma boa degradabilidade, deve-se encontrar valores de pH entre 4,5 a 9,0,
190 a depender da atuação específica de cada microrganismo e em cada fase do processo de
191 degradação anaeróbia, de forma que, existe uma faixa de pH ideal para cada fase do processo.

192 Tais resultados são de suma importância na compreensão do processo de degradação
193 anaeróbia dos resíduos, tendo em vista, que podem afetar a biodigestão anaeróbia e
194 influenciar nas concentrações de metano gerado, uma vez que, o pH interfere diretamente na
195 atividade enzimática dos microrganismos. O comportamento do pH também está relacionado
196 aos produtos formados a partir das várias fases de degradação da matéria orgânica

197 No entanto, é possível observar na Figura 2, uma sensível queda no pH logo nos
198 primeiros dias de monitoramento do biorreator, fato que é justificado devido à degradação
199 acontecer de forma rápida, produzindo ácidos orgânicos quase que imediatamente ao início do
200 processo, indicando a baixa capacidade de tamponamento dos materiais. Nesse período a
201 produção de metano foi praticamente nula. Entretanto, o pH a partir dos 132 dias de
202 monitoramento esteve dentro da faixa considerada adequada para o desenvolvimento das
203 *Archaeas* metanogênicas, criando, a partir desse período condições favoráveis para a
204 produção do metano. Após o referido período, a produção de metano foi crescente à medida
205 que o pH se aproximava da neutralidade. Este dado está em consonância com Riuji (2009) ao
206 afirmar, que o crescimento ótimo das *Archaeas* metanogênicas ocorre em faixa relativamente
207 estreita de pH, em torno de 6,5 a 7,5, embora, possam conseguir a estabilidade para a
208 formação de metano numa faixa mais ampla, entre 6 e 8.

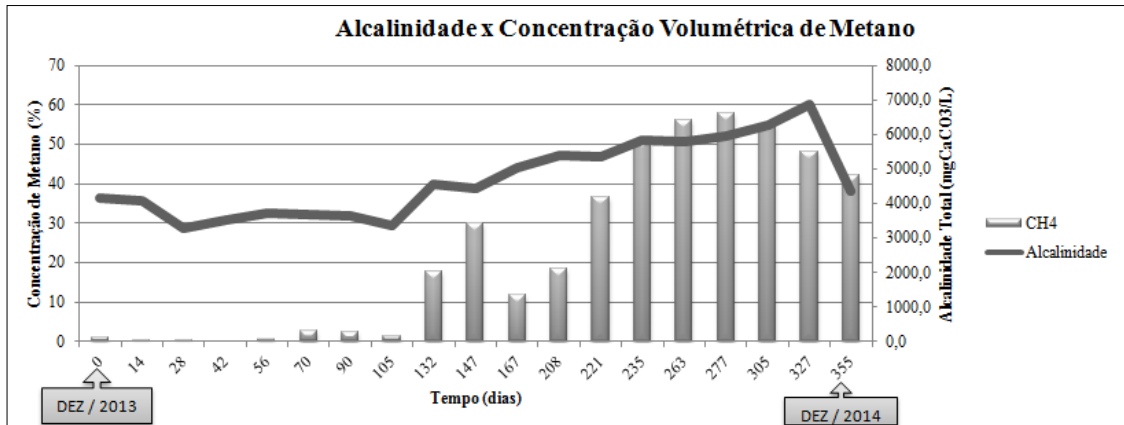
209 O pH e a alcalinidade estão interligados, porém, não são sinônimos, uma vez que, a
210 alcalinidade expressa que o sistema tem elevadas concentrações de espécies alcalinas e, em
211 função disso tem resistência a queda de pH. Desta forma, o objetivo da alcalinidade é
212 restringir variações bruscas do pH, devido a capacidade que este parâmetro apresenta, em se
213 manifestar de forma direta sobre a atividade enzimática ou, ainda, afetar indiretamente a
214 toxicidade do meio (RIBEIRO, 2012). A alcalinidade possibilita ainda que seja determinada a

215 tolerância em ácidos graxos voláteis, para que o valor do pH se mantenha na faixa pretendida.
216 Os resultados referentes às análises de alcalinidade estão expressos na Figura 3.

217

218

219 Figura 3 - Relação entre a alcalinidade e as concentrações volumétricas de metano.



220

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

221 Os valores de alcalinidade do sistema variaram em torno de 3354 mgCaCO₃/L a 6886
222 mgCaCO₃/L. De acordo com Anastácio (2010), a alcalinidade entre 2500 e 5000 mgCaCO₃/L
223 é suficiente para se obter um adequado poder de tamponamento e garantir a estabilidade do
224 sistema. Outros autores como Silva (2007), referem-se a valores para alcalinidade em uma
225 faixa entre 1000 mgCaCO₃/L a 1500 mgCaCO₃/L na maior parte do período de
226 biodegradação, como desejáveis. Porém, em estudos sobre a degradação de resíduos sólidos
227 urbanos (RSU) realizados por Barlaz et al. (1989), mostraram que concentrações variando de
228 6900 mgCaCO₃/L a 8000 mgCaCO₃/L não provocaram inibição no sistema anaeróbio,
229 portanto não acarretando prejuízos ao desenvolvimento metanogênese de degradação.

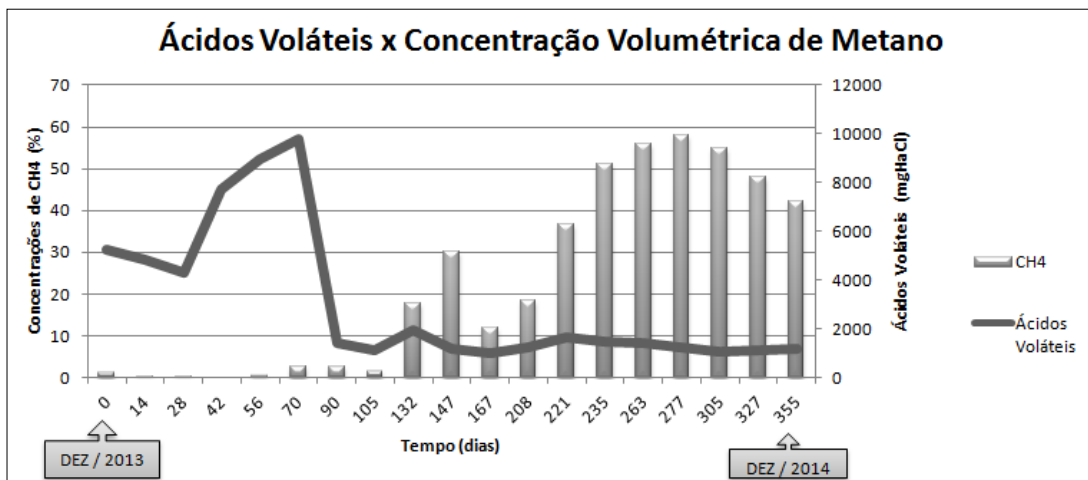
230 Vários produtos químicos podem ser usados para garantir valores adequados de
231 alcalinidade nos sistemas anaeróbios, principalmente na fase acidogênica da degradação, na
232 qual pode ocorrer um acúmulo de ácidos, tais como cal hidratada, cal virgem, carbonato de
233 sódio, bicarbonato de sódio, hidróxido de sódio e bicarbonato de amônia (CHERNICHARO,
234 2007). No biorreator monitorado, com o objetivo de garantir valores de alcalinidade próximos
235 aos referenciados na literatura, e de forma a manter a boa atividade das *Archaeas*
236 metanogênicas, foi adicionado bicarbonato de sódio (NaHCO₃).

237 Aos 132 dias de monitoramento, com a elevação dos valores de alcalinidade e pH, as
238 concentrações de metano foram aumentando progressivamente, até chegar a níveis
239 considerados ideais para este tipo de reator, ou seja, cerca de 60% (LEITE, et al, 2009).

240 A Figura 4 apresenta os resultados das análises referentes às concentrações de ácidos
241 voláteis e sua relação com as concentrações de metano, no biorreator de bancada, em função
242 do tempo.

243 Figura 4 – Relação entre os ácidos voláteis e as concentrações volumétricas de metano.

244



245

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

246

247 Os resultados obtidos para os ácidos voláteis variaram de 9798 a 1083 mgHAc/L
248 durante os dias de monitoramento. As análises que antecederam os 90 dias de monitoramento
249 indicaram elevada concentração de ácidos voláteis, provavelmente, em função da fase
250 degradativa que se encontravam os resíduos, pois, inicialmente, durante a fase acidogênica, os
251 compostos orgânicos complexos são convertidos em compostos mais simples, por meio da
252 hidrólise, em seguida, os compostos metabolizados nesta fase são convertidos em ácidos
253 voláteis, alcoóis, ácido láctico, amônia entre outros compostos que conferem diminuição do
254 pH, com isso, há um aumento na concentração de ácidos.

255

Após esse período, os valores referentes aos ácidos voláteis não ultrapassaram 2000
256 mgHAc/L . Estando em conformidade com Kroecker (1979), que afirma que valores acima
257 deste podem ser tóxicos para as *Archaeas* metanogênicas, uma vez que valores elevados
258 alteram o pH, acidificando o meio e comprometendo a metanização do sistema.

259 No entanto, é possível notar uma grande amplitude no que se refere aos resultados dos
260 ácidos voláteis citados na literatura. Kjeldsen e Christensen (1990), observaram o efeito
261 inibitório à atividade bacteriana causado pelas concentrações de ácido acético, propiônico e
262 butírico em concentrações acima de 6000 mg/L. Porém, Leite et al. (2008) encontraram em
263 seus estudos com biorreatores contendo resíduos sólidos vegetais e lodo de esgoto valores
264 1920 mgH_{AC}/L a 10350 mgH_{AC}/L e obtiveram excelentes resultados, na bioestabilização deste
265 material. Segundo Stafford et al. (1980), McCarty e Pittmann (2001), valores nas faixas entre
266 2000 a 4000 mgH_{AC}/L são considerados ideais para o desenvolvimento dos *Archaeas*
267 metanogênicas. Em estudos realizados por John (2004), com resíduos sólidos, composto de
268 matéria orgânica, restos de comidas, frutas, verduras e legumes com o uso de biorreatores,
269 foram encontrados valores de ácidos voláteis de 9300 mgH_{AC}/L até 13200 mgH_{AC}/L, valores
270 superiores aos encontrados no presente estudo.

271 Contudo, apesar dos valores referentes aos ácidos voláteis se apresentarem elevados
272 durante os primeiros 90 dias de monitoramento, não houve prejuízo com relação ao
273 desenvolvimento da fase metanogênica ou a produção de metano.

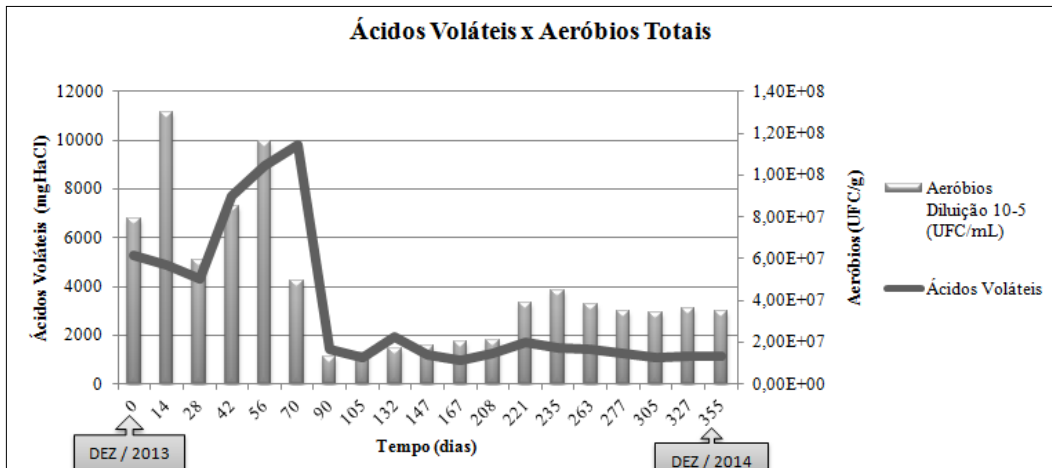
274 Ao longo do monitoramento, ocorreu uma redução nas concentrações de ácidos
275 voláteis, havendo uma estabilização de valores abaixo de 1500 mgH_{AC}/L a partir dos 235 dias
276 de monitoramento, provavelmente esta redução se deve ao consumo destes compostos pelas
277 *Archaeas* metanogênicas, conferindo com isso aumento do pH. Sendo assim, na fase inicial
278 do processo de biodegradação, o pH é normalmente mais baixo devido à produção de ácidos
279 voláteis pelas bactérias hidrolíticas fermentativas e com o avanço do processo biodegradativo
280 dos resíduos, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos voláteis
281 pelas *Archaeas* metanogênicas (POHLAND & HARPER, 1985).

282 A instabilidade do processo anaeróbio pode ocorrer quando a produção de ácidos
283 voláteis é maior que seu consumo, provocando queda do pH e inibição das atividades das
284 *Archaeas* metanogênicas, já que estas são bem sensíveis a mudanças de pH (AIRES, 2013).

285 As análises realizadas no biorreator de bancada estudado sugerem que os altos valores
286 de ácidos voláteis, sejam produtos das bactérias hidrolíticas, acidogênicas e acetogênicas, uma
287 vez que, no biorreator sempre foi detectada a presença de bactérias aeróbias que são
288 produtoras de CO₂ e ácidos durante todo o período de monitoramento, conforme é possível se
289 observar na Figura 5.

290

Figura 5 – Relação entre os ácidos voláteis e os aeróbios totais.



Dados da pesquisa, 2014.

É possível observar (Figura 5) que até 90 dias de monitoramento do reator a ordem de grandeza dos microrganismos aeróbios foi de 10^7 a 10^8 , e isto, provavelmente permitiu o acúmulo de ácidos voláteis. Bactérias aeróbias são produtoras de ácidos voláteis, o que gera uma diminuição do pH, o que foi verificado no reator estudado. O número de organismos aeróbios decresceu (após 90 dias de monitoramento), houve uma diminuição dos ácidos voláteis e aumento do pH. Pode-se perceber uma redução na ordem de grandeza, a diminuição foi de 10^8 para 10^7 , o que pode gerar desestabilização do meio.

Análise estatística dos resultados

A partir das análises estatísticas realizadas por meio da matriz de correlação dos resultados obtidos para o pH, ácidos voláteis, alcalinidade e o metano, foi possível estruturar a Tabela 1.

Tabela 1- Matriz de correlação dos parâmetros analisados.

| | Tempo | pH | Alcalinidade | Ácidos Voláteis | CH ₄ |
|-----------------|---------|---------|--------------|-----------------|-----------------|
| Tempo | 1 | | | | |
| pH | 0,75068 | 1 | | | |
| Alcalinidade | 0,81092 | 0,82463 | 1 | | |
| Ácidos Voláteis | -0,6507 | -0,5671 | -0,549499523 | 1 | |
| CH ₄ | 0,90778 | 0,80106 | 0,868848424 | -0,594808031 | 1 |

314 De acordo com a análise da Tabela 1, com a maioria dos parâmetros analisados
315 tiveram correlações, apresentando valores superiores a 0,70. Segundo Dancey e Reidy (2006)
316 as correlações entre 0,70 e 1,0 podem ser analisadas como forte.

317 Entre os resultados apresentados, é possível destacar as correlações fortes e positivas
318 estabelecidas, entre as concentrações de metano e o tempo, o pH e a alcalinidade. A
319 correlação negativa entre o metano e os ácidos voláteis, pode ser explicada pelo fato da maior
320 produção de metano ocorrer em uma faixa de pH mais elevado, o que não ocorre quando há
321 uma elevada produção de ácidos.

322

323 CONCLUSÕES

- 324 ✓ Os resultados encontrados para os parâmetros físico-químicos analisados contribuíram
325 positivamente para a biodegradação dos resíduos, e para produção de metano no
326 biorreator, uma vez que, as concentrações deste gás chegaram a valores próximos a
327 60%, o esperado para este tipo de reator;
- 328 ✓ A fase degradativa em que se encontram os RSO presentes no biorreator estudado
329 provavelmente é a metanogênica, pois, as concentrações de metano e de pH
330 apresentadas são características dessa fase;
- 331 ✓ O pH monitorado se manteve dentro da faixa que era esperada para cada fase do
332 processo de degradação anaeróbia, apresentando-se mais baixo no início (fase
333 acidogênica e acetogênica) e se elevando na fase metanogênica, o que contribuiu para
334 as elevadas concentrações de metano gerado;
- 335 ✓ Os valores de alcalinidade apresentados foram suficientes para garantir a estabilidade
336 do sistema, embora tenham se apresentado elevado, chegando a mgCaCO_3/L ;
- 337 ✓ As elevadas concentrações de ácidos voláteis apresentadas no início do processo, não
338 comprometeram a produção de metano, apresentando valores adequados ao bom
339 desenvolvimento da biota microbiana;
- 340 ✓ O monitoramento dos parâmetros físico-químicos, analisados neste trabalho permitiu a
341 identificação de resultados, que embora tenham se apresentado fora da faixa esperada,
342 não comprometeram o desenvolvimento do processo.

343 **REFERÊNCIAS**

- 344 AIRES, K. O. (2013) *Monitoramento das concentrações de gases em uma célula*
345 *experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande – PB*. Dissertação
346 (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande,
347 Campina Grande.
- 348 ANASTÁCIO, M. C. F. *Produção de Energia na Forma de Biogás a Partir de Resíduos*
349 *Animais para o Desenvolvimento Rural*. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia
350 Química). Departamento de Engenharia Química. Universidade do Porto. Porto, 2010.
- 351 APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21
352 th edition. Washington: APHA, 2012. 1203p.
- 353 BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M.; HAM, R. K. *Bacterial Population Development and*
354 *Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill*. Appl.
355 Environ. Microbiol. v.55, p. 55-56, 1989.
- 356 CATAPRETA, C. A. A.; SIMOES, G. F. *Evaluation of the Relation Between Precipitation*
357 *and Leachate Flow in an Experimental Sanitary Landfill*. XXXI Congresso Interamericano
358 AIDIS, Santiago – CHILE. Centro de Eventos Casa Piedra, 12– 15 Octubre de 2008.
- 359 CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias:*
360 *Reatores Anaeróbios*. 2º ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.5, 379p. 2007.
- 361 CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 246p.
362 1997.
- 363 DANCEY, C; REIDY, J. *Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para*
364 *Windows*. Porto Alegre: Artmed, 2006.
- 365 GUEDES, T. A.; ACORSI, C. R. L.; MARTINS, A. B. T.; JANEIRO, V. *Estatística*
366 *Descritiva*. Disponível em: <www.des.uem.br>. Acesso em Novembro de 2014.
- 367 JOHN, C. E. *Implantação de um Biorreator para Estudo de Resíduos Sólidos Urbanos:*
368 *Problemas, Ajustes e Soluções de Laboratório*. Dissertação (Mestrado em Engenharia)
369 Programa de Pós – Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais.
370 Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2004.

371 KJELDTSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.;
372 CHRISTENSEN, T. H. *Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: a*
373 *Review*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32 (4), pp. 297-336.
374 2002.

375 KJELDTSEN, P.; CHRISTENSEN, T.H. (1990). *Leaching Tests to Evaluate Pollution*
376 *Potential of Combustion Residues from an Iron Recycling Industry*. Waste Management &
377 Research, 8, 277-292. (Also printed in Sardinia 89. 2nd International Landfill Symposium,
378 Proceedings, 1: LXVII-1/18).

379 LEITE, H. E. A. S.; NETO, J. M. V.; MONTEIRO, V. E. D.; SILVA, S. A. *Composição*
380 *gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Campina Grande-PB*. In: XIII
381 Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ILUBESA, 2008.

382 LOPES, W.S; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; ATHAYDE JUNIOR, G.B. (2003).
383 *Fatores Intervenientes no Processo de Tratamento Anaeróbico de Resíduos Sólidos Orgânicos*.
384 In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, SC.

385 MCCARTY, P.L., PITTMANN, B.E. *Environmental Biotechnology: Principles and*
386 *Applications*. McGraw-Hill – New York, 754 p. 2001.

387 POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. *Critical Review and Summary of Leachate and Gas*
388 *Production from Landfills*. Tech Project n. E20 G01. 1985.

389 PRAMOD K. PANDEY, et al. *Efficacies of Inocula on the Startup of Anaerobic Reactors*
390 *Treating Dairy Manure Under Stirred and Unstirred Conditions*. Biomass and
391 Bioenergy.V.35, p. 2705-2720, 2011.

392 RIBEIRO, L. S. *Estudo da Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos Através dos*
393 *Parâmetros Físicos e Físico- Químicos em um Biorreator de Escala Experimental*.
394 Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina
395 Grande, Campina Grande, 2012.

396 RIUJI, L. C. *Research on Anaerobic Digestion of Organic Solid Waste at Household Level in*
397 *Dar Es Salaam, Tanzania*. Bachelorthesis. Institute of Natural Resource Sciences. Zurich
398 University. 2009. 63f.

399 SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento*
400 *e residuárias*. Campina Grande-PB: O Autor, 2001. 265p.

401 SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K.J. Anaerobic Digestion of
402 Organic Fraction of Municipal Solid Waste Combining Two Pretreatment Modalities, High
403 Temperature Microwave and Hydrogen Peroxide. *Waste Management*, v.32, p.41–52, 2012.

404 SILVA, V.G. *Monitoramento de Parâmetros Físico, Químicos e Biológicos em um Reator*
405 *Anaeróbio Híbrido (RAH) em Escala Piloto, Tratando Água Residuária do Café Produzido*
406 *por Via Úmida*. Dissertação de mestrado. UFLA. 2007.

407 S. NAGI AND N.NISHIO. *Biological aspects of anaerobic digestion*, (N.P. Cheremisinoff,
408 ed.) *Handbook of Heat and Mass Transfer*. vol. 3: Catalysis, kinetics, and Reactor
409 Engineering, Gulf Publishing, p. 701-752 .1989.

410 STAFFORD, D.A., HAWKES, D.L., HORTON, R. *Methane Production From Waste organic*
411 *Matter*. CRC Press, Inc. p. 285. 1980.

412

413

414

415

416

417

418

419

420

421

422

423

4. ARTIGO 2

AVALIAÇÃO DOS FATORES INTERVENIENTES NO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E SUA INFLUÊNCIA NAS CONCENTRAÇÕES DE GASES GERADOS EM BIORREATORES DE BANCADA²

RESUMO

O processo de degradação anaeróbia de resíduos orgânicos por microrganismos permite a transformação dos compostos complexos em subprodutos menos complexos. Tais compostos irão ser novamente quebrados até a formação final dos gases constituintes do biogás. Contudo, os fatores intervenientes nesse processo biodegradativo não estão totalmente entendidos. Desta forma, o objetivo deste artigo foi avaliar os fatores intervenientes no tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos, bem como suas influências nas concentrações de gases gerados. A metodologia empregada na pesquisa consistiu na confecção e instrumentação de um biorreator de bancada de 0,03 m³ de volume, no qual foram realizados monitoramento das concentrações de gases e análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos durante um período de 355 dias. A partir da análise dos resultados, foi possível identificar que as variações de temperatura e os altos teores de umidade apresentados na massa de resíduos podem ter retardado a produção de gases, especialmente o metano, porém, as alterações de tais fatores, não foram suficientes para causar a interrupção do processo de degradação anaeróbia dos resíduos, uma vez que as concentrações de metano foram as esperadas para este tipo de processo ficando em cerca de 60%. Desta forma, foi possível concluir que, os fatores intervenientes no processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos analisados nesse artigo contribuíram positivamente para que os gases constituintes do biogás apresentassem concentrações médias dentro faixa esperada para este tipo de processo.

PALAVRAS- CHAVE: *Archaea* metanogênicas ; Biogás; Biodegradação.

² Artigo padronizado nas normas da Revista Engenharia e Tecnologia

27 **ABSTRACT**

28 The anaerobic degradation process of organic waste by micro processing allows for complex
29 compounds in less complex products. Such compounds will again be broken until the final
30 formation of the constituent gases of the biogas. However, the factors involved in
31 biodegradation process are not fully understood. Thus, the aim of this paper was to evaluate
32 the factors involved in the anaerobic treatment of organic waste and its influence on the
33 generated gas concentrations. The methodology used in the research consisted of making and
34 instrumentation of a bioreactor of 0.03 m³ of volume bench, which were carried out
35 monitoring gas concentration and analysis of physical, chemical and microbiological
36 parameters for a period of 355 days. From the analysis of the results, we found that the
37 variations of temperature and high moisture content presented in mass residues may have
38 delayed the production of gases, especially methane, however, changes to such factors were
39 not sufficient to cause interruption of the process of anaerobic degradation of the waste, since
40 methane concentrations were expected for this kind of process running at about 60%. Thus, it
41 was possible to conclude that the factors involved in the anaerobic digestion process of
42 organic residues analyzed in this article contributed positively to the biogas constituent gases
43 presented average concentrations within expected range for this type of process.

44

45 **KEYWORDS:** Archaea methanogenic; Biogas; Biodegradation.

46

47 **INTRODUÇÃO**

48 A degradação anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos é processo bastante
49 complexo, pois envolve uma série de fatores e condições específicas, que apresentam
50 influencia direta sob as concentrações de gases gerados. Durante a degradação, os compostos
51 constituintes dos resíduos orgânicos (carboidratos, proteínas e lipídios) são convertidos em
52 ácidos graxos de cadeia longa pela hidrólise, formando compostos solubilizados, a exemplo
53 de açúcares e aminoácidos, que são convertidos em ácidos voláteis de cadeia curta e
54 hidrogênio, através da acidogênese. Estes ácidos são então convertidos em acetato, hidrogênio
55 e dióxido de carbono durante a acetogênese, sendo finalmente transformados em metano na
56 fase seguinte, a metanogênese. A mistura gasosa produzida ao final do processo, dá-se o nome

57 de biogás, este apresenta em sua concentração típica com cerca de 60% de metano, 35% de
58 dióxido de carbono e 5% de uma mistura de outros gases como hidrogênio, nitrogênio, gás
59 sulfídrico, monóxido de carbono, amônia, oxigênio e aminas voláteis (PECORA *et al.*, 2008).

60 Para que haja êxito no processo de degradação em anaerobiose dos resíduos, faz-se
61 necessário à existência de um sistema que permita o controle das variáveis envolvidas. A
62 utilização de biorreatores de bancada, operando em condições controladas, representa uma
63 alternativa viável e eficiente para o monitoramento das concentrações de gases produzidos
64 durante o processo de decomposição anaeróbia dos resíduos, visto que tais reatores são
65 capazes de fornecer dados precisos e permitem a manipulação das condições internas e do
66 entorno.

67 Em reatores anaeróbios, a produção de biogás depende diretamente da composição do
68 substrato, da presença e do equilíbrio entre o consórcio microbiano (FERRER *et al.* 2010).
69 Entretanto, pelo fato da digestão anaeróbia se tratar de um processo biológico, alguns fatores
70 podem alterar o comportamento dos microrganismos envolvidos na degradação, e
71 conseqüentemente, as concentrações de gases gerados. Desta forma, a compreensão das
72 interposições ocasionadas por fatores físico-químicos e microbiológicos no processo de
73 biodegradação é imprescindível, pois possibilita a correção de interferências negativas, de
74 modo a potencializar a produção de biogás e elevar as concentrações de metano, aumentando
75 assim, o potencial energético do gás produzido (BORLIN; *et al.*, 2004).

76 O objetivo deste trabalho é avaliar como os fatores intervenientes no tratamento
77 anaeróbio de resíduos orgânicos exercem influência nas concentrações de gases gerados em
78 um biorreator de bancada preenchido com resíduos orgânicos provenientes do refeitório da
79 Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral da cidade de Campina Grande-PB.

80

81 **METODOLOGIA**

82

83 Este trabalho foi realizado na cidade de Campina Grande – PB, entre o período de
84 dezembro de 2013 a dezembro de 2014. Totalizando 355 dias de monitoramento. O
85 desenvolvimento desta pesquisa ocorreu de acordo com as seguintes etapas:

86 Construção e instrumentação do biorreator

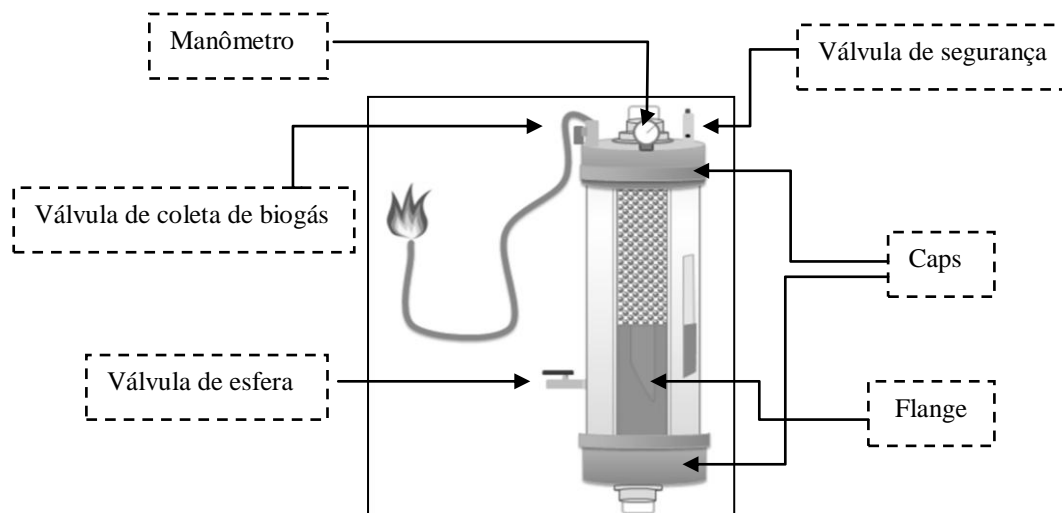
87

88 Para realização deste trabalho, foi confeccionado um biorreator de bancada em
89 formato cilíndrico, de seção transversal circular, com tubos de PVC (Policloreto de polivinila)
90 (Figura 1), sendo este de dimensões de 0,90 m de altura e 0,2 m de diâmetro interno, com
91 volume aproximado de 0,03 m³. O formato de estrutura cilíndrica rígida foi escolhido com o
92 intuito de facilitar a distribuição dos resíduos em seu interior e as pressões laterais na parede
93 interna do biorreator. Para o bom desenvolvimento das *Archaea* metanogênicas, o sistema foi
94 isolado hermeticamente, com o uso de dois caps nas extremidades superior e inferior do
95 biorreator. No cap superior, foi introduzido um manômetro de 3,0 kgf/cm², uma válvula de
96 segurança e uma válvula para coleta do biogás, onde foram realizadas as medições das
97 concentrações dos gases gerados no interior do biorreator.

98

99

Figura 1 - Biorreator Monitorado



Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), 2013.

100

101 Com o objetivo de reduzir a entrada de ar durante a alimentação do biorreator, foi
102 inserido um adaptador com flange, acoplado a um tubo de 0,04 m de diâmetro e altura de 0,70
103 m, por onde os resíduos sólidos orgânicos foram adicionados. Na lateral do tubo, foi colocada
104 uma válvula de esfera para retirada das amostras, e na parte frontal uma placa graduada de
105 acrílico transparente, para avaliar o nível de líquidos presentes no biorreator.

106

107 Preenchimento do biorreator

108

109 Os RSO utilizados para preencher o biorreator foram coletados do refeitório da Escola
110 Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, na cidade de Campina Grande - PB. A seleção da
111 referida escola, para realização desta pesquisa, ocorreu por intermédio de seus integrantes,
112 que identificaram a necessidade do desenvolvimento de projetos voltados à gestão de resíduos
113 sólidos e procuraram o apoio.

114 A Escola possui cerca de 550 integrantes, entre alunos, professores, gestores e
115 funcionários em geral e nela foi desenvolvido um projeto de gestão de resíduos sólidos, em
116 parceria com o Grupo de Pesquisa de Geotecnia Ambiental (GGA) e a Universidade Federal
117 de Campina Grande (UFCG), Campus I.

118 Os resíduos coletados passaram por um processo de segregação e caracterização para
119 posterior trituração e preenchimento do biorreator. Antes do preenchimento, retirou-se
120 aproximadamente, 25 Kg da massa de RSO triturados e adicionou-se 14l m³ de água
121 destilada, para estabelecer condições de umidade iniciais. Em seguida, a amostra foi
122 submetida à adição de 3,750 Kg de esterco bovino (inóculo), o que corresponde a 15% da
123 massa de resíduos, considerada ideal para o melhor desempenho de biorreatores (LOPES et al,
124 2003). Vale ressaltar que o esterco bovino é um inóculo em potencial, uma vez que, as
125 *Archaea* metanogênicas representam cerca de 40% de sua microfauna (PRAMOD et al,
126 2011). Posteriormente, retirou-se 0,015 m³ da mistura (matéria orgânica triturada, esterco e
127 água) que foram utilizados no preenchimento do biorreator.

128 No biorreator monitorado, com o objetivo de garantir valores de alcalinidade próximos
129 aos recomendados, e de forma a manter a boa atividade das *Archaeas* metanogênicas, foi
130 adicionado bicarbonato de sódio (NaHCO₃), numa concentração de 30g/L.

131

132 Construção da Estufa

133

134 Com o objetivo de aumentar a temperatura interna dos biorreatores e proporcionar
135 maior eficiência no processo degradativo, construiu-se uma estufa dentro da própria UFCG,
136 no campus de Campina Grande. Essa estufa foi confeccionada em madeira e revestida com
137 filme plástico extra longa vida, 150 micras de espessura, contendo aditivos anti-UV. Em dias
138 de alta incidência de radiação solar, a estufa apresentava diferenças de até 15°C em relação à

139 temperatura externa, o que promovia também um aumento na temperatura da mistura de
140 resíduos contida dentro dos biorreatores, favorecendo o processo de degradação dos resíduos
141 pelos microrganismos. A estufa não só promove o aumento de temperatura durante o dia, mas
142 evita a perda rápida de calor durante a noite. O biorreator foi instalado numa região de clima
143 quente, no qual oferece condições favoráveis a produção de biogás, pois a velocidade de
144 decomposição dos resíduos pelos microrganismos é maior que nos países de clima temperado,
145 porém, Campina Grande - PB possui uma elevada amplitude térmica, resultante das
146 diferenças de temperaturas diurnas e noturnas, fato esse que pode ser um fator negativo as
147 bactérias metanogênicas.

148

149 Figura 2: Estufa onde o biorreator permaneceu durante todo o monitoramento.

150

151

152

153

154

155

156

157

158

159

160

161

162

163



164

Fonte: Dados da pesquisa, 2014

165

166 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos resíduos
167 orgânicos

168

169 O monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foi realizado
170 quinzenalmente, a partir das amostras de resíduos coletados no biorreator. A cada coleta, eram

171 retirados aproximadamente 0,0003 m³ do material. As análises foram realizadas nas
172 dependências do Laboratório de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina
173 Grande - UFCG. O Quadro 1 apresenta as metodologias utilizadas para as análises físico-
174 químicas e microbiológicas.

175

176 **Quadro 1- Metodologia dos parâmetros usados na pesquisa**

177

| Parâmetros | Método |
|----------------------------------|---|
| Teor de Umidade | NBR 6457 (ABNT, 1986a); WHO (1979) |
| Sólidos Voláteis | WHO (1979) |
| pH, | Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2012); Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001). |
| Microrganismos aeróbios e fungos | Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2012). |
| Temperatura | Metodologia própria |

178

179 As contagens dos anaeróbios totais eram imprescindíveis para esse estudo, uma vez
180 que essa pesquisa tem como objetivo avaliar as concentrações do biogás através da digestão
181 anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos, porém não foi possível a realização dessas análises.

182

183

184 **Monitoramento das concentrações de gases**

185

186 As medições das concentrações de gases no interior do biorreator de bancada foram
187 realizadas três vezes a cada semana, por meio de um detector portátil e automático de gases
188 com infravermelho, Drager (cromatógrafo portátil) modelo X-am 7000. Com os dados
189 encontrados durante estas medições, realizou-se uma média para expressar as concentrações
190 de gases referentes ao período de tempo de cada quinzena, possibilitando assim, relacionar
191 tais concentrações com os resultados dos demais parâmetros analisados.

192 O procedimento de leitura da concentração do biogás consiste em verificar a calibração
193 do aparelho, aguardar o tempo de estabilização necessário (cerca de 2 minutos), conectar a

194 mangueira acoplada no equipamento na torneira de coleta de gás localizada no biorreator,
195 realizar a leitura das concentrações de gases e, por fim desacoplar o aparelho.

196

197 **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

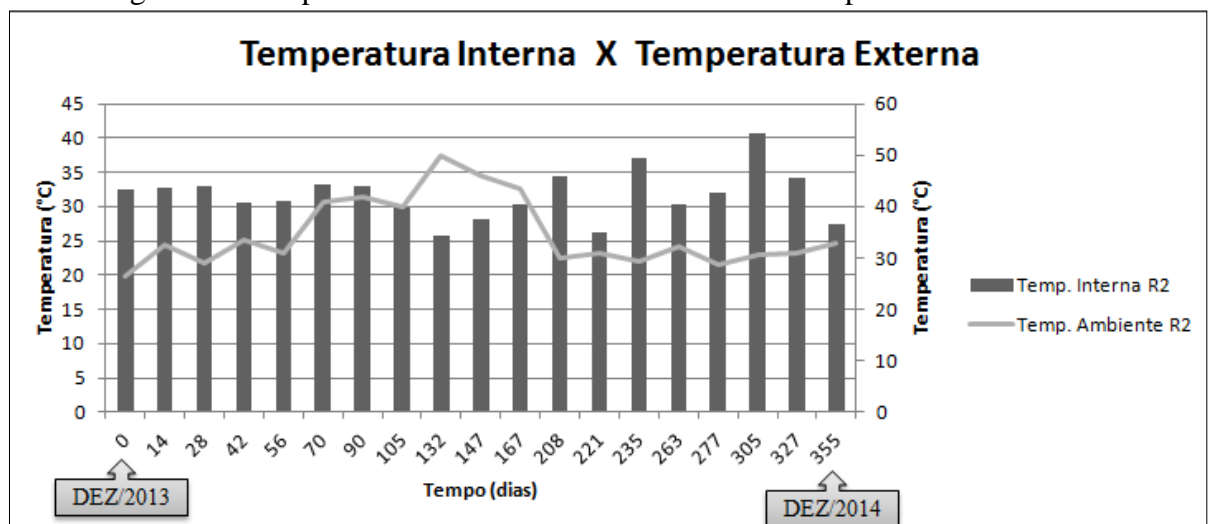
198

199 **Parâmetros Físico-químicos**

200 A temperatura é um importante parâmetro físico a ser considerado na digestão
201 anaeróbia, uma vez que esta pode alterar a atividade metabólica dos microrganismos,
202 influenciar nas taxas das reações enzimáticas e desnaturar enzimas e proteínas em geral
203 (MENEZES, 2012). Havendo faixas ótimas de degradação para cada grupo de
204 microrganismos. De acordo com Chae *et al.* (2008), a temperatura da digestão tem uma
205 influência sobre a produção de biogás, bem como as concentrações de metano presentes no
206 biogás. A Figura 3 apresenta as variações de temperatura interna e a temperatura ambiente ao
207 longo dos 355 dias de monitoramento do biorreator.

208

209 **Figura 3 – Temperatura interna do biorreator versus a temperatura ambiente na estufa**



210

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

211

212 Analisando a Figuras 3 observa-se que as temperaturas internas no biorreator, embora
213 tenham apresentado várias oscilações durante todo período de monitoramento, a média dos
214 valores apresentou-se dentro de uma faixa de limites aceitáveis para que a degradação

215 anaeróbia dos resíduos ocorra normalmente, ficando a maioria dos valores dentro da faixa
216 mesofílica, que são consideradas ótimas para geração de metano, pois conforme Guedes
217 (2007) e Qian *et al.* (2002) tais microrganismos aumentam seu rendimento quando a
218 temperatura está entre 35 e 45°C.

219 No que se refere às variações de temperatura, é possível notar a partir da observação
220 da Figura 3, que tanto as temperaturas externas quanto as temperaturas internas apresentam
221 grandes variações, e que muitas vezes não há uma consonância entre as tendências de
222 aumento e diminuição entre elas. Essas diferenças podem ser justificadas pelos horários em
223 que foram realizadas as medições da temperatura. Sendo estas realizadas duas vezes ao dia, a
224 primeira ocorria às 13 horas, horário em que a temperatura da estufa estava mais elevada,
225 chegando a atingir 50°C. Neste horário os resíduos não apresentavam temperaturas tão
226 elevadas, pois o aquecimento interno do biorreator era gradativo. Outro horário de medições
227 das temperaturas foi em torno das 17 horas, horário em que a estufa registrava temperaturas
228 amenas, aproximadamente 26°C, e os resíduos orgânicos possuíam temperaturas mais
229 elevadas, pois havia absorvido calor durante todo período do dia. O biorreator foi
230 confeccionado em PVC, material não isolante térmico, o que permitia a troca de calor com o
231 meio externo.

232 Esta influencia nas temperaturas pode está ligada diretamente ao potencial degradativo
233 das *Archaea* metanogênicas que se aliam à temperatura e ao pH como fatores preponderantes
234 a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, na produção de biogás. As *Archaea*
235 metanogênicas trabalham de forma ótima em meios com pH em torno de 7 e temperaturas de
236 37°C para as metanogênicas mesofílicas e até 60° para as termofílicas (SAWAZAKI, 1985).
237 Durante o processo foram observadas temperaturas ideais para as *Archaea* metanogênicas,
238 principalmente, as mesofílicas.

239 O pH é um importante fator no controle do processo anaeróbio, pois influencia a
240 atividade enzimática. O crescimento ótimo das *Archaea* metanogênicas ocorre em uma faixa
241 relativamente estreita, em torno de 6,5 a 7,5, já as bactérias hidrolíticas e fermentativas, o pH
242 ideal está entre 4,5 a 6,3 (LAY *et al.*, 1997).

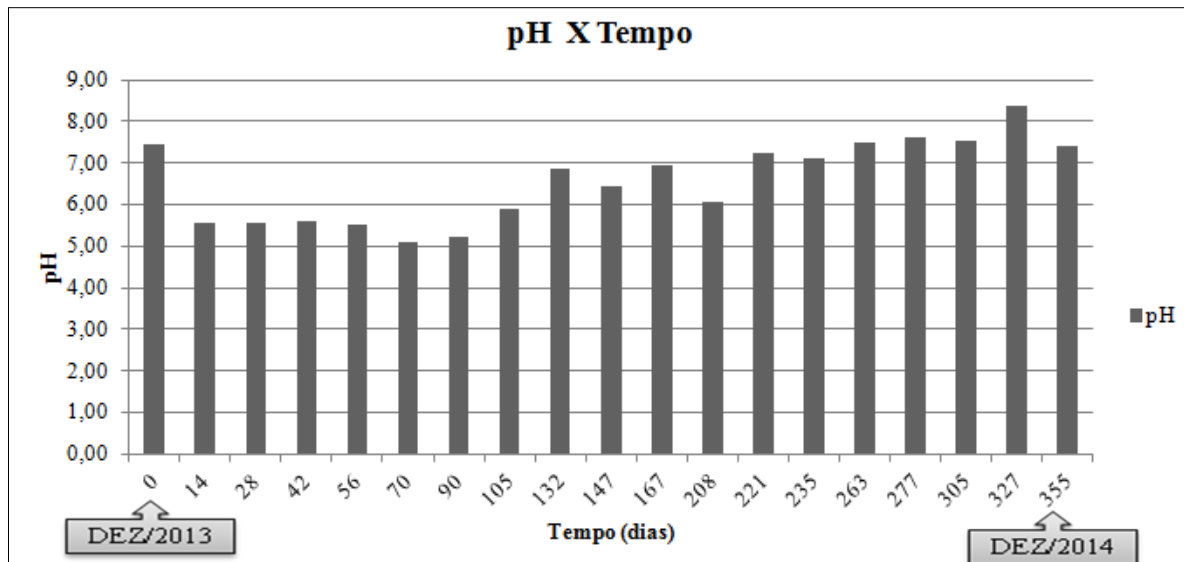
243 O pH pode variar com o tempo de degradação dos resíduos (CATAPRETA, 2008). Na
244 fase inicial do processo de degradação, o pH é normalmente mais baixo devido à produção de
245 ácidos pelas bactérias hidrolíticas e fermentativas, mas com o avanço do processo de
246 degradação biológica da matéria orgânica, os valores de pH se elevam em função do consumo

247 dos ácidos pelas *Archaea* metanogênicas e pela maior produção de gases (MEIRA, 2008). Os
248 resultados obtidos para este parâmetro estão expressos na Figura 4.

249

250

Figura 4 - pH em função do tempo



251

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

252

253

254

255

256

257

258

259

260

261

262

263

264

265

266

267

Conforme pode ser observado na Figura 4, o pH inicial apresenta-se elevado, em torno de 7,4 e, logo após, sofre uma sensível queda logo nos primeiros dias de monitoramento, pode ser justificado pelo fato da degradação acontecer de forma rápida, produzindo ácidos orgânicos quase que imediatamente ao início do processo, o que acarreta a queda do pH.

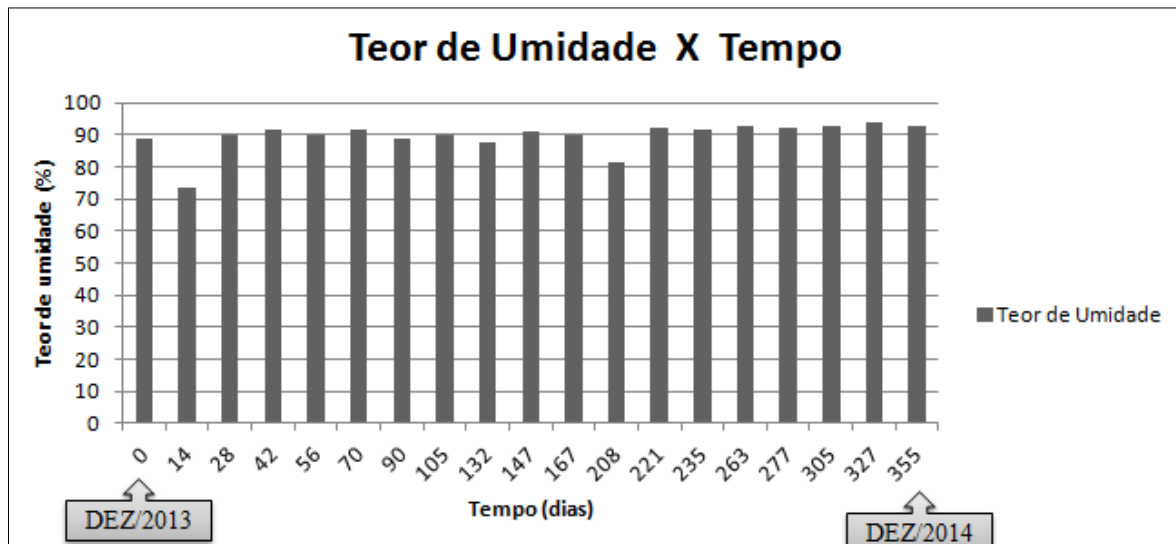
Ao longo dos 355 dias de monitoramento, o pH médio variou entre 5,1 e 8,3. Estes valores estão em conformidade com Kjeldsen et al. (2002), ao afirmarem que, para uma boa degradabilidade, deve-se encontrar valores de pH entre 4,5 a 9,0, a depender da atuação específica de cada microrganismo e em cada fase do processo de degradação anaeróbia, de forma que, existe uma faixa de pH ideal para cada fase do processo. Desta forma, os valores de pH se apresentaram dentro da faixa esperada para cada fase de degradação.

É importante frisar que foi adicionado bicarbonato de sódio (NaHCO_3), numa concentração de 30g/L, na mistura de resíduo durante o preenchimento do reator afim de restringir suas variações bruscas do pH e evitar desestabilização da microbiota.

O monitoramento do teor de umidade tem como objetivo descobrir o quanto de água esta presente na amostra de resíduos, pois esta pode estimular ou prejudicar a produção de biogás pelos microrganismos (PAES, 2003). Sua importância para o processo de degradação

268 anaeróbia está associada ao fato de favorecer a assimilação de substrato e nutrientes
269 necessários, comportando-se como agente condutor de enzimas e outros metabólitos
270 microbianos importantes no processo de decomposição anaeróbia (LOPES *et al.*, 2002). Os
271 resultados encontrados para o teor de umidade estão representados na Figura 5.
272

273 Figura 5 - Teor de umidade em função do tempo



274 Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

275

276 Observando a Figura 5, notou-se que houve discretas variações dos teores de umidade
277 durante a fase de monitoramento nos biorreatores de bancada. É importante ressaltar que, as
278 pequenas variações que ocorreram, provavelmente devem-se a produção de gases, pois uma
279 fração da umidade é consumida na formação de biogás. De acordo com Tchobanoglous *et al.*
280 (1993), é consumida cerca de 0,165kg de água para cada metro cúbico de gás emitido.

281 Embora o teor de umidade tenha se apresentado superior ao recomendado na literatura,
282 onde se afirma que maiores taxas de metano são obtidas na faixa entre 40% e 80% de
283 umidade (AUDIBERT, 2011), foi possível notar que a umidade da massa de resíduos no
284 período monitorado foi propícia para garantir a evolução do processo de degradação e
285 estabelecimento da fase metanogênica.

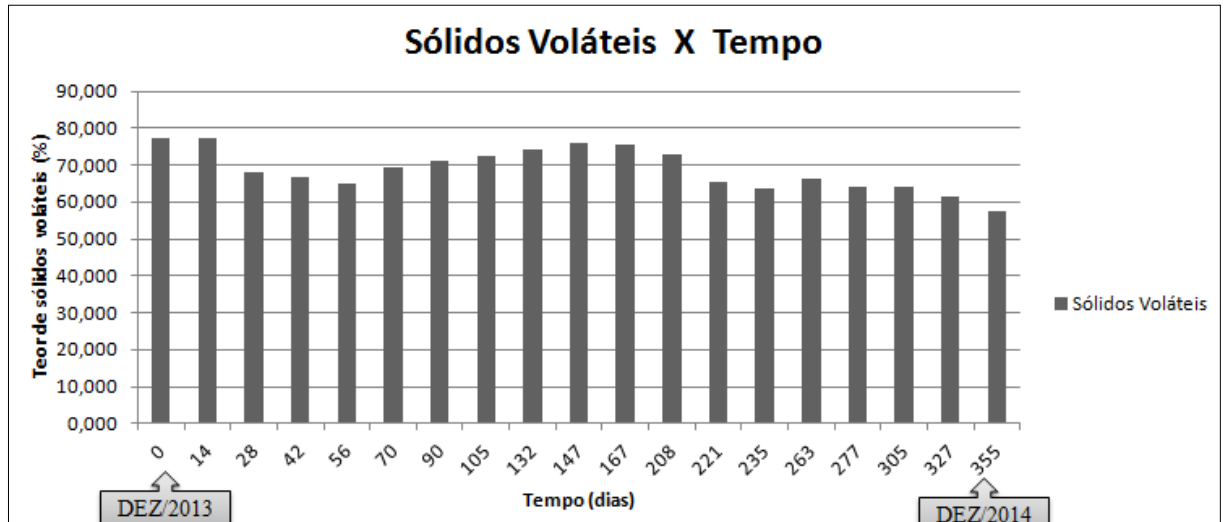
286 Os sólidos voláteis são um indicativo da ocorrência da biodegradação dos compostos.
287 O teor e sólidos voláteis determina de forma indireta a quantidade de matéria orgânica a ser
288 degradada nos resíduos. Desta forma, quanto maior for o teor de sólidos voláteis maior é a

289 quantidade de matéria orgânica a ser degradada (ARAÚJO, 2011). Os resultados encontrados
290 estão descritos na Figura 6.

291

292

Figura 6 - Teor de sólidos voláteis em função do tempo



293

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

294

295 O elevado teor de sólidos voláteis apresentado na Figura 6 confirma a fase inicial de
296 decomposição dos resíduos e aponta para uma grande quantidade de matéria orgânica a ser
297 degradada. Pode-se observar ainda, que a concentração de sólidos voláteis caiu com o tempo,
298 indicando que os microrganismos estão consumindo a matéria orgânica em suas atividades
299 metabólicas. Portanto, é possível verificar que, após os 208 dias de monitoramento existe a
300 tendência geral de decréscimo dos teores de sólidos voláteis.

301

302 As menores variações ocorreram entre os dias 221 e 355, indicando um período mais
303 lento de degradação, isto é característico da fase metanogênica de degradação. Observou-se,
304 pelo decréscimo de sólidos voláteis ocorrido ao longo do período de monitoramento que a
305 biodegradação no reator estudado ocorreu de forma satisfatória em relação a produção de
306 biogás, o que foi traduzido em altas concentrações de metano, chegando a concentrações
307 próximas aos 60%.

308

309

310

311

311 Parâmetros microbiológicos

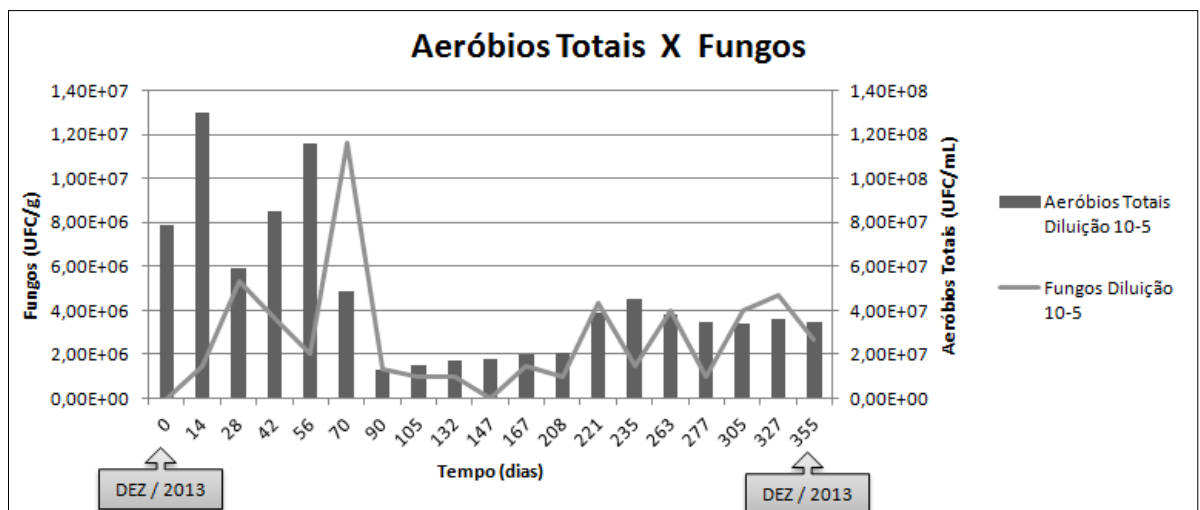
312

313 Os microrganismos presentes em biorreatores podem indicar a evolução do
314 comportamento biodegradativo da massa de resíduos orgânicos. Durante o período de
315 monitoramento foram apresentados os resultados das leituras dos grupos de microrganismos:
316 aeróbios totais e fungos. A Figura 7 apresentam o comportamento das bactérias aeróbias e
317 fungos ao longo do tempo de monitoramento.

318

319

Figura 7- Aeróbios totais versus fungos em função do tempo



320

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

321

322 De acordo com a Figura 7, verifica-se que ocorreram grandes variações na contagem
323 de bactérias aeróbias e de fungos principalmente no início do monitoramento, até cerca do 70°
324 dia. Esta variação provavelmente ocorreu devido a grande disponibilidade de matéria orgânica
325 no sistema e ao período de adaptação inicial dos microrganismos e as condições do meio,
326 como temperatura, teor de umidade e pH. Neste período ainda era detectado uma pequena
327 quantidade de oxigênio no interior de biorreator, com concentrações abaixo de 10%. Apesar
328 de o biorreator ser hermeticamente fechado, o que impossibilita a entrada de ar no seu
329 interior, ainda sim, verificou-se a presença de microrganismos aeróbios durante todo o
330 processo de degradação. Indicando também que, provavelmente esse grande número de
331 aeróbios totais pode ser traduzido em bactérias aeróbias facultativas, já que essas são capazes
332 de sobreviver tanto em presença como em ausência de oxigênio.

333 Os fungos atuam na decomposição dos principais constituintes dos vegetais,
334 especialmente da celulose, lignina e pectina (PELCZAR et al., 1996). A adição de enzimas
335 celulolíticas e hidrolíticas de fungos antes da digestão anaeróbia de resíduos sólidos aumenta
336 a eficiência do processo, considerando-se que fungos lignolíticos aumentam a
337 biodegradabilidade da massa de lixo (SRINIVASAN et al., 1997; MEIRA, 2009).

338 A grande maioria dos fungos é aeróbia, porém há espécies anaeróbias facultativas e
339 apenas poucos, ainda não muito conhecido, são anaeróbios e se reproduzem por esporos,
340 forma de reprodução ou de resistência a agressões ou estresse externos (TORTORA, 2000).
341 Isto justifica o decréscimo de fungos encontrados no processo, uma vez que no início da
342 degradação, ainda era possível se detectar oxigênio no meio, numa concentração inferior a
343 10%.

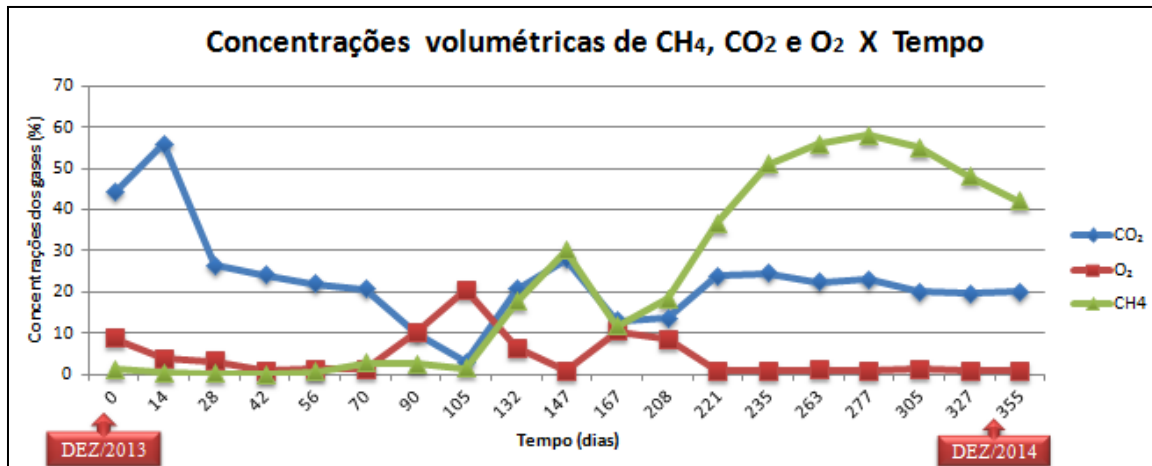
344 Apesar da umidade no interior dos biorreatores serem elevadas (em média 90%),
345 estando fora da faixa de umidade considerada ideal para o desenvolvimento destes
346 microrganismos, ainda assim, verifica-se a presença de fungos no biorreator. A tendência ao
347 declínio no número de fungos pode ser justificado devido alguns fatores presentes na massa
348 de resíduos, tais como tipo de material orgânico, e também temperaturas, visto que estas
349 estiveram durante quase todo monitoramento superiores aos 30°C e as temperaturas propícias
350 ao desenvolvimento destes grupos de organismos, estão por volta dos 25°C.

351 Monitoramento dos Gases

352 A avaliação dos gases gerados no processo de decomposição anaeróbia possibilita se
353 inferir o grau de degradação ou estabilização dos resíduos orgânicos, além de auxiliar a
354 compreender as etapas em que o processo se encontra (AIRES, 2013). As concentrações dos
355 gases podem também indicar o seu potencial de utilização para geração de energia. No
356 biorreator em estudo, foi realizado o monitoramento dos gases gerados, dos parâmetros físico-
357 químicos e microbiológicos, de forma a analisar como estes parâmetros influenciam na
358 concentração dos gases produzidos. O monitoramento das concentrações de Metano (CH₄),
359 Dióxido de Carbono (CO₂) e Oxigênio (O₂), Monóxido de carbono (CO) e Gás sulfídrico
360 (H₂S) estão ilustrados nas Figuras 8 e 9.

361

362



364

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

365 Conforme ilustra a Figura 8, as concentrações de CH₄ observadas no período do
 366 monitoramento do biorreator aumentaram progressivamente, chegando a atingir 58%. A
 367 presença de metano foi detectada a partir dos 105 dias de monitoramento, à medida que as
 368 concentrações de oxigênio decaíam, tornando o meio propício para atividade das *Archaea*
 369 metanogênicas.

370 É possível identificar na Figura 8 maiores oscilações nas concentrações de CH₄ que
 371 nas concentrações de CO₂. Esse comportamento pode ser explicado pelas características dos
 372 grupos microbianos envolvidos na produção desses gases. Como se sabe as *Archaea*
 373 metanogênicas são bem mais sensíveis as variações das condições do meio, como mudanças
 374 de pH, temperatura, teor de umidade e de oxigênio. Já o grupo dos microrganismos
 375 fermentativos, possui espécies bem mais versáteis que podem crescer em faixas mais amplas
 376 de pH, temperatura e na presença ou ausência de oxigênio molecular.

377 As elevadas concentrações de CO₂ no início do monitoramento, por volta do 14º dia,
 378 evidenciaram que as bactérias presentes no interior do biorreator durante este período eram
 379 em sua maioria fermentativas, uma vez que liberarem este gás. Nos dias subsequentes, as
 380 concentrações de CO₂ não ultrapassaram os 30%, onde se esperava um patamar de 40%
 381 (TCHOBANOGLOUS *et al*, 1993), mas, como é possível perceber ainda na Figura 8, as
 382 concentrações de CO₂ tendem a estabilização à medida que o CH₄ cresce.

383 Analisando os resultados das concentrações de gases, nas figuras 8, nota-se que eles
 384 sugerem que a fase metanogênica do processo de digestão anaeróbia dos resíduos foi atingida

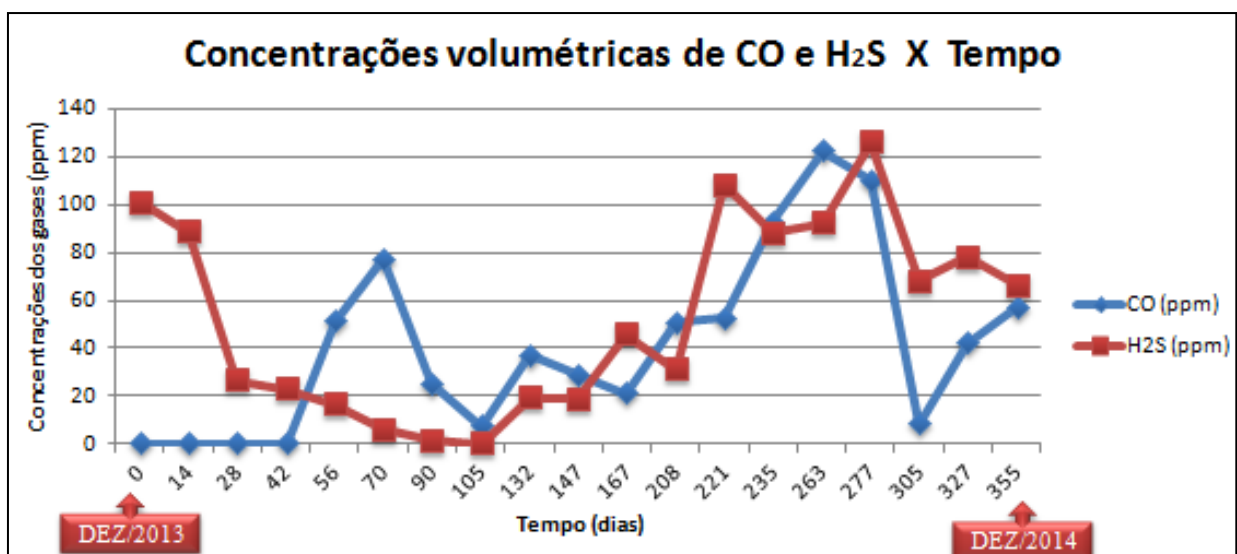
385 a partir do dia 221, uma vez que se verificaram elevadas concentrações de metano e dióxido
386 de carbono.

387 Em condições anaeróbias, o metano e o dióxido de carbono são os principais gases
388 gerados durante a biodegradação de RSO. Normalmente, a soma das concentrações desses
389 gases, representa, em volume, de mais de 95% do biogás (USEPA, 1995). A produção de CO₂
390 e CH₄ e a proporção entre eles dependem do equilíbrio dinâmico entre os diversos grupos
391 microbianos que atuam na degradação dos resíduos e de diversos parâmetros físico-químicos.

392 Com relação às concentrações de O₂ no biorreator, observou-se que elas
393 permaneceram na maioria do tempo de monitoramento em níveis baixos, chegando a
394 concentrações mínimas de 0,8%. Nos dias 105 e 167, percebe-se que o aumento da
395 concentração de O₂ corresponde a uma redução de CH₄, indicando, possivelmente, o efeito do
396 oxigênio na redução da atividade metanogênica, uma vez que, as elevadas concentrações de
397 O₂ podem ser prejudiciais ao sistema, pequenas concentrações podem até ser úteis, desde que
398 não afetem o metabolismo dos anaeróbios estritos, pois poderia otimizar a taxa de hidrólise da
399 celulose, criando microambientes aeróbios (ALCÂNTARA, 2007).

400 A Figura 9, ilustra a concentração volumétrica (ppm) de CO e H₂S em função do
401 tempo.

402 Figura 9 – Concentração volumétrica de CO e H₂S em função do tempo



403

Fonte: Dados da pesquisa, 2014.

404 As concentrações observadas durante os 355 dias de monitoramento com o
405 cromatógrafo portátil variaram entre 0 ppm e 122 ppm para CO, e de 0 ppm a 108 ppm para
406 H₂S.

407 O monóxido de carbono (CO) é um gás tóxico e inflamável que faz parte da
408 composição do biogás, aparecendo em pequenas proporções na sua constituição. O valor
409 máximo encontrado no biorreator de 122 ppm é considerado muito elevado, tendo em vista os
410 padrões de qualidade do ar CETESB (2006). Tais valores podem indicar a ocorrência de
411 vazamentos ou falhas estruturais do biorreator.

412 O gás sulfídrico (H₂S) é um gás de odor forte, tóxico, mais denso que o ar e tem como
413 principal fonte a decomposição anaeróbia dos excrementos. Pode causar sérios danos à saúde
414 humana e dos animais. O H₂S, mesmo tendo uma baixa composição no biogás, acredita-se
415 que esteja participando, principalmente, na fase metanogênica, pois, algumas medidas de
416 concentrações de gases sugerem que um aumento ou diminuição do metano implica,
417 respectivamente, na diminuição e aumento de gás sulfídrico, o que confirmaria a competição
418 das bactérias redutoras de sulfato com as *Archaea* metanogênicas pelo acetato e o H₂ (AIRES,
419 2013).

420 As medições dos gases gerados mostraram que existe uma influência direta dos
421 parâmetros físico-químicos e microbiológicos sobre a concentração do biogás produzido no
422 biorreator em estudo, e tais parâmetros devem ser analisados de forma conjunta, pois eles
423 estão diretamente relacionados ao bom funcionamento do sistema. A análise dos dados
424 encontrados possibilita o lançamento de propostas para uma efetiva melhoria do sistema.

425

426 CONCLUSÃO

427

- 428 ✓ Os fatores intervenientes no processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos
429 analisados nesse artigo contribuíram para que os gases constituintes do biogás
430 apresentassem concentrações médias dentro faixa esperada para este tipo de processo;
- 431 ✓ Apesar das grandes variações da temperatura interna do biorreator durante a maior
432 parte do processo, ela oscilou dentro da faixa mesofílica, ou seja, dentro da variação

433 adequada para o processo de degradação anaeróbia, pois possibilita o desenvolvimento
434 das *Archaea* metanogênicas, o que implica em maiores concentrações de metano;
435 ✓ O pH apresentou-se dentro da faixa esperada para cada fase do processo degradativo.
436 Sua redução no início do processo não comprometeu o desenvolvimento das *Archaeas*
437 metanogênicas, o que foi retribuído em altas concentrações de metano;
438 ✓ O teor de umidade se mostrou elevado, porém apesar de ter se mantido por volta dos
439 90% durante quase todo o processo, o que não impossibilitou o desenvolvimento de
440 fungos;
441 ✓ Houve uma redução dos teores de sólidos voláteis, embora suas concentrações ainda
442 se mantenham elevadas, o que indica que ainda há muita matéria orgânica a ser
443 degradada;
444 ✓ Notou-se a presença de microrganismos aeróbios (fungos e bactérias) durante todo o
445 período de monitoramento, havendo uma tendência de redução do número destes
446 microrganismos, ao passo que os níveis de oxigênio decaíam.
447 ✓ A partir da análise das interferências dos parâmetros analisados no processo de
448 degradação anaeróbia foi possível concluir que as concentrações dos gases
449 constituintes do biogás não foram prejudicadas, apesar de alguns parâmetros, não se
450 apresentarem dentro dos limites esperados durante o processo biodegradativo. A
451 identificação destas interferências permitirão correções e melhorias no sistema, a fim
452 de se obter maiores concentrações de metano.

453

454 REFERÊNCIAS

455

456 AIRES, K. O. *Monitoramento das Concentrações de Gases em uma Célula Experimental de*
457 *Resíduos Sólidos Urbanos na Cidade de Campina Grande – PB*. 2013. 118p. Dissertação
458 (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.
459 Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

460 ALCÂNTARA, P. B. *Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos*
461 *no Comportamento de Aterros Simulados*. 2007. 366 p. Tese (Doutorado em Engenharia
462 Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

463 APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22 th
464 edition. Washington: APHA, 2012. 1203p.

465 ARAÚJO, E. P. *Estudo do Comportamento de Bactérias Aeróbias e Anaeróbias Totais na*
466 *Biodegradabilidade de Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB*. 2011.
467 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de
468 Campina Grande, Campina Grande.

469 AUDIBERT, J. L. *Avaliação qualitativa e quantitativa do biogás do aterro controlado de*
470 *Londrina*. Universidade Estadual de Londrina. 2011. 186 p. Dissertação (Mestrado em
471 Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, Paraná.

472 CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. *Caracterização volumétrica dos resíduos sólidos*
473 *urbanos dispostos em um aterro sanitário experimental*. In: XXXI Congresso Interamericano
474 de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008.

475 CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Manual de gerenciamento*
476 *de áreas contaminadas*. 2. ed. São Paulo: CETESB, 2006.

477 CHAE, K. J.; JANG, A.; YIM, S. K.; KIM, I. S. *The effects of digestion temperature and*
478 *temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine*
479 *manure*: Bioresource Technology. 99, 1-6, 2008.

480 GUEDES, V. P. *Estudos do fluxo de gases através do solo de cobertura de Aterro de*
481 *Resíduos Sólidos Urbanos*. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –
482 Coordenação de Pós-Graduação de Engenharia – COPPE. Universidade Federal do Rio de
483 janeiro, 2007.

484 LAY, J. J. et al. *Analysis of environmental factors affecting methane production from high-*
485 *solids organic waste*. Japan Elsevier Science. V. 36, nº 6 – 7, p. 493 – 500. 1997.

486 LOPES, W.S. *Biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos inoculados com rumem*
487 *bovino*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2002. 72p.

488 LOPES, W.S; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; ATHAYDE JUNIOR, G.B. (2003).
489 *Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos.*
490 In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, SC.

491 MEIRA, Roberta Costa. *Estudo Biodegradativo dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de*
492 *Campina Grande/PB em Escala Experimental.* Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e
493 Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos
494 Naturais. Campina Grande, 2008.

495 MENEZES, J. M. C. *Influência da concentração de sólidos totais e temperatura na*
496 *bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.* 100 p. Dissertação (Mestrado em
497 Ciências e Tecnologia Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Estadual
498 da Paraíba, Campina Grande, 2012.

499 PAES, R. F. C. *Caracterização do chorume produzido no aterro da Muribeca - PE.* 2003.
500 150 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco,
501 Recife.

502 PECORA, V; FIGUEIREDO, N. J. V.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G.; COELHO, S. T.
503 *Aproveitamento do biogás proveniente de aterro sanitário para geração de energia elétrica e*
504 *iluminação a gás.* In: VIII Conferência Internacional de Aplicações Industriais. Poços de
505 Caldas, 2008. 5p.

506 PELCZAR, M.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. *Microbiologia: Conceitos e aplicações.* 2. ed.
507 v. I. Makron do Brasil, São Paulo, 1997.

508 PRAMOD K. PANDEY, et al. Efficacies of inocula on the startup of anaerobic reactors
509 treating dairy manure under stirred and unstirred conditions. *Biomass and Bioenergy.*V.35, p.
510 2705-2720, 2011.

511 SAWAZAKI, Haiko Enok; TEIXEIRA, João Paulo Feijão; MORAES, Roberto Machado de.
512 O pH e a temperatura na produção de biogás a partir de casca de arroz. In: *Bragantia.*
513 *Campinas:* v. 44, n. 2, p. 715-721, 1985.

514 SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento*
515 *e residuárias.* Campina Grande-PB: O Autor, 2001. 265p.

516 SRINIVASAN, S. V.; JAYANTHI, S.; SUNDARAJAN, R. *Synergistic effect of Kichen*
517 *refuse anda Domestic sewage in Biogas production*. In: NATIONALSEMINAR ON
518 ANAEROBIC TECHNOLOGIES FOR WASTE TREATMENT, MADRAS. India, 1997
519 p.87-91.

520 TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Integrated solid waste management*.
521 Engineering principles and management issues. New York. 1993.

522 TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. *Microbiologia*. 2000. Editora Artimed. 6° ed.
523 Porto Alegre – RS.

524 WHO. International Reference Center for Wastes Disposal. *Methods of analysis of sewage*
525 *sludge solid wastes and compost*. Switzerland, 1979.

526

527

528

529

530

531

532

533

534

535

536

537

538

539

540

541

542

543

544

545

5. CONCLUSÃO GERAL

- ✓ As variações apresentadas pelos fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos interferiram diretamente nas concentrações de gases gerados, o que pode dificultar a aplicação deste tipo de reator em grande escala, devido a dificuldade de se controlar todos esses fatores;
- ✓ As concentrações dos gases gerados no processo (CH_4 , CO_2 , O_2 , CO e H_2S) estiveram dentro da faixa proporcional esperada na composição típica do biogás;
- ✓ A partir das análises dos parâmetros físico-químicos e das concentrações de gases, pode-se concluir que a fase degradativa na qual se encontra o processo é a metanogênica;
- ✓ Entre os parâmetros físico-químicos analisados, o Ph, a alcalinidade e os ácidos voláteis interferem fortemente na degradação anaeróbia da massa de resíduos contida no biorreator e conseqüentemente, nas concentrações de gases produzidos;
- ✓ Variações bruscas de temperatura desestabilizam a microbiota presente na massa de resíduos e pode retardar o processo de decomposição da matéria orgânica e conseqüentemente a produção de biogás;
- ✓ As análises estatísticas realizadas, apontaram para uma forte correlação entre o pH, a alcalinidade, o teor de ácidos voláteis e as concentrações de metano.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

_____. NBR-13.896. *Aterros de Resíduos não Perigosos*. Rio de Janeiro- RJ, 1997.

ABREU, L.M. Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-desnitrificación. In: TALLER Y SEMINARIO LATINO AMERICANO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, 3. Monte Video. Anais. Montevideo: Universidad de la Republica, 1994. p. 55-63.

AHRING, B.K. *Status on science and application of thermophilic anaerobic digestion*. Water Science. Technology. V. 30, n. 12, p. 241–249. 1994.

Alcântara, P. B. (2007). *Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados*. Tese de Doutorado, Departamento em Engenharia Civil, Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco/PE.

AQUINO, S.F. E CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. V. 10, n. 2, p. 152 – 161. 2005.

ARAUJO, E. P. *Estudo do comportamento das bactérias aeróbias e anaeróbias na*

BACKES, G. M. *Avaliação do processo de digestão anaeróbia na Geração de energia a partir de dejetos suínos e Bovinos de leite com suplementação de glicerina Residual bruta oriunda da produção de biodiesel*. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento), Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu*. Centro Universitário Univates, Lajeado, RS, 2011.

BARCELOS, B. R. *Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos orgânicos*. Dissertação de Mestrado do Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília. 2009. 90p.

BARLAZ, M. A.; HAM, R.K., SCHAEFER, D.M. *Methane production from municipal*

BERGLUND, Maria. *Biogas Production from a Systems Analytical Perspective*. Tese de Doutorado. Lund University. 2006. 79 p.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. *Conceitos Básicos de Resíduos sólidos*, 1a ed, v.1, São Carlos, EESC-USP, 1999.

BISCHOFBERGER, W.; DICHTL, N.; ROSENWINKEL, K.H.; SEYFRIED, C. F.; BÖHNKE, B. Anaerobtechnik. Verlag Springer: Berlin Heidelberg. S. 65-84. 2005.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. *Política Nacional de Resíduos Sólidos- PNRS*. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 ago. 2010.

CARVALHO, M. N. *Estudo da biorremediação in situ para tratamento de solos e aquíferos contaminados com percolato de chorume*. 169p Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1997.

CASSINI, S. T.; VOZOLLER, R. F.; PINTO, M. T. *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003, Capítulo 1, 13p.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Manual de gerenciamento de áreas contaminadas*. 2. ed. São Paulo: CETESB, 2001

CHANAKYA, H. N; RAMACHANDRA, T. V *et al. Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential áreas*. Environ Monit Assess. N. 135, p. 129–139. 2007.

CHAUDHARY, B. K.; *Dry Continuous Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste in Thermophilic Conditions* .Thesis degree of Master of engineering on Environmental Engineering and Management, Asian Institute of Technology, Thailand, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.5, 379p. 2007.

CHERNICHARO, C.A. de L. 1997. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. v.5.

COELHO, S.T. 2001. *Geração de energia a partir do biogás gerado por resíduos urbanos e rurais*. Florianópolis: CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassas. 12f. (Nota Técnica 7)

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

DANTAS, A. M. M., LEITE, V. D., PRASAD, S., LOPES, W. S., ATHAYDE JUNIOR, DEMAJOROVIC, J.; BESEN, G. R.; RATHASAM, A. A. Os desafios da gestão compartilhada de resíduos sólidos face a logística do mercado. *Diálogos em ambiente e sociedade no Brasil*. vol. 1. 2006.

DEUBLEIN, Dieter; Steinhauser, Angelika. *Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction*. 2º ed. Weinheim: Wiley-Vch, 2011.

DILLENBURG, M. E. *Variação da Taxa de Recirculação de Lixiviado Determinada pela Concentração de Ácidos Voláteis no Tratamento da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos domésticos*. 135p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DUARTE, K. L. S. Interferências das condições ambientais e operacionais nas concentrações de biogás em biorreatores de bancada com resíduos sólidos. Dissertação (Mestrado em engenharia civil e ambiental). Departamento de engenharia civil. Universidade Federal de Campina Grande – PB. 2014.

EL FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Factors influencing solid waste generation and management. *Waste Management*, Amsterdam, v. 22, p. 269-276. 2002.

GARCEZ, L, R. *Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB*. 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

GARCIA, Eloisa Elena. *Resíduos Sólidos Urbanos e a Economia Verde. Diretrizes para uma Economia Verde no Brasil*. São Paulo, 212.

GÓMEZ, X. et al. *Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes – Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate*, Renewable Energy 31:2.017, 2006.

GUEDES, V. P. *Estudos do fluxo de gases através do solo de cobertura de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos*. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Coordenação de Pós-Graduação de Engenharia – COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

GUEDES, V.P. (2007). *Estudo do Fluxo de Gases Através do Solo de Cobertura de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. Brasil.

GYALPO, T . *Anaerobic digestion of canteen waste at a secondary school in Dar es Salaam, Tanzania*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland. 2010.

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

HUNGATE, R.E. 1969. A roll-tube method for cultivation of strict anaerobic. In: NORRIS, J.R.; RIBBONS, D.W. (Eds.) *Methods in microbiology*. New York: Academic Press. 3B, p.117-132.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLOGICAS, IPT, *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. 2 ed. São Paulo, IPT/CEMPRE, 2000.

INTERNATIONAL COUNCIL FOR LOCAL ENVIRONMENTAL INITIATIVES (ICLEI). *Manual para aproveitamento do biogás: aterros sanitários*. v. 1. São Paulo: ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de Projetos no Brasil, 2009. 80 p.

JUCA, R. F. S.; . Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. Artigo técnico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vol.11 no3. Rio de Janeiro July/Sept. 2006.

Junqueira, F. F. (2000). *Análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos e sistemas de dreno-filtrantes em diferentes escalas, com referencia ao aterro do Jôquei Clube – DF*.

LAY, J. J. et al. *Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste*. Japan Elsevier Science. V. 36, nº 6 – 7, p. 493 – 500. 1997.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; FILHO, P. B.; PINTO, R. F.; CASTILHOS JR, A. B.; SOARES, H. M.; LIBANIO, P. A. C. *Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos*. In CASSINI, S. T. *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás*. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003.

LETTINGA, G.; HULSHOFPOL, L.W.; ZEEMAN, G.1996. *Biological wastewater treatment; part 1: anaerobic wastewater treatment*. Wageningen: Wageningen Agricultural University. (Lecture Notes).

LEVINE, A. D.; TCHOBANOGLOUS, G.; ASANO, T. *Size Distribution of Particulate Dcontaminants in Wastewater and Their Impact on Treatability*. Wat. Res., v. 25, n. 08, p. 911-922, 1991.

LIMA, L. M. Q. *Lixo: Tratamento e Biorremediação*. Ed. Hermus, Sao Paulo-SP, 2004, p. 265.

LOPES, W. S. *Biodigestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados Com Rumem Bovino*. Campina Grande-PB, Programa Regional de Pós-Graduação em

Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPB/UEPB, 2000. Dissertação de mestrado, 72p.

LUNA, M. L. D. de.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; LOPES, W.S.; SILVA, J.V.N.S. Comportamento de macronutrientes em reator anaeróbio compartimento tratado resíduos sólidos orgânicos. In: *Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental*, 22º, 2003, Joinville. Rio de Janeiro: ABES 2003.

MACIEL, F. J. *Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de PB*. Dissertação de mestrado- Universidade Federal de Campina Grande. UFCG. Campina Grande. 2011.

MAGALHÃES, G.H.C; ALVES, J.W.S; SANTOS FILHO, F; COSTA, R.M; KELSON, M. *Redução das incertezas sobre o Metano recuperado (R) em inventários de emissões de gases de efeito estufa por tratamento de resíduos, e sobre o parâmetro Adjustment Factor (AF) em projetos de coleta e destruição de metano em aterros no âmbito do MDL*. São Paulo, Brasil, 2010. Disponível em <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso no dia 14/09/2014.

MARIANO, M. O. H.; JUCA, J. F. T. Ensaio de campo para determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 2007, vol.15, n.3, pp. 223-228.

MATA-ALVAREZ, J. *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing. 2003. Cornwall.

McINERNEY, M.J.; BRYANT, M.P. 1981. Review of methane, fermentation fundamentals. In: WISE, D.L. (Ed.) *Fuel gas production from biomass*. Florida, CRC Press. v.1, p.19-46.

MELO, M. C. *Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca*. 2003. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MENEZES; J. M. C. *Influência da Concentração de Sólidos Totais e da Temperatura na Bioestabilização Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Orgânicos*. Campina Grande-

PB, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UEPB, 2012. Dissertação de mestrado, 100p.

METCALF & EDDY; *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4a ed, New York – USA, McGraw-Hill, 2003.

MONTEIRO, V. E. D. (2003). *Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento do Aterro da Muribeca*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. Brasil.

MONTEIRO, V. E. D. *Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento de Aterro da Muribeca*. Tese de Doutorado. UFPE. 2003.

MONTEIRO, V. E. D. M; MELO, M. C.; ALCANTARA, P. B.; ARAUJO, J. M.; ALVES, *resíduos sólidos urbanos da Muribeca*. 2003. 173 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MOR, S.; RAVINDRA, K.; DE VISSCHER, A.; DAHIYA, R.P.; CHANDRA. A. *Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: A case study*. Science of the Total Environment, 2006.

NOVAES, R.F.V. 1980. *Microbiology of anaerobic digestion*. São Paulo: CETESB. 13p92.

NOVAES, R.F.V. 1987. Microbiologia e bioquímica da digestão anaeróbia. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1985., São Paulo. *Anais...* São Paulo: DCET. p.19-36.

OKAMOTO, M; MIYAHARA, T.; MIZUNO, O.; NOIKE, T. (2000) "Biological Hydrogen Potential of materials characteristic of the organic fraction of municipal solid waste." *Water Science and Technology*. V. 41, n. 3, p. 25-32.

OKUMU, J; NYENJE, R. *Municipal solidwaste management underdecentralisation in Uganda*. Habitat International. 2011.

OLIVEIRA, J.F. de. *Guia Pedagógico do Lixo. Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental. 2003.100 p. São Paulo: SMA. Reimpressão revista e atualizada.*

PARAWIRA, W.; *Anaerobic Treatment of Agricultura l Residues and Wastewater:Application of High-Rate Reactors*, Doctoral Dissertation - epartment of Biotechnology, Lund University, Sweden, 2004.

PECORA, V; FIGUEIREDO, N. J. V.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G.; COELHO, S. T. *Aproveitamento do biogás proveniente de aterro sanitário para geração de energia elétrica e iluminação a gás.* Induscon (VIII Conferência Internacional de Aplicações Industriais) Poços de Caldas, 2008. 5p

PICANCO, A. P., SALGADO, M. T., SOUTO, G.D. B., POVINELLI, J. *Digestão Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em Sistemas de Batelada Uma e Duas Fases.* Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Carlos-SP, 2004.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.* Tech Project n. E20 G01. 1985.

QIAN, X., KOENER, R.M., GRAY, D.H. (2002). *Aspects of Landfill Design and Construction.* Prentice – Hall. Jac.

QUARESMA, M.Y. do V. 1992. *Avaliação da eficiência e da qualidade dos resíduos gerados em biodigestores anaeróbios operados com cargas orgânicas crescentes e diferentes granulometrias de resíduos sólidos domésticos.* Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Fermentação) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

REIS, Alexsandro dos Santos. *Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio.* Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA. Núcleo de Tecnologia. Recife, 2012.

RIUJI, L. C. *Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania*. Bachelorthesis. Institute of Natural Resource Sciences. Zurich University. 2009. 63f.

RUSSO, M. A. T. *Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação (Mestrado), Coimbra. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil, Portugal, 2003.

SANTOS, M. T. L. *Contribuição Para o Estudo da Digestão Anaeróbia de Resíduos Orgânicos*. Lisboa, Portugal, 203 p. Dissertação (Mestrado) em Engenharia Sanitária. Universidade de Nova Lisboa, Portugal, 2010.

SCHIMITT, F., WESCHNFELDER, S., VIDI, T. M. *Tratamento Anaeróbio de Efluentes*. Departamento de Engenharia Química/UFSC. Florianópolis, SC, 2006.p.

SCHNEIDER, D. F. *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos de São Leopoldo-RS*. Trabalho de Conclusão de Curso – Engenharia Ambiental, Universidade Luterana do Brasil, Canoas, RS. 2012.

SILVA, G.B. Balanço de Massa de DQO em Reator Anaeróbio de Batelada Tratando Resíduos Sólidos Orgânicos. In: *VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental*, Vitoria - ES, 2002, p.1-6.

SILVA, W. R. *Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais*. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba. 2009.

SILVA, W. R. *Estudo Cinético do processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais*. João Pessoa-PB, 201p. Tese (Doutorado), Programa de Pós - Graduação em Química. UFPB, 2009.

SPEECE, R. E. (1996) “*Anaerobic Biotechnology for industrial wastewaters*”. Nashville, Tennessee: Vanderbilt University, 393 p.

TARAZONA, C. F. *Estimativa de Produção de Gás em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. 210p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Programa de Pós-

Graduação em Engenharia Civil-COPPE). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues*. Irwin MacGraw-Hill.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Integrated Solid waste: Management – Engineering Principles and Management Issues. Mcgraw-Hill International Editions*. ISBN 0-07-063237-5. 978.1993.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. 1994. *Gestión integral de residuos sólidos*; traducción y revisión técnica Juan Ignacio Tejero Monzon, José Luis Guil Diaz, Marcel Szanto Narea. Madrid: McGraw-Hill. 1107p.

URURAHY, A.F.P. *Biodegradação de resíduo oleoso proveniente de refinaria*. 1998. Tese (Doutorado em Ciências), Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Universidade Federal de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

USEPA - United States Environmental Productios Agency. *Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2008*. Disponível em < <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/pubs/msw2008rpt.pdf>>. Acesso em 28 ago 2014.

VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. *Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para Regiões de Clima Quente*. 1994.

VAN LIER, J.B. *Limitations of thermophilic anaerobic wastewater treatment and the consequences for process design*. Antonie van Leeuwenhoek. V. 69, n. 1, p. 1-14. 1996.

VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. 1999. *Unpublished manuscript. refuse: a Review of Enhacement techniques and microbial dynamics*. CRC Critical Reviews in Environmental Control, 1990.

VANDEVIVERE, P.; BAERE, L. de; VERSTRAETE, W. s.d. *Type of anaerobic digesters for solid wastes*. In: BIOMETHANIZATION of MSW. Part 4, 31p. Disponível em: http://www.iwahq.org.uk/pdf/AD_news_Jan_2015.pdf.

VERSIANI, B. M.; *Desempenho de um Reator UASB Submetido a Diferentes Condições Operacionais Tratando Esgotos Sanitários do Campus da UFRJ*, Dissertação (Mestrado), Programas de Pós -Graduação de Engenharia, UFRJ, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VIRIATO, C.L. (2013). *Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais de resíduos sólidos vegetais no processo de bioestabilização anaeróbia*. Dissertação de mestrado. Ciência e tecnologia. Universidade Estadual da Paraíba – UEPB.

WARITH, M. *Bioreactor landfills: experimental and field results* – Ryerson Polytechnic University, 350 Victoria Street, Toronto, Ontario, Canada – 2001.

ZÁBRANSKÁ, J. *et al. The contribution of thermophilic anaerobic digestion to stable operation of wastewater sludge treatment*. Water Science and Technology, v. 46, n. 4-5, p. 447-453. 2002.

ZHU, B., GIKAS, P. ZHANG, R, LORD, J. JENKINS, B. XIUJIN,L. *Characteristics and Biogas Production Potentia I of Municipal Solid Wastes Pretreated With a Rotary Drum Reactor*. *Bioresource Technology*. 2009.