

KELES REGINA ANTONY INOUE

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS, CARACTERIZAÇÃO E APROVEITAMENTO
AGRÍCOLA DO BIOFERTILIZANTE OBTIDO NA DIGESTÃO DA MANIPUEIRA**

Dissertação apresentada
à Universidade Federal de
Viçosa, como parte das
exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2008**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

I58p
2008

Inoue, Keles Regina Antony, 1975-

Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola do biofertilizante obtido na digestão da manipueira / Keles Regina Antony Inoue. – Viçosa, MG, 2008. xiv, 76f. : il. (col.) ; 29cm.

Orientador: Cecília de Fátima Souza.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 65-76.

1. Biogás. 2. Digestão anaeróbia. 3. Fertilizantes orgânicos. 4. Resíduos agrícolas - Processamento. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 665.776

KELES REGINA ANTONY INOUE

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS, CARACTERIZAÇÃO E APROVEITAMENTO
AGRÍCOLA DO BIOFERTILIZANTE OBTIDO NA DIGESTÃO DA
MANIPUEIRA**

**Dissertação apresentada
à Universidade Federal de
Viçosa, como parte das
exigências do Programa de
Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, para
obtenção do título de *Magister
Scientiae***

APROVADA: 25 de março de 2008.

Prof^ª. Mônica Ribeiro Pirozi

Prof^ª. Ilda de Fátima Ferreira Tinôco

Prof. Alisson Carraro Borges

**Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Co-orientador)**

**Prof^ª. Cecília de Fátima Souza
(Orientadora)**

**A Deus.
A meu esposo Gerson, meu filho Igor e meus pais João e Lilce.**

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida!

Ao meu esposo Gerson, pelo amor, carinho e paciência nos momentos difíceis e ao meu filho Igor pelos momentos de felicidade.

Aos meus pais João e Lilce, pelo amor, dedicação e ensinamentos.

Às minhas irmãs Gleycia, Neila, Ilma e Débora, pelo amor, carinho, incentivo e amizade.

À minha prima Nádia, pela força, carinho e amizade.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste trabalho.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

À Professora Cecília de Fátima, pela confiança, orientação e pelo exemplo de profissionalismo.

Aos meus co-orientadores, professores Antônio Teixeira de Matos e Nerilson Terra Santos, pela paciência, disponibilidade e pelas valiosas sugestões.

Aos professores Ilda de Fátima Ferreira Tinôco, Mônica Ribeiro Pirozi e Alisson Carraro Borges, pelas sugestões que contribuíram para a melhoria deste trabalho.

Aos amigos do AMBIAGRO, Irene, Maria Clara, Cinara, Akemi, Cláudia, Déborah, Josiane, Maíra, Marcos, Neiton, Humberto, Zé Francisco e Pedro Jovem, pela amizade, companheirismo e apoio em todos os momentos.

Aos amigos Débora, Denise, Fátima, Ronaldo, Flávia, Renata, Fernanda, Roberta, Helder, Ed Carlo, Rubens e Ana Maria, pelos momentos que passamos juntos, pelo apoio e contribuição no desenvolvimento desse trabalho.

Ao laboratorista Simão, por sua colaboração na realização das análises.

Aos estagiários Múcio, Elton, Bernardo, Mateus e Fabiana, pela dedicação e colaboração durante a montagem, coleta de dados e análises em laboratório.

A todos os meus amigos, pelo apoio, carinho e incentivo, em especial, Alcir, Soelene, Stela, Edney, Marcos, Cristine, Joseane, Ricardo “Cacaio”, Cleber, Silmara, Fabiane, Sarita, Onília, Ruth, Andrea e Marjose.

Aos amigos da mecanização, pelo apoio e convivência.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial ao Marcos, Edna, Renato, Claudenilson, Galinari, D. Maria, Fátima e Jurandir, pela atenção e extraordinária disponibilidade.

Aos funcionários da biblioteca pela confecção da ficha catalográfica, em especial a Leiva.

Enfim, a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

KELES REGINA ANTONY INOUE, filha de João José Candeira Antony e Lilce de Aguiar Antony, nasceu em Boa Vista, Roraima, em 26 de maio de 1975.

Em março de 1994, iniciou o Curso de Agronomia na Universidade Federal de Roraima (UFRR), em Boa Vista, RR, diplomando-se em março de 2000.

Em maio de 2006, iniciou o Curso de em Mestrado em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, na área de Construções Rurais e Ambiente, submetendo-se à defesa da dissertação em março de 2008.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. A cultura da mandioca	3
2.1.1. Importância econômica da mandioca	4
2.1.2. A industrialização da mandioca e os resíduos gerados	6
2.2. Digestão anaeróbia	9
2.2.1. Fatores que influenciam na digestão anaeróbia	14
2.2.2. Biodigestores	16
2.2.3. Biogás	16
2.2.4. Biofertilizante	18
2.2.5. O tratamento anaeróbio da manipueira	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1. Sistema de digestão anaeróbia	24
3.1.1. Ensaio de biodigestão	24
3.1.2. O efluente gerado no processo - biofertilizante	26
3.2. Metodologia analítica – substrato e efluente	26
3.3. Análises feitas no biogás produzido	28
3.3.1. Volume produzido	28
3.4. Aplicação do biofertilizante	30
3.4.1. Semeadura	31
3.4.2. Tratamentos	31
3.5. Análise estatística	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1. Ensaio de digestão anaeróbia	34
4.1.1. Teores de sólidos totais e voláteis	34
4.1.2. Produção do biogás	35
4.2. Avaliação do biofertilizante	38
4.2.1. Composição do biofertilizante	38
4.2.3 Características da planta (milho) após a aplicação do biofertilizante	57
5. CONCLUSÕES	64
6. LITERATURA CITADA	65

LISTA DE TABELAS

		Páginas
1	Caracterização da manipueira gerada pelo processamento do amido de mandioca.	8
2	Equivalência energética entre o biogás e outros combustíveis.	17
3	Valores médios (3 amostras) das principais características da água residuária de fecularia de mandioca e da casca de mandioca, utilizadas como substrato para os biodigestores.	28
4	Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento	30
5	Características químicas do solo após a calagem.	31
6	Distribuição granulométrica e resultado das análises físico-hídricas do solo utilizado no experimento.	31
7	Teores médios de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e suas reduções, para as três concentrações avaliadas.	34
8	Potenciais médios de produção de biogás para as três concentrações avaliadas no processo de digestão anaeróbia.	37
9	Caracterização dos biofertilizantes utilizados no experimento.	48
10	Fontes de variação, quadrados médios e respectivas significâncias para os componentes avaliados no solo.	40
11	Valores médios de pH no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam adubação com diferentes doses e tipos de biofertilizante após o cultivo do milho.	41
12	Média dos valores obtidos para a condutividade elétrica (CE_{es} em $\mu S\ cm^{-1}$) no solo do tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam o biofertilizante após o cultivo do milho.	43
13	Média da concentração da acidez potencial ($cmol_c\ dm^{-3}$) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que	45

- receberam adubação com biofertilizante após o cultivo do milho.
- 14 Média da concentração de cálcio mais magnésio ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos após a aplicação do biofertilizante o cultivo do milho. 47
- 15 Médias das concentrações de potássio total (mg kg^{-1}) e potássio trocável (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos após a aplicação do biofertilizante o cultivo do milho. 49
- 16 Médias das concentrações de sódio total (mg kg^{-1}) e sódio trocável (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam biofertilizante após o cultivo do milho. 51
- 17 Média da concentração de fósforo total (mg kg^{-1}) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam biofertilizante após o cultivo do milho. 54
- 18 Fontes de variação, quadrados médios e respectivas significâncias para os componentes avaliados na planta. 58

LISTA DE FIGURAS

		Páginas
1	Diagrama esquemático da digestão anaeróbia, ação dos microorganismos na degradação da matéria orgânica.	13
2	Esquema do sistema, em escala laboratorial, utilizado para digestão anaeróbia dos resíduos da industrialização da mandioca.	25
3	Vista dos biodigestores conectados a seus respectivos gasômetros.	25
4	Vista externa dos gasômetros com o sistema em operação.	26
5	Manômetro usado para leitura da pressão do biogás.	29
6	Produção média diária de biogás ($L \text{ dia}^{-1}$) a partir das três concentrações de sólidos totais $4,5 \text{ dag L}^{-1}$ (C1), 6 dag L^{-1} (C2) e 8 dag L^{-1} (C3) de ST avaliadas ao longo do período experimental.	36
7	Valores médios de pH no tratamento testemunha e naqueles tratamentos avaliados submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	42
8	Condutividade elétrica (CE) média obtida no tratamento testemunha e naqueles tratamentos avaliados submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	44
9	Valores médios de acidez potencial (H+Al) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	46
10	Valores médios de cálcio mais magnésio (Ca+Mg) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	48

11	Valores médios de potássio total (mg kg^{-1}) e disponível (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	50
12	Valores médios de sódio total (mg kg^{-1}) e disponível (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	52
13	Valores médios de nitrogênio total no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	53
14	Valores médios de fósforo total no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	55
15	Valores médios de carbono orgânico total (dag kg^{-1}) e matéria orgânica no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	56
16	Valores médios de matéria seca (g) na planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	58
17	Concentrações médias de nitrogênio na planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	59
18	Concentrações médias de fósforo total na planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	61
19	Concentrações médias de potássio total (g kg^{-1}) na parte aérea da planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.	62

RESUMO

INOUE, Keles Regina Antony, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março, 2008. **Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola do biofertilizante obtido na digestão da manipueira.** Orientadora: Cecília de Fátima Souza. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Nerilson Terra Santos.

Durante o processamento das raízes de mandioca, são geradas grandes quantidades de resíduos, dentre os quais se destaca a manipueira, efluente que possui elevada carga poluidora, mas que por outro lado pode ser utilizado como fertilizante e fonte de energia. Nesse contexto, o presente trabalho objetivou analisar o processo de digestão anaeróbia da manipueira, visando à quantificação do biogás produzido, à sua caracterização e ao aproveitamento agrícola do biofertilizante gerado. O experimento foi realizado no Laboratório de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). O substrato utilizado foi a água residuária de fecularia de mandioca, previamente caracterizada. Foram utilizados nove (09) biodigestores de bancada operando em batelada, com capacidade total de 3,1 L e útil de 2 L. A casca de mandioca foi adicionada ao efluente para atingir as três (03) concentrações de sólidos totais desejadas, que constituíram os tratamentos com três repetições. No Laboratório de Qualidade da Água do DEA/UFV, foram realizadas as análises de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) do afluente e do efluente gerados no processo. Com base nos resultados, verificou-se que as maiores reduções ST e SV foram observadas na concentração de 4,5 dag L⁻¹ de ST. O maior potencial de produção de biogás, 1,39 L kg⁻¹ de SV removidos, foi observado na concentração de 8 dag L⁻¹ de ST. No experimento de aproveitamento do biofertilizante, conduzido no Laboratório de Digestão Anaeróbia do DEA, utilizou-se o milho cultivado em vasos plásticos, postos em

bancada e cheios com 5 L de solo Cambissolo Háplico Tb Distrófico Latossólico. A adubação foi feita de acordo com as recomendações para esta cultura e o biofertilizante foi aplicado quando as plantas atingiram aproximadamente 10 cm de altura. Os tratamentos foram designados pela sigla BiDj, em que Bi indicou o biofertilizante produzido pela concentração de ST no substrato (i de 1 a 3) e Dj, a dosagem aplicada (j de 1 a 3). A testemunha foi representada por adubação convencional. No que diz respeito ao solo, os tratamentos associados às doses mais elevadas de biofertilizante resultaram em valores de condutividade elétrica que diferiram da testemunha, bem como das concentrações de cálcio + magnésio, fósforo total, potássio e sódio total disponível. A aplicação dos biofertilizantes associados à dose menor não alterou a concentração dos elementos químicos avaliados. Não houve alteração nas variáveis avaliadas na planta.

ABSTRACT

INOUE, Keles Regina Antony, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2008. **Biogas production, characterization and agricultural use of the biofertilizer obtained in the cassava digestion.** Adviser: Cecília de Fátima Souza. Co-advisers: Antonio Teixeira de Matos and Nerilson Terra Santos.

During the cassava roots processing, large quantities of waste are generated, among which stands out the manipueira, an effluent that has high polluting load, but on the other hand can be used as fertilizer and energy source. In this context, this study aimed to examine the anaerobic digestion of manipueira process, seeking to quantify the biogas produced its characterization and the use of the agricultural biofertilizer generated. The experiment was performed in the Laboratory of Anaerobic Digestion of the Department of Agricultural Engineering (DEA), located at the cassava Federal University of Viçosa (UFV). The substrate used was the wastewater from cassava starch previously characterized. It were used nine (09), laboratorial digerters, operating in just one charge, with a total capacity of 3.1 L and useful, 2 L. The bark of the cassava was added to the effluent in order to reach the three (03) total solids concentrations desired, which formed the treatments with three replications. In the DEA/UFV's Water Quality Laboratory, analyses were carried out, which includes the analyses of total solids (TS), fixed solids (FS) and volatile solids (VS) of the affluent and the effluent generated in the process. Based on the results, it was found that the greatest reductions of TS and VS were observed in the concentration of 4.5 dag L⁻¹, TS. The greatest potential for biogas production, 1.39 L kg⁻¹, VS removed, was observed in the concentration of 8 dag L⁻¹, TS. In the experiment of the use of biofertilizer, carried out in the Anaerobic Digestion Laboratory of the DEA, corn grown in plastic pots put in benches and filled with 5 L of Cambisol Haplic soil Tb Distrophic Latossolic. The fertilization was made based on the recommendations for this culture and the

biofertilizer was applied when the plants reached approximately 10 cm of height. The treatments were designated by the BiDj initials, in that Bi indicated the biofertilizer produced by TS concentration of the substrate (i from 1 to 3) and Dj, the dosage applied (j 1 to 3). The control treatment was represented by the conventional fertilization. Regarding the soil, the treatments associated with higher doses of biofertilizer resulted in electrical conductivity values that differed from the control, as well as the concentrations of calcium + magnesium, total phosphorus, potassium and total sodium available. The application of biofertilizers associated with the lower dose did not alter the concentration of the chemical elements evaluated. There was no change in variables evaluated in the plant.

1. INTRODUÇÃO

A mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) é uma planta de fácil cultivo, em função dos baixos custos de produção, ampla adaptação às mais variadas condições de clima e solo e tolerância ao ataque de insetos, o que a torna um alimento básico para milhões de pessoas, principalmente nos países da América Latina e África.

No Brasil, os principais tipos de processamento de mandioca são para a fabricação da farinha e a extração de amido. Os resíduos gerados podem ser sólidos, tais como casca, entrecasca, farelo, ou líquidos, como a manipueira.

A poluição gerada por esses resíduos resulta em efeitos diretos, não somente ao meio ambiente, mas também na qualidade de vida da população, principalmente daquela localizada ao redor das áreas de produção.

Dentre os principais estados produtores de mandioca, destacam-se o Pará (17,9%), a Bahia (16,7%), o Paraná (14,5%), o Rio Grande do Sul (5,6%) e o Amazonas (4,3%), que, em conjunto, são responsáveis por 59% da produção do país. Na distribuição da produção pelas diferentes regiões fisiográficas do país, a Região Nordeste se sobressai com uma participação de 34,7% da produção, porém, com rendimento médio de apenas 10,6 t ha⁻¹. Nas demais regiões, as participações na produção nacional são: Norte (25,9%), Sul (23,0%), Sudeste (10,4%) e Centro-Oeste (6,0%). As Regiões Norte e Nordeste destacam-se como principais produtoras e consumidoras, sendo a produção essencialmente utilizada na dieta alimentar, na forma de farinha. Nas Regiões Sul e Sudeste, em que os rendimentos médios são de 18,8 t ha⁻¹ e 17,1 t ha⁻¹, respectivamente, a maior parte da produção é direcionada para a indústria, principalmente nos estados do Paraná, São Paulo e Minas Gerais (Alves & Silva, 2003).

A manipueira é a água residuária oriunda da prensagem da mandioca para a produção de farinha ou a água residuária da fecularia. Neste caso, encontra-se diluída com a água de extração do amido. Mesmo diluída, a manipueira ainda apresenta elevado teor de material orgânico e, dessa forma, há necessidade de tratamento para que ela possa ser lançada no ambiente sem causar danos.

Do ponto de vista sanitário, a manipueira é um efluente altamente poluente devido não só à sua elevada carga de DBO, mas também a uma substância de efeito tóxico, o ácido cianídrico, que diferencia esse resíduo dos demais resíduos agroindustriais (Fioretto, 2001).

O tratamento da manipueira é normalmente baseado em processos físicos, químicos e biológicos. Os processos biológicos são uma alternativa para as águas residuárias de fecularia de mandioca, pois representam baixos custos de implantação e operação quando comparados com outras tecnologias (Fernandes Junior & Takahashi, 1994).

O tratamento anaeróbio de efluentes provenientes da agroindústria tem aumentado nos últimos tempos, por apresentar vantagens significativas comparativamente aos processos mais comumente utilizados de tratamento aeróbio, como a baixa produção de lodo e a redução de custos por não necessitar de aeradores, tornando a biodigestão uma alternativa viável para o tratamento de efluentes de fecularia de mandioca (Feiden, 2001).

O processo de digestão anaeróbia tem como finalidade a remoção da carga orgânica poluente, produção e captação de metano na forma de biogás e produção de biofertilizantes mais estáveis, mais ricos em nutrientes assimiláveis e com melhores qualidades sanitárias em relação ao material original (Nogueira, 1992).

A eficiência do processo de digestão anaeróbia é dependente de fatores ambientais, dentre eles o pH, a temperatura, conteúdo e população de nutrientes e, eventualmente, a presença de compostos potencialmente tóxicos. Dessa forma, é desejável maior conhecimento acerca do processo de tratamento dessas águas residuárias.

Nesse contexto, objetivou-se, com a pesquisa, analisar o processo de digestão anaeróbia de águas residuárias de fecularia de mandioca, visando à produção de biogás e à caracterização e aplicação do biofertilizante.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A cultura da mandioca

A mandioca é uma planta originária da América do Sul, provavelmente do Brasil Central, sendo atualmente cultivada em vários países, compreendidos por uma extensa faixa do globo terrestre entre as latitudes de 30º Norte e 30º Sul (Lorenzi, 2003).

É uma planta da qual se aproveita tudo, folhas, ramas e raízes. No entanto, a parte considerada mais importante são suas raízes tuberosas e feculentas, grande reservatório de amido e principal matéria-prima de aproveitamento econômico (Silva & Roel, 2001).

A mandioca, comercialmente, é uma planta de reprodução vegetativa, feita através de suas ramas, denominadas de maniva.

Vários fatores interferem na qualidade da maniva, como a idade e sanidade das hastes, bem como sua posição na planta, além do seu tamanho, o que implica uma necessidade de seleção de ramas que fornecerão o material para um novo plantio (Silva & Roel, 2001).

A época de plantio adequada é importante para a produção da mandioca, principalmente pela sua relação com a presença de umidade no solo, necessária para brotação das manivas e seu enraizamento. A falta de umidade durante os primeiros meses após o plantio causa perdas na brotação e na produção, enquanto o excesso, em solos mal drenados, favorece a podridão das raízes. A escolha da época de plantio adequada pode ainda reduzir o ataque de pragas e doenças e a competição das ervas daninhas (Alves & Silva, 2003).

O plantio pode ser feito durante todo o ano, porém é feito normalmente, no início da estação chuvosa, quando a umidade e o calor se tornam elementos essenciais para a brotação e enraizamento das manivas. No caso de riscos de excesso de água no solo, o plantio pode ser realizado após o início das chuvas. É importante coincidir a época de plantio com a disponibilidade de manivas, sejam elas recém - colhidas ou armazenadas. Nos cultivos industriais de mandioca, é necessário combinar as épocas de plantio com os ciclos das cultivares e com as épocas de colheita, visando a garantir

fornecimento contínuo de matéria-prima para o processamento industrial (Guerreiro, 2005).

As épocas mais indicadas para colher a mandioca são aquelas em que as plantas se encontram em período de repouso, ou seja, quando, pelas condições de clima e do ciclo, elas já tenham diminuído o número e o tamanho das folhas e dos lobos foliares, condição em que atinge o máximo de produção de raízes com elevado teor de amido. Entretanto, a colheita pode se prolongar até o período chuvoso e quente, quando a planta inicia nova estação vegetativa, apresentando raízes com maior teor de água, o que leva à queda no rendimento industrial (Fukuda & Otsubo, 2003).

Nas regiões em que predominam indústrias de produtos de mandioca, a colheita é geralmente feita nos períodos secos e quentes ou secos e frios, entre as estações chuvosas, pois as raízes apresentam suas qualidades desejáveis em seu mais alto grau. Nas Regiões Norte e Nordeste, em que a mandioca é considerada produto de subsistência, a colheita ocorre o ano inteiro para atender ao consumo e à comercialização nas feiras livres (Alves & Silva, 2003).

Embora já existam implementos mecanizados de fabricação nacional, a colheita da mandioca é primordialmente manual e/ou com auxílio de implementos, ocorrendo em duas etapas: a) poda das ramas, efetuada a uma altura de 20 a 30 cm acima do nível do solo; e b) arranquio das raízes, com a ajuda de ferramentas, a depender das condições de umidade e/ou características do solo. Após o arranquio ou colheita das raízes, elas devem ser amontoadas em pontos na área, a fim de facilitar o recolhimento pelo veículo transportador, devendo-se evitar que permaneçam no campo por mais de 24 horas, para que não ocorra sua deterioração fisiológica e/ou bacteriológica. O carregamento das raízes do campo até o local do beneficiamento é feito por meio de cestos, caixas, sacos, grades de madeira etc. (Alves & Silva, 2003).

2.1.1. Importância econômica da mandioca

A produção mundial alcançou 176,7 milhões de toneladas no ano de 2000, sendo a África o maior produtor, e a América Latina ocupando a terceira

colocação (FAO, 2003). A produção para o ano de 2007 está estimada em 212 milhões de toneladas (FAO, 2007). O Brasil é um dos maiores produtores mundiais, ocupando a segunda colocação no *ranking*, com uma produção de 24 milhões de toneladas no ano de 2004, sendo superado apenas pela Nigéria que, no mesmo ano, apresentou uma produção de 38 milhões de toneladas (SEAB, 2005).

Segundo o IBGE (2006), as estimativas para a produção brasileira de mandioca para o ano de 2007 foram de 27 milhões de toneladas. Os dez principais estados brasileiros produtores de mandioca são: Pará, Bahia, Paraná, Maranhão, Rio Grande do Sul, São Paulo, Minas Gerais, Ceará, Pernambuco e Santa Catarina, classificação baseada na safra de 2006.

A maior parte da produção de mandioca no Brasil destina-se à fabricação de farinha, cerca de 60% da produção (Del Bianchi & Cereda, 1999), sendo considerada o principal derivado da mandioca, consumida praticamente em todo o país, mas principalmente no Norte e Nordeste. O restante é utilizado para a alimentação humana, animal e processamento do amido. No entanto, o amido é o derivado considerado mais nobre e versátil. Na área industrial, a possibilidade de utilização é ampla. Seus derivados podem ser utilizados em vários setores da indústria como: alimentícia, na fabricação de espessante (utilizado para fabricação de cremes, pudins, tortas etc.), têxtil (engomagem), detergentes biodegradáveis, entre outros (Otsubo & Pezarico, 2002; Lorenzi, 2003 e Cereda et al., 2003).

De acordo com Melo (2006), até 2001, o número de indústrias produtoras de amido de mandioca, localizadas na Região Centro-Sul, chegou a um total de 71 plantas com capacidade média de processamento de 300 toneladas de raiz por dia.

A produção brasileira de amido de mandioca vem crescendo nos últimos anos, passando de 170 mil toneladas no ano de 1990 para 667 mil toneladas em 2002. Nos anos de 2003 e 2004, houve queda na produção em função da escassez de matéria-prima. Porém, nos anos seguintes, a produção voltou a crescer, chegando a 616,4 mil toneladas no ano de 2006 (ABAM, 2006).

2.1.2. A industrialização da mandioca e os resíduos gerados

As indústrias processadoras de mandioca no país são tradicionalmente conhecidas como casas de farinha, fecularia e engenho de polvilho (Lima, 2001). Existem dois tipos de polvilho, o doce e o azedo, ambos subprodutos da farinha de mandioca, obtidos por um processo de fabricação que ocorre de forma diferenciada em algumas etapas (Pazinato et al., 2003).

No Brasil, há várias empresas que processam o amido de mandioca, localizadas principalmente nos estados de Mato Grosso do Sul, Santa Catarina, Paraná e São Paulo. Seus tamanhos podem variar desde unidades fabris de pequeno e médio portes até grandes agroindústrias (Lima, 2001). Uma indústria de pequeno porte tem capacidade de processamento de 200 t d⁻¹ de mandioca, gerando uma produção de 30 t d⁻¹; uma indústria de médio porte tem capacidade de processamento de 400 t d⁻¹ (Souza et al., 2003); e uma indústria de grande porte tem capacidade para processar até 22.000 t d⁻¹.

Para Bringhamti & Cabello (2005), o sistema produtivo da cadeia da mandioca se apresenta de modo diversificado no Brasil, devido a fatores culturais e econômicos, podendo ser classificado basicamente em três tipos: unidade doméstica, unidade familiar e unidade empresarial.

De acordo com Vilpoux (2002), a modernização do setor de transformação da mandioca foi desenvolvida principalmente a partir da produção do amido. No entanto, não é o amido o principal destino da mandioca, pois das 20 a 25 milhões de toneladas de mandioca produzidas por ano no Brasil, apenas cerca de 2 milhões são destinadas à produção do amido, sendo a maior parte da produção destinada à fabricação de farinha.

Na industrialização da mandioca para a produção de farinha e amido,, são geradas grandes quantidades de resíduos como casca, farelo e manipueira que é o resíduo líquido (Prado & Pawlowsky, 2003 e Pantaroto & Cereda, 2003). A manipueira é o efluente mais poluente quanto à agressão à natureza e à sua toxicidade, em função de sua elevada carga orgânica e pela presença de compostos que liberam ácido cianídrico (Cereda, 2001).

As indústrias processadoras de mandioca são em grande parte responsáveis pela poluição ambiental, pois quando não tratados esses efluentes gerados no processo acabam sendo despejados nos cursos d'água e

terrenos adjacentes (Barana & Cereda, 2000; Cordeiro, 2006 e Colin et al., 2007).

2.1.2.1. A manipueira

A composição da manipueira se apresenta de forma variável, principalmente com relação ao conteúdo de matéria orgânica e ao potencial tóxico. Sua composição vai depender da variedade utilizada que, por sua vez, está relacionada com as condições edafo-climáticas do local onde é cultivada, bem como do tipo de processamento utilizado (Fioreto, 1994 e Carvalho, 2005).

De forma semelhante, Damasceno et al. (1999) afirmaram que a manipueira se caracteriza por sua carga orgânica e presença de cianeto (CN⁻), resultante da hidrólise dos glicosídeos cianogênicos presentes na mandioca, que durante o processamento são carregados para o líquido residuário.

Na fabricação de amido de mandioca, seja para a fabricação do polvilho doce ou azedo, há geração de elevado montante de efluente líquido. A manipueira produzida na industrialização do amido pode representar cerca de 60% ou mais do peso da matéria-prima processada (Wosiacki & Cereda, 2002).

A manipueira é gerada de forma abundante em todas as regiões de cultivo e industrialização da mandioca, sendo esporadicamente aproveitada em molhos de pimenta e de tucupi, nos estados da região Norte (Oliveira, 2003).

O processo para extração do amido de mandioca dilui a manipueira, diminuindo o teor de material orgânico e de cianeto, embora aumente enormemente o volume produzido (Cereda, 1994).

A cada tonelada de mandioca processada, são gerados, aproximadamente, 300 litros de manipueira na fabricação de farinha de mesa (Fernandes Junior & Takahashi, 1994), e 600 litros de água residuária de fecularia, com menos de 5% de matéria orgânica e 60 mg L⁻¹ de cianeto (Cereda e Mattos, 1996).

Para Fioretto (2001), o processamento de uma tonelada por dia de raízes de mandioca por uma fecularia equivale à poluição causada por 200-300 habitantes dia⁻¹, já o mesmo montante de raiz processada em casas de farinha corresponde a um equivalente populacional de 150-250 habitantes dia⁻¹.

Esse efluente é responsável por cerca de 90% da carga poluidora de uma fecularia, pois apresenta uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO) que pode variar de 3500 a 7000 mg L⁻¹ ou 7 a 21 kg de DBO por tonelada de raiz processada. Apresenta ainda pH ácido, situado ente 4 e 5, e seus sólidos totais podem chegar a 5000 mg L⁻¹ (Parizotto, 1999).

2.1.2.2. Processos de tratamento

O custo para o tratamento das águas residuárias é elevado, tornando-o pouco viável para as indústrias de médio e grande portes e totalmente inviável para as pequenas indústrias, sendo de suma importância a busca de formas de aproveitamento destes efluentes (Leonel & Cereda, 1996).

Na Tabela 1 consta a composição de amostras de manipueira provenientes de fecularias. Como pode ser observado, trata-se de um resíduo complexo que possui minerais e material orgânico potencialmente aproveitáveis.

Tabela 1. Caracterização da manipueira gerada pelo processamento do amido de mandioca

Características*	Feiden (2001)	Parizotto (1999)	Anrain (1983)
DQO	11484	11363	6153
Nitrogênio	420	-	123
Fósforo	74	41	24
Potássio	1215	1305	35
Enxofre	9	-	1
Cianeto Total	19	-	-
Cianeto Livre	10	-	-
Sólidos Totais	9,2	14,8	49,51
Sólidos Voláteis	2,58	-	5,47
Sólidos Fixos	2,8	-	5,47

* Valores em mg L⁻¹

Fonte: (1) Feiden (2001).

De acordo com Barana (2000), a composição da manipueira pode se apresentar de forma variável, pois é dependente das características das raízes, podendo ser influenciada por vários fatores, como variedade, tipo de solo, condições climáticas, entre outros, como pode ser observado na Tabela 1.

Conforme Feiden (2001), para o caso específico da mandioca, estudos efetuados para o tratamento da manipueira são predominantemente de processos biológicos anaeróbios, embora trabalhos isolados tenham sido efetuados utilizando outros processos.

A digestão anaeróbia se apresenta como opção viável para o tratamento das águas de feculárias, pois além da redução de sua carga orgânica, há também a produção do biogás, rico em metano, assim como do biofertilizante (Feinden e Cereda, 2003).

O tratamento anaeróbio da manipueira também estaria ajudando os produtores de farinha a enfrentar um problema relacionado ao combustível (lenha) empregado por eles para secar a farinha, que está se tornando escasso. O biogás pode ser utilizado para a secagem desse produto, minimizando os problemas ambientais causados pelo processo de industrialização da mandioca (Tentscher, 1995).

No caso do processamento da mandioca para a produção de amido, o biogás produzido poderia ser utilizado para a geração de vapor consumido pela própria indústria, permitindo a substituição de 77% da lenha consumida. Como o balanço energético de uma fecularia é bastante deficitário, além do tratamento de efluente, o sistema é uma fonte energética de utilização imediata (Anrain, 1986).

2.2. Digestão anaeróbia

Grandes investimentos têm sido feitos para a modernização da atividade agropecuária brasileira, no entanto, os níveis de poluição, a má conservação dos recursos naturais e os custos energéticos vêm aumentando no país (Castro & Cortez, 1998).

A digestão anaeróbia é considerada uma opção viável para o tratamento biológico dos resíduos agroindustriais, pois demanda pequena área e é de construção simples. Além de permitir a redução do potencial poluidor,

configura-se como importante vetor energético capaz de fornecer os benefícios da energia e a produção de biofertilizante (Nogueira, 1992, Amaral et al., 2004 e Campos et al., 2005).

A importância da digestão anaeróbia no tratamento de resíduos aumentou significativamente nas últimas décadas, principalmente por apresentar um balanço energético mais favorável em relação aos processos aeróbios convencionais, como baixo consumo de energia, baixa produção de lodo e a possibilidade de recuperação e utilização do metano como gás combustível (Moraes, 2005).

No tratamento aeróbio, a decomposição da matéria orgânica ocorre na presença de oxigênio, produzindo o dióxido de carbono (CO_2), enquanto no processo de biodigestão há produção de metano (CH_4). Este, por sua vez, quando não liberado para a atmosfera, possibilita, com sua queima, a geração de créditos de carbono pelo simples fato de ser queimado. E créditos de carbono valem dinheiro (Cunha, 2007).

A utilização de digestores anaeróbios no meio rural tem merecido destaque devido aos aspectos de saneamento e energia, além de estimular a reciclagem orgânica de nutrientes. No aspecto de saneamento, proporciona a diminuição de moscas e odores, permite também a redução da demanda química de oxigênio e sólidos, tornando assim mais disponíveis os nutrientes para as plantas (Lucas Junior & Santos, 2000).

Lucas Junior & Silva (1998) afirmaram que muitos autores tratam a digestão anaeróbia sob o ponto de vista de saneamento, porém é importante ressaltar um dos importantes subprodutos desse processo, o biogás, composto em sua maior proporção por metano, que não deve ser lançado ao meio ambiente pelo fato de possuir maior potencial destruidor da camada de ozônio.

Segundo Chernicharo (1997), o conhecimento na área do tratamento anaeróbio no Brasil é bastante elevado, embora se reconheça que ainda seja bastante localizado. Nas últimas décadas, várias instituições têm se dedicado a trabalhos de pesquisa aplicados nessa área, tendo contribuído significativamente para a evolução e maior disseminação da tecnologia de tratamento anaeróbio no Brasil.

As soluções para os problemas relacionados ao desenvolvimento do setor agroindustrial devem ser apropriadas às necessidades do setor, aos

recursos humanos, financeiros e à cultura, podendo o uso de digestores anaeróbios ser uma alternativa viável para o tratamento primário das águas residuárias.

A digestão anaeróbia é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio, em que é feita uma transformação de compostos orgânicos complexos e de outras substâncias simples, das quais resulta uma mistura de gases, principalmente metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) e o biofertilizante (Magalhães, 1986, Nogueira, 1992).

Nos sistemas de tratamento anaeróbio, a maior parte do material orgânico presente no substrato é convertida em biogás (cerca de 50 a 90%), que é removido da fase líquida e deixado no reator de forma gasosa, onde apenas uma pequena parte desse material é convertida em biomassa microbiana (cerca de 5 a 15%), vindo a constituir o lodo do sistema (Arruda, 2004).

O tratamento de digestão anaeróbia necessita de uma seqüência de reações biológicas para um funcionamento estável e, conseqüentemente, de um equilíbrio harmônico entre os diferentes estágios. O início da operação de um reator está inteiramente relacionado à seqüência bioquímica do processo de transformação do material orgânico (Moraes, 2000).

Em razão da enorme complexidade de caminhos metabólicos disponíveis para as bactérias anaeróbias, o processo de digestão envolve uma cadeia seqüencial de percursos metabólicos com ação conjugada e coordenada por diferentes grupos tróficos e de bactérias anaeróbias (Henze & Harremões, 1983).

O conhecimento dos aspectos fundamentais da tecnologia do tratamento anaeróbio, especialmente da bioquímica e da microbiota envolvida, é essencial para o projeto correto e aplicação desses sistemas (Lettinga, 1994).

A conversão da matéria orgânica complexa, que resulta em biogás e biofertilizante, ocorre pela ação das bactérias anaeróbias que, por sua vez, são denominadas com base em suas características metabólicas típicas. Esse processo é dividido em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Chernicharo, 1997 e Moraes, 2000).

Baseado em Chernicharo (1997) e Pierotti (2007), assim podem ser definidas as quatro fases do processo de digestão anaeróbia:

Hidrólise: é a fase inicial do processo anaeróbio, em que a matéria orgânica particulada é convertida em materiais dissolvidos mais simples. Essa degradação ocorre pela ação das bactérias hidrolíticas, sendo necessária a produção de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas que degradam proteínas, aminoácidos e carboidratos em mono e dissacarídeos e convertem lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa e em glicerina.

Acidogênese: é a conversão dos produtos solúveis da hidrólise em compostos que incluem ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, por meio da ação das bactérias fermentativas acidogênicas. As bactérias acidogênicas são estritamente anaeróbias, no entanto, cerca de 1% são facultativas, de grande importância, pois consomem o oxigênio presente no meio tóxico às bactérias anaeróbias estritas.

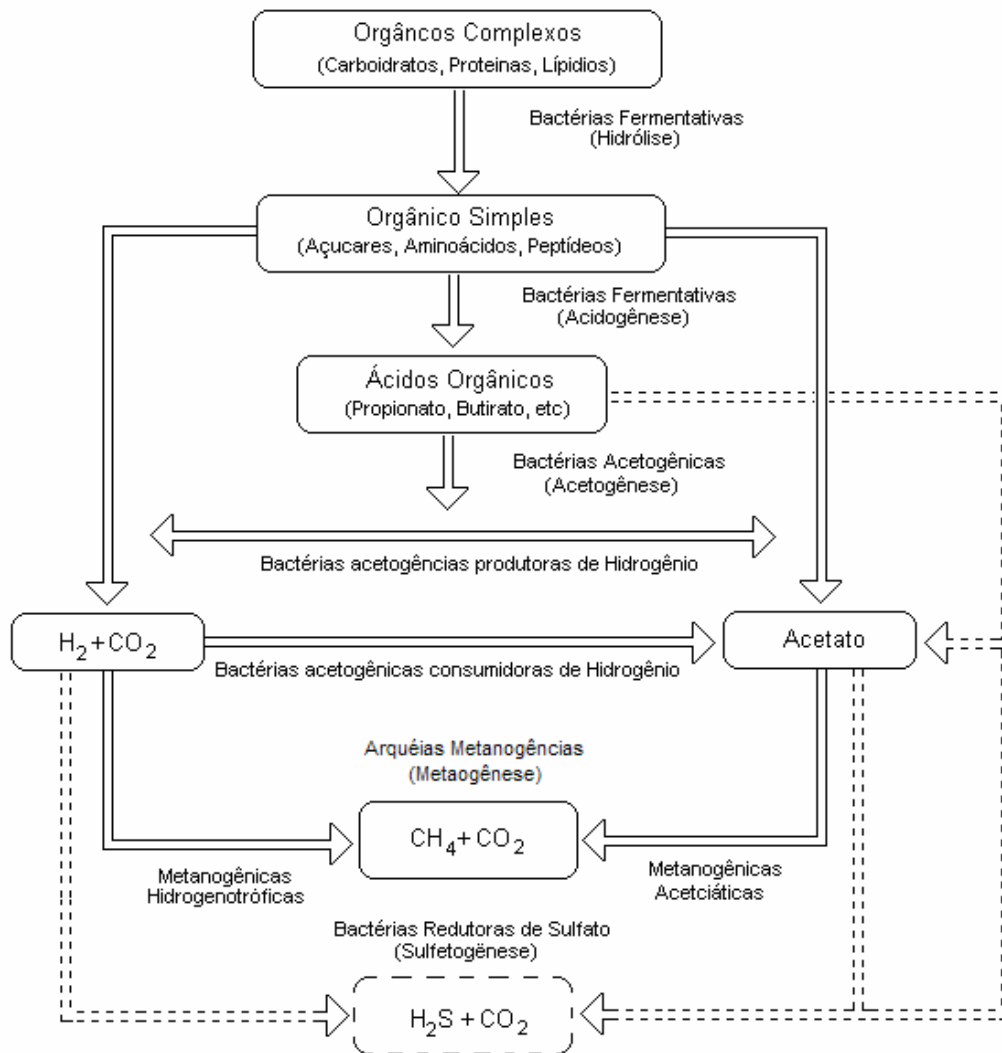
Acetogênese: as bactérias acetogênicas são responsáveis pela conversão de um espectro amplo de compostos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as arqueias metanogênicas. Os produtos gerados são: hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, grande quantidade de íons hidrogênio é formada, fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça.

Metanogênese: é a etapa final do processo de degradação anaeróbia, em que são produzidos o metano e o dióxido de carbono. Tais produtos são gerados por meio das arqueias metanogênicas, que utilizam os compostos orgânicos oriundos da fase acetogênica. Em função da afinidade por diferentes substratos, as arqueias metanogênicas são divididas em dois grupos principais: as acetoclásticas, que formam metano a partir do ácido acético ou metanol, e as hidrogenotróficas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono na formação de metano.

Há casos em que o líquido apresenta em sua composição sulfatos ou muitos dos compostos intermediários passam a ser utilizados pelas bactérias redutoras de sulfato, é a **sulfetogênese**, ou seja, formação de H_2S no meio, o que ocasiona uma alteração das rotas metabólicas no reator. Assim, essas bactérias passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas, pelos substratos disponíveis (Guimarães & Nour, 2001).

A formação do biogás e do biofertilizante como produtos finais do processo de estabilização anaeróbia depende da existência de populações microbianas com funções metabólicas distintas e em proporções tais que permitam a manutenção do fluxo de substrato e da energia sob controle (Santos, 1997, citado por Namiuchi, 2002).

Na Figura 1 está representado o esquema geral do processo de digestão anaeróbia, desde a entrada do material orgânico até a formação do metano e do dióxido de carbono.



Fonte: Adaptado de Chernicharo, 1997

Figura 1. Diagrama da digestão anaeróbia, ação dos microrganismos na degradação da matéria orgânica.

2.2.1. Fatores que influenciam na digestão anaeróbia

A degradação anaeróbia é influenciada por vários fatores ambientais que podem interferir no êxito do processo. Os principais são: temperatura, pH dos nutrientes e elementos de natureza tóxica (Leite, et al., 2004; Cunha, 2007).

Temperatura: é considerada um dos fatores físicos mais importantes da digestão anaeróbia, pois está diretamente relacionada com o processo de crescimento biológico. Os microrganismos anaeróbios não dispõem de meios para o controle de sua temperatura interna, assim, sua temperatura fica sob controle ambiental (Chernicharo, 1997).

A temperatura do processo deve ser bem controlada, visto que mudanças bruscas de temperatura causam desequilíbrio nos microrganismos envolvidos, principalmente nas bactérias formadoras de metano. A faixa considerada ideal para a produção do biogás está entre 30°C a 35°C, na qual se desenvolvem as bactérias mesofílicas, ocorrendo, nessa faixa de temperatura, combinação das melhores condições para o bom desenvolvimento do processo (Nogueira, 1992).

A temperatura influencia na velocidade do metabolismo microbiano e na solubilidade dos substratos. Na faixa de 20 e 25°C, a velocidade específica de utilização do substrato atinge apenas a metade da obtida à temperatura de 35°C. Neste caso, vale ressaltar que a velocidade de remoção do substrato também está associada à concentração de microrganismos ativos (Pierotti, 2007).

Souza (1984) afirma que a velocidade da digestão é maior sob temperaturas termofílicas quando comparada às mesofílicas, porém os custos relativos ao aquecimento, em geral, não compensam a utilização de temperaturas termofílicas.

pH: o valor e a estabilidade do pH no reator são extremamente importantes, pois uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantiver numa faixa estreita, embora se possa conseguir a formação de metano com pH variando de 6,0 a 8,0. Porém, valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que podem inibir, por

completo, a atividade das bactérias formadoras de metano (Chernicharo, 1997 e Van Haandel & Lettinga, 1994).

Segundo Henn (2005), o pH adquire, automaticamente, um valor de faixa ótimo no biodigestor, sem que haja necessidade de adição de um alcalinizante, e isto se deve à capacidade de tamponamento do sistema. No entanto, há situações em que ocorre um decréscimo no valor do pH sem sua posterior estabilização, ou a água residuária já presente, naturalmente, um valor de pH baixo, sendo necessária sua correção, fator que pode afetar economicamente o tratamento anaeróbio em relação ao aeróbio (Pierotti, 2007).

Nutrientes: o bom desempenho do processo de digestão anaeróbia está diretamente relacionado com a presença de alguns nutrientes necessários para que a atividade dos microrganismos seja realizada com sucesso (Moraes, 2005).

Os elementos essenciais ao estímulo nutricional das arqueias metanogênicas são o fósforo e o nitrogênio, sendo que o resíduo deve conter concentrações destes componentes em quantidades suficientes para suprir as necessidades das bactérias responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia (Souza, 1984). No entanto, são igualmente importantes: C, H, O, S, K, Ca, Mg (Hohlfeld & Sasse, 1986, citados por Henn, 2005).

Para Nogueira (1992), o fundamental para o processo de biodigestão é o teor de carbono, mas se a concentração de sólidos orgânicos for alta, por volta de 5%, esta condição estará satisfeita. Além do carbono, a quantidade de nitrogênio na matéria orgânica é muito importante. A relação carbono/nitrogênio (C/N) ótima situa-se entre 20 e 30.

Caso as concentrações ideais de nutrientes não forem supridas, alguma forma de compensação deve ser feita, seja pela aplicação de cargas menores no sistema de tratamento, ou permitindo que a eficiência do sistema seja reduzida (Chernicharo, 1997).

Elementos tóxicos: o processo de digestão anaeróbia é realizado por um complexo microbiano presente no substrato, que, por sua vez, pode exibir respostas diferentes a uma determinada substância tóxica. As arqueias metanogênicas são suscetíveis a uma larga gama de componentes, sendo as acetoclásticas as mais susceptíveis à toxicidade, embora alguns compostos

possam ter um maior efeito inibitório sobre os microrganismos acidogênicos (Speece, 1996).

Segundo Souza (1984), a toxicidade é um termo relativo e vai depender da concentração em que se encontra uma substância. Quando ocorre uma aclimatação das bactérias ao composto tóxico, elas podem adaptar-se, até certo limite, a concentrações elevadas daqueles compostos.

O cianeto é um componente tóxico ao processo de digestão anaeróbia, e as bactérias podem se adaptar a ele nas concentrações de 20 a 40 mg L⁻¹ (Souza, 1984). No entanto, a microflora da digestão anaeróbia encontra-se adaptada ao cianeto presente nas águas residuárias de fecularia de mandioca, o mesmo não acontecendo com outras suspensões amiláceas, como comprovou um estudo realizado por Cereda et al. (1990).

2.2.2. Biodigestores

Os biodigestores consistem basicamente de uma câmara de formato variado onde se processa a fermentação anaeróbia da matéria orgânica, de uma campânula para armazenamento do biogás produzido e de uma saída para o material digerido ou biofertilizante (Magalhães, 1986).

Conforme Benincasa et al. (1991), os biodigestores podem ser classificados como contínuos, quando se utiliza abastecimento diário de matéria orgânica e descontínuos ou em batelada, quando se utiliza a capacidade máxima de armazenamento de biomassa, retendo-a até sua completa digestão.

2.2.3. Biogás

Define-se como biogás a mistura de gases produzidos pela conversão microbiológica anaeróbia de resíduos agroindustriais, que têm como constituintes principais o metano, além de outros gases, como o dióxido de carbono e o gás sulfídrico, cuja presença é variável, dependendo da composição do resíduo tratado (Cassini et al., 2003).

Segundo Chernicharo (1997), a composição do biogás produzido durante a digestão anaeróbia varia de acordo com as condições ambientais e

as características do composto orgânico a ser degradado. O biogás é composto basicamente de 55% de metano, 40% de gás carbônico e 5% de nitrogênio e outros gases (RAGE, 2003).

A quantidade de biogás produzido também depende de diversos fatores, como o modelo do biodigestor, a forma de operação, uso ou não do percentual de inóculo com relação ao volume do substrato, assim como do tempo de retenção hidráulica necessário à estabilização completa e da adoção ou não de técnicas auxiliares, como, por exemplo, a agitação do substrato (Souza, 2001).

O aproveitamento do biogás como gás combustível leva a uma redução no potencial de poluição do meio ambiente, pois em sua composição há acentuada concentração de metano: gás cerca de 24 vezes mais danoso que o dióxido de carbono no que se refere ao efeito estufa (Coelho et al., 2006).

O poder calorífico do biogás varia em função da concentração de metano na mistura, sendo tanto maior quanto mais puro for o biogás, o que vai depender do material e das condições de fermentação (Magalhães, 1986). O poder calorífico do biogás é de aproximadamente 6 kWh.m^{-3} , correspondendo a meio litro de óleo diesel. Na Tabela 2 está apresentada a equivalência energética entre o biogás e alguns outros combustíveis de uso cotidiano.

A utilização do biogás pode ser feita por queima direta (aquecedores, esquentadores, fogões e caldeiras), o que apresenta grande vantagem diante de outros combustíveis, pois é produzido pela degradação de resíduos orgânicos, ou seja, uma fonte de energia renovável (Andreoli et al., 2003).

TABELA 2. Equivalência energética entre o biogás e outros combustíveis.

Combustível	Biogás (m³)
Gasolina (L)	0,61
Querosene (L)	0,62
Óleo Diesel (L)	0,55
Gás de Cozinha (kg)	1,43
Lenha (kg)	3,5
Álcool Hidratado (L)	0,80
Carvão mineral (kg)	0,74

Fonte: Nogueira (1992).

2.2.4. Biofertilizante

A produção do biofertilizante se dá pela fermentação (digestão anaeróbia) de resíduos orgânicos. É rico em material orgânico, com grande poder fertilizante, fornecendo elementos essenciais para o crescimento das plantas, como nitrogênio, fósforo, potássio. Quando aplicado ao solo, pode melhorar suas qualidades físicas, químicas e biológicas (Magalhães, 1986 e Ubalua, 2007).

A matéria orgânica presente no biofertilizante também atua como condicionadora de solos pesados ou arenosos, minimizando a lixiviação dos sais e alterando, de forma favorável, a estrutura e a porosidade do solo (Nogueira, 1992).

De acordo com Matos et al. (2003), as águas residuárias agroindustriais e domésticas são geralmente ricas em macronutrientes como nitrogênio, fósforo, enxofre, cálcio e magnésio e micronutrientes, principalmente zinco, cobre, manganês e ferro, que podem ser disponibilizados para as plantas, microflora e fauna terrestre.

No processo de digestão anaeróbia, há maior retenção do nitrogênio, quando comparada com a decomposição aeróbia. Isto pelo fato de as bactérias anaeróbias utilizarem menos nitrogênio para sintetizar proteínas. Assim, obtém-se do biofertilizante utilizado como adubo o mesmo resultado se obteria empregando outra matéria-prima como substrato (Kiehl, 1985).

O aproveitamento agrícola de resíduos ou subprodutos de determinadas atividades produtivas tem tido um crescente interesse, por ser uma alternativa técnica e ambientalmente adequada. Essa prática se ajusta à necessidade de reposição da matéria orgânica e nutrientes no solo, buscando manter os níveis de fertilidade que permitam um razoável rendimento das culturas (Miguel & Caseiro, 2003). Além disso, com esse procedimento, objetiva-se reduzir a exploração dos recursos naturais envolvida na produção de fertilizantes e minimizar o impacto ambiental causado, pois dispensa a adoção de outras opções de destino (Nogueira et al., 2006).

Segundo Santos et al. (2007), em função dos baixos custos de produção e da forma simplificada de preparo, o biofertilizante está surgindo como um adubo natural para a nutrição das plantas e redução do ataque de pragas e

doenças na busca de aumentos significativos no rendimento das culturas, uma vez que este produto pode ser fabricado no local a partir dos resíduos animais.

De acordo com Ayres e Westcot (1999), a principal limitação para o aproveitamento agrícola de efluentes agroindustriais é sua composição, (totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio), bem como a tolerância das culturas. No entanto, quando aplicados de forma controlada na superfície do solo, ocorrem processos de depuração de natureza física, química e biológica no sistema solo-planta-água (Lo Monaco, 2005).

A aplicação de efluentes agroindustriais no solo deve ser feita de forma controlada, sob pena de promover sérios danos ambientais, como a contaminação química ou microbiológica do meio ambiente, principalmente do solo e das águas subterrâneas. Deve-se também tomar cuidado com a definição da taxa de aplicação sobre o solo, que deve ser baseada em estudos da composição química do efluente e da dosagem de nutrientes recomendados para cada tipo de cultura agrícola (Botelho, 2006).

Brito et al. (2005), estudando as alterações químicas de um latossolo vermelho distroférico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos, observaram que a aplicação dos diferentes resíduos (esterco bovino, esterco de poedeira, esterco de ovino, cama de frango e resíduo de silagem) causou alterações significativas nas propriedades químicas e na fertilidade do solo. O esterco de ovino foi o que provocou alterações nas propriedades químicas do solo, uma vez que promoveu os maiores aumentos de cálcio, matéria orgânica e CTC.

Cavallet et al. (2006), avaliaram o efeito da utilização de água residuária da indústria de enzimas na produtividade da cultura e na modificação de atributos químicos do solo e verificaram que ocorreu um aumento na fertilidade do solo nos mesmos níveis da adubação mineral, com doses de 160 e 320 t há⁻¹ de água residuária. Os resultados mostram ainda que houve correção da acidez, insolubilização dos teores de alumínio trocável no solo e disponibilidade de fósforo em consequência da aplicação de 320 t há⁻¹ de água residuária.

Coelho et al. (2005) analisaram os atributos do solo em uma área utilizada como descarte de resíduos da indústria têxtil e observaram que o biossólido não apresenta potencial de corretivo de acidez do solo, no entanto, em função de conter em sua composição macro (N, P, K, Ca e Mg) e

micronutrientes (Zn e Cu), apresenta-se com qualidade de fertilizante. Entretanto, dependendo da fertilidade do solo e da exigência da cultura, pode ser necessária uma aplicação conjunta de outras fontes de nutrientes.

Teixeira et al. (2006), analisando o efeito da adição de lodo de curtume sobre a fertilidade do solo, nodulação e rendimento da matéria seca no feijão caupi, observaram que a adição do biossólido elevou o pH e os teores de matéria orgânica, cálcio e sódio no solo, e que, em altas doses, o resíduo pode aumentar o nível de salinidade do solo e diminuir a nodulação.

Dias et al. (2003), estudaram o efeito de dois biofertilizantes, “Pesagro-RJ” e “Agrobio”, na produtividade da matéria seca, teores de proteína, nutrientes e altura de plantas de alfafa crioula (*Medicago sativa* L.) e observaram que os biofertilizantes melhoraram a produtividade das plantas de alfafa em relação à testemunha.

Araújo et al. (2007), avaliaram o efeito de doses de esterco bovino, na presença e ausência de biofertilizante, aplicados no solo e via foliar em pimentão, e verificaram que a aplicação do biofertilizante de forma isolada ou associada com matéria orgânica pode ser utilizada como alternativa para produção não-convencional e que a aplicação via foliar resultou em maiores incrementos na produtividade de frutos comerciais no pimentão.

2.2.5. O tratamento anaeróbio da manipueira

De acordo com Fernandes Junior (2001), a literatura sobre digestão anaeróbia de resíduos agroindustriais é abundante, porém, são restritos os estudos específicos sobre a digestão anaeróbia da manipueira.

Cereda et al. (1988), estudaram a fermentação anaeróbia da manipueira em reatores de bancada, modelo de mistura completa, com tempo de retenção hidráulica de 20 dias. O acompanhamento foi realizado durante 8 semanas. O valor médio de redução foi de 68% para DQO e de 54% para SV, tendo sido o rendimento do gás de $0,92 \text{ L g}^{-1}$ SV removidos.

Fernandes Junior (1989), citado por Ribas (2003), estudou a digestão anaeróbia da manipueira em reatores de bancada mistura completa e, devido ao modelo de reator, observou forte instabilidade causada pelo acúmulo de

ácidos orgânicos no meio. A instabilidade foi menor quando se introduziu o leito fixo, no qual se pode preservar a microbiota metanogênica.

Fernandes Junior & Cereda (1996), avaliaram a influência do tempo de retenção hidráulica (TRH) sobre a fase acidogênica da manipueira. Os resultados obtidos mostraram que a etapa de acidogênese da manipueira pode ser realizada a um TRH de 1 dia, devido ao maior valor de velocidade específica de formação de acidez volátil para ácido acético, principal substrato para metanogênese.

Barana & Cereda (2000), estudaram o tratamento da manipueira proveniente da fabricação da farinha em biodigestores com separação de fases, tendo havido correção do pH apenas na fase metanogênica, e obtiveram redução de DQO de até 85,61% e rendimento de biogás de, no máximo, 2,05 L g⁻¹ de DQO removida, com 65% de metano.

Feiden & Cereda (2003), avaliaram o potencial energético do biogás gerado no tratamento de águas residuárias de fecularias de mandioca em sistema piloto de digestão anaeróbia com separação de fases. O experimento foi conduzido sob temperatura ambiente e sem correção de pH. O melhor desempenho do sistema foi obtido com a vazão diária de 901 L, com DQO de 2,49 g L⁻¹ d⁻¹ e TRH de 4,4 dias. Nestas condições, o rendimento de biogás foi de 3,975 L L⁻¹ de substrato tratado.

Cordeiro (2006) estudou o tratamento da manipueira em reator anaeróbio compartimentado sem a correção do pH de entrada, porém, com o decorrer da pesquisa, tendo optado pela correção do pH na alimentação para avaliar a capacidade de recuperação do reator em todos os compartimentos. O reator mostrou-se eficiente na remoção da DQO, chegando esses valores a 91% e até 95% de eficiência em tempos de retenção hidráulica de 3,5 e 5 dias, respectivamente.

Colin et al. (2007), avaliaram o tratamento da manipueira utilizando filtros anaeróbios de fluxo horizontal (escala laboratorial) e o lodo proveniente de reator UASB para o tratamento do efluente de um matadouro como inóculo. Obtiveram 87% de remoção da DQO e uma produtividade de gás de 3,7 L L⁻¹ d⁻¹ e um rendimento de 0,36 L g⁻¹ de DQO removida. O conteúdo de metano esteve na faixa de 69 a 81%.

O uso de digestores anaeróbios para o tratamento de resíduos agroindustriais apresenta como vantagem principal, além da redução da carga orgânica, a captação do metano na forma de biogás. Esta opção de tratamento tem sido alvo de diversos estudos, tanto em laboratório quanto em unidades-piloto (Feiden, 2001).

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV) - MG. O campus da UFV situa-se em local cujas coordenadas geográficas são: latitude 20°45'45" sul e longitude 42°52'04" oeste e a 649 m de altitude. O clima predominante na região, de acordo com a classificação de Köppen, é Cwa (quente, temperado chuvoso, com estação seca no inverno e verão quente).

O experimento foi dividido em duas fases, a primeira constituiu na implantação do sistema de digestão anaeróbia para a fermentação da manipueira e a segunda na aplicação do biofertilizante produzido no processo.

O processo de digestão anaeróbia foi iniciado em 08 de fevereiro de 2007 com a incubação do substrato e finalizado no mês de setembro, com a realização das análises no efluente. A avaliação do biofertilizante foi iniciada em novembro e finalizada com o corte das plantas no dia 07 de janeiro de 2008.

O efluente utilizado como substrato para os biodigestores foi água residuária de fecularia de mandioca, proveniente de uma unidade de produção de amido de mandioca da Comunidade do Silêncio, zona rural do município de Viçosa-MG. A fim de atingir as concentrações de sólidos totais desejadas, foi adicionada à manipueira casca da mandioca triturada.

A manipueira foi alcalinizada com hidróxido de sódio (NaOH), a 40% (400g L⁻¹) até alcançar valores de pH variando de 5,9 a 6,1.

As análises realizadas para a caracterização da manipueira e da casca de mandioca foram as seguintes: pH, sólidos totais, fixos e voláteis, carbono orgânico total, nitrogênio, fósforo e potássio, como pode ser observado na Tabela 3.

3.1. Sistema de digestão anaeróbia

3.1.1. Ensaio de biodigestão

No experimento foram utilizados nove biodigestores de bancada (escala laboratorial), operando em batelada. Os biodigestores foram abastecidos com manipueira e casca de mandioca triturada, totalizando dois litros de substrato para cada biodigestor. A adição da casca foi feita com o objetivo de avaliar três concentrações de sólidos totais: C1 = 4,5 dag L⁻¹ (três partes de manipueira e uma de casca); C2 = 6 dag L⁻¹ (duas partes de manipueira e uma de casca); e C3 = 8 dag L⁻¹ (uma parte de manipueira e uma de casca). Cada concentração foi avaliada em três repetições.

Como câmaras de biodigestão, foram utilizados recipientes de vidro que possuíam capacidade total de 3,1 L e capacidade útil de 2 L. Os referidos recipientes foram fechados com tampa plástica e vedados com borracha de silicone. Nas tampas, foram adaptadas mangueiras com diâmetro interno de 5/8", que tinham a função de conduzir o biogás aos gasômetros. Em cada biodigestor, foi instalado um gasômetro independente (Figura 2).

Os biodigestores foram cobertos com uma película preta de plástico para que as condições fossem as mais próximas possíveis das reais de campo, pois os biodigestores geralmente são construídos enterrados, buscando menores variações de temperatura (Figura 3).

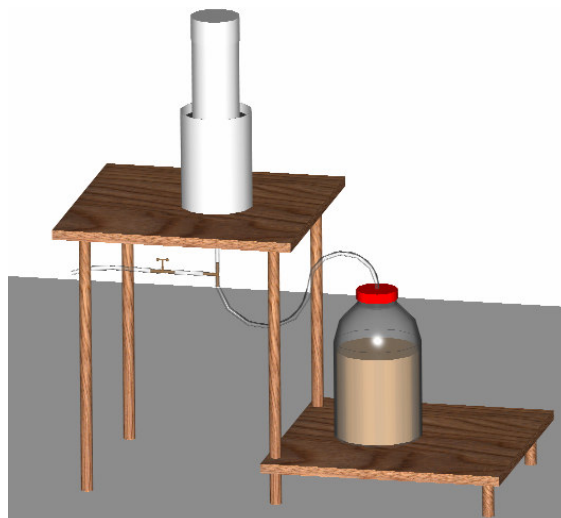


Figura 2. Esquema do sistema, em escala laboratorial, utilizado para digestão anaeróbia dos resíduos da industrialização da mandioca.

O gasômetro utilizado para a captação do biogás era do tipo flutuante e possuía um volume de 4 L. Os gasômetros foram confeccionados com dois tubos de PVC, onde o gás ficava armazenado e era quantificado. O tubo mais largo, de 150 mm, era tampado na base e ficava cheio de uma solução composta de água com uma fina camada de óleo, buscando-se garantir a estanqueidade do sistema, e o tubo mais estreito, de 100 mm, foi tampado na parte superior e flutuava. A produção do biogás fazia com que o tubo mais estreito se enchesse de gás e subisse, permitindo a medição da produção diária de biogás por meio de escalas graduadas afixadas nos tubos mais estreitos (Figura 4). Essa medição era feita diariamente, às 09:00 h da manhã.



Figura 3. Vista dos biodigestores conectados a seus respectivos gasômetros.

Ao mesmo tempo em que se media a produção diária de biogás, era feita a medida da temperatura do ar ambiente, pois no sistema não havia controle de temperatura. A temperatura e a pressão nos gasômetros também foram monitoradas nos horários de 9:00 h e 15:00 h.



Figura 4. Vista externa dos gasômetros com o sistema em operação.

3.1.2. O efluente gerado no processo - biofertilizante

No processo de digestão anaeróbia, gera-se um efluente líquido, o biofertilizante. Pela análise do biofertilizante, é possível avaliar a eficiência do processo de biodigestão, bem como a qualidade desse material como fertilizante agrícola.

As análises realizadas no biofertilizante foram: pH, sólidos totais, fixos e voláteis, carbono orgânico total, nitrogênio, fósforo, potássio, condutividade elétrica e sódio. A eficiência do processo foi analisada com base na redução dos sólidos totais e dos sólidos voláteis.

3.2. Metodologia analítica – substrato e efluente

As análises das variáveis monitoradas, tanto no substrato como no efluente, foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água e no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos, pertencentes ao Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, e estão descritas abaixo:

As medidas de pH foram feitas segundo a metodologia descrita por APHA et al. (2005), utilizando um potenciômetro de bancada, do fabricante Quimis, modelo Q 400 A, aparelho digital de precisão.

As concentrações de carbono orgânico total foram determinadas conforme a metodologia descrita por Kiehl (1985), em que se divide o valor obtido na análise da concentração de sólidos voláteis por 1,724 (fator de Waskman), constituindo uma estimativa da concentração do carbono orgânico total na amostra.

Os teores de nitrogênios foram determinados pelo método da digestão ácida, destilação e titulação, ou método Kjeldahl (APHA et al., 2005), com adição de ácido salicílico.

O fósforo total foi quantificado seguindo a metodologia descrita por APHA et al. (2005), por meio da digestão nítrico-perclórica das amostras, com posterior determinação dos valores em espectrofotômetro digital, do fabricante Coleman, modelo 33- D.

As análises de sódio e potássio foram realizadas por meio da digestão nítrico-perclórica das amostras, com posterior determinação dos valores em fotômetro de chama do fabricante Analyser, modelo 900, seguindo-se a metodologia descrita em APHA et al. (2005).

A medida da condutividade elétrica foi feita seguindo-se a metodologia descrita em APHA et al. (2005), utilizando um condutivímetro digital de bancada do fabricante Marte, modelo MB – II.

Os sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e os sólidos fixos (SF) foram determinados pelo método gravimétrico, seguindo-se a metodologia descrita em APHA et al. (2005) para a obtenção da concentração de sólidos totais, tendo sido as amostras colocadas em cadinhos de porcelana e secas em estufa a 105°C. O material resultante nos cadinhos foi utilizado para a quantificação dos sólidos fixos, por meio de incineração em forno mufla, a 550°C. Os sólidos voláteis foram obtidos por diferença entre os sólidos totais e os sólidos fixos.

A caracterização dos resíduos utilizados como substrato nos biodigestores está apresentada na Tabela 3.

Tabela 3. Valores médios (3 amostras) das principais características da água residuária de fecularia de mandioca e da casca de mandioca, utilizadas como substrato para os biodigestores

Características	Manipueira	Casca
pH	3,68	6,70
Nitrogênio	202,50 mg L ⁻¹	3,43 g kg ⁻¹
Fósforo	130,50 mg L ⁻¹	1,52 g kg ⁻¹
Potássio	953,67 mg L ⁻¹	16,27 g kg ⁻¹
Sólidos Totais	7,95 g L ⁻¹	30,48 dag kg ⁻¹
Sólidos Voláteis	4,78 g L ⁻¹	27,23 dag kg ⁻¹
Sólidos Fixos	3,17 g L ⁻¹	3,21 dag kg ⁻¹
Carbono orgânico total (COT)	2,77 g L ⁻¹	16,47 dag kg ⁻¹
Umidade (b.u.)	-	69,65 dag kg ⁻¹

3.3. Análises feitas no biogás produzido

3.3.1. Volume produzido

Os volumes de biogás foram determinados diariamente pela medida diária do deslocamento vertical dos gasômetros. O valor obtido foi multiplicado pela seção transversal interna dos gasômetros, ou seja, 0,0079 m². A descarga do biogás era feita por meio da abertura das pinças de Mohr, sendo este procedimento feito quando os gasômetros atingiam seu limite de armazenamento.

A correção do volume do biogás para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP) foi efetuada com base no trabalho de Caetano (1985).

Conforme descrito por Namiuchi (2002), para a correção do volume de biogás, utilizou-se a expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac, em que:

$$\frac{V_0 P_0}{T_0} = \frac{V_1 P_1}{T_1} \quad \text{eq. (1)}$$

sendo que:

V_0 = volume de biogás corrigido, m^3 ;

P_0 = pressão corrigida do biogás, 10322,72 mm de H_2O ;

T_0 = temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

V_1 = volume do gás no gasômetro;

P_1 = pressão do biogás no instante da leitura, 9633,74 mm de H_2O ; e

T_1 = temperatura do biogás, em K, no instante da leitura.

Como a pressão atmosférica média de Viçosa no período de condução do experimento era de 9575,14 mm de coluna de H_2O e a pressão média conferida ao gasômetro foi de 58,6 mm de coluna de H_2O , tem-se como resultado a seguinte expressão para a correção do biogás.

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 273,58399 \quad \text{eq. (2)}$$

A medida de pressão foi obtida por meio de um manômetro digital do fabricante Instrutemp, modelo ITMP 120, com medidas em mm de coluna de água. O aparelho era acoplado à mangueira de silicone que conduzia o gás aos gasômetros (Figura 5).

No decorrer da avaliação da produção de biogás, foi feito um teste de queima no mesmo para que se pudesse verificar, de forma simples, a predominância do gás metano no biogás, possibilitando, assim, sua utilização como gás combustível.



Figura 5. Manômetro usado para leitura da pressão do biogás.

O potencial de produção de biogás foi determinado utilizando-se os dados de volume e as quantidades de substrato (água residuária e casca de mandioca) e de sólidos totais e sólidos voláteis reduzidos nos biodigestores, bem como as quantidades de sólidos voláteis reduzidos no processo de digestão anaeróbia.

3.4. Aplicação do biofertilizante

Essa etapa correspondeu à aplicação no solo do biofertilizante oriundo dos três tratamentos avaliados no processo de biodigestão da manipueira, para avaliar sua utilização na cultura do milho.

O experimento foi conduzido utilizando-se vasos plásticos com capacidade de 7,5 litros, postos em bancadas no Laboratório de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV. Os vasos foram cheios com 5 litros de solo, proveniente da área experimental do DEA/UFV.

A classe textural em que o solo local se enquadrou foi a argilosa, e a classificação, segundo critérios estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, foi a de CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, (Vieira, 2003).

O solo utilizado foi secado ao ar, homogeneizado, destorroado e passado em uma peneira de 2 mm de malha. Posteriormente, foram retiradas amostras para análise no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV. As principais características do solo estão apresentadas nas Tabelas 4, 5 e 6.

Tabela 4. Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento

CE_{ES}	PH	M.O.	P_d	K⁺	Na⁺	Ca⁺²+Mg⁺²	SB	Al⁺³	H+Al	V
μS.cm⁻¹	H₂O	dag kg⁻¹	mg dm⁻³			cmol_c dm⁻³			%	
145,54	5,20	2,1	1,30	22,1	-	0,67	0,73	0,77	4,01	16,11

Tabela 5. Características químicas do solo após a calagem

CE_{es}	PH	K⁺	Na⁺	Ca⁺²+Mg⁺²	SB	Al⁺³	H+Al	V
μS.cm⁻¹	H₂O	mg dm⁻³		cmol_c dm⁻³			%	
648,81	7,20	17,37	2,33	2,63	2,68	0,05	2,51	51,64

Tabela 6. Distribuição granulométrica e resultado das análises físico-hídricas do solo utilizado no experimento

Distribuição granulométrica (%)			Teor de água¹ (dag kg⁻¹)		Densidade do Solo (g cm⁻³)
Argila	Silte	Areia	Cc	Pm	
48	8	44	35,89	26,65	1,07

¹ Os teores de água na capacidade de campo (Cc) e no ponto de murcha permanente (Pm) foram determinados no laboratório, nas tensões de 10 e 1.500 kPa, respectivamente.

A análise física limitou-se à análise granulométrica, sendo feita segundo o Método da Pipeta (EMBRAPA, 1997).

A calagem foi feita com calcário dolomítico (PRNT = 84%), e a mistura solo calcário foi mantida incubada por 21 dias. Após esse período, o solo foi transferido para os vasos.

3.4.1. Semeadura

Após o período de incubação, foram semeadas 3 sementes de milho por vaso, da variedade UFV DKB 333B. O desbaste foi feito após a emergência das plantas, permanecendo somente uma planta por vaso. Dez dias após a semeadura, foi realizado o destorroamento do solo contido nos vasos, visando a facilitar o desenvolvimento das plantas.

3.4.2. Tratamentos

Os tratamentos foram baseados em diferentes fontes de sódio, pois este elemento apresentava-se em maiores concentrações relativas no biofertilizante.

Para avaliar o efeito do biofertilizante digerido anaerobiamente no solo e nas plantas do milho, foram utilizados os efluentes gerados das três concentrações de sólidos totais aplicadas nos biodigestores: 4,5 dag L⁻¹ de

sólidos totais; 6 dag L⁻¹ de sólidos totais; e 8 dag L⁻¹ de sólidos totais. O biofertilizante 1 (B1) foi produzido a partir de uma concentração com 4,5 dag L⁻¹; o biofertilizante 2 (B2), a partir de uma concentração com 6 dag L⁻¹; e o biofertilizante 3 (B3), a partir de uma concentração com 8 dag L⁻¹. Foram avaliadas três doses de aplicação de cada biofertilizante, correspondentes a 100, 200 e 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio. Portanto, os tratamentos em teste obtidos a partir da combinação dos tipos de biofertilizante com doses de aplicação foram:

D 0 – testemunha – sem biofertilizante;

B1 D1 – biofertilizante 1, com dose de 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio;

B1 D2 – biofertilizante 1, com dose de 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio;

B1 D3 – biofertilizante 1, com dose de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio;

B2 D1 – biofertilizante 2, com dose de 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio;

B2 D2 – biofertilizante 2, com dose de 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio;

B2 D3 – biofertilizante 2, com dose de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio;

B3 D1 – biofertilizante 3, com dose de 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio;

B3 D2 – biofertilizante 3, com dose de 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio; e

B3 D3 – biofertilizante 3, com dose de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de sódio.

Cada um dos tratamentos foi destinado a dois vasos. Todos os vasos foram preparados igualmente para a semeadura do milho, ou seja, receberam a adubação recomendada para a cultura. O biofertilizante foi aplicado somente após a emergência das plantas, quando elas haviam atingido, aproximadamente, 10 cm de altura.

A colheita das plantas e do solo para análise das variáveis avaliadas foi realizada 44 dias após a aplicação do biofertilizante. O corte da parte aérea das plantas foi feito rente ao solo.

As análises feitas no solo e na planta foram realizadas no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

As variáveis avaliadas na parte aérea das plantas foram: massa seca e concentração de nitrogênio, fósforo e potássio.

Para a quantificação da massa seca, as plantas coletadas foram pesadas em balança digital. Posteriormente, foram levadas para secagem em estufa com circulação forçada de ar, sob temperatura de 65°C, por um período de 72 horas. Em seguida as amostras foram pesadas em balança digital.

As amostras secas em estufa foram moídas em moinho tipo “Wiley”, para posterior análise. No material foram quantificadas as concentrações de nitrogênio, fósforo e potássio.

A análise do nitrogênio foi realizada pelo método Kjeldahl, em que a amostra é submetida a uma digestão ácida, convertendo o nitrogênio em amônio e depois em amônia, com posterior destilação e titulação da amônia. O fósforo disponível foi analisado utilizando-se o método colorimétrico, e o potássio e o sódio por fotometria de chama (EMBRAPA, 1999).

Após o corte das plantas, o solo foi retirado dos vasos, seco ao ar e passado em peneira de 2 mm de malha. Posteriormente foram retiradas amostras para a realização das seguintes análises químicas: fósforo disponível (método colorimétrico), sódio e potássio (fotometria de chama), nitrogênio (método Kjeldahl), cálcio e magnésio, acidez trocável e acidez potencial (titulometria) e pH em água (EMBRAPA, 1997).

A determinação da condutividade elétrica foi realizada com leitura em condutivímetro de bancada, utilizando-se água destilada na proporção 1:2,5, e os valores foram posteriormente corrigidos para serem expressos como condutividade elétrica no extrato de saturação do solo, utilizando-se, para isso, a equação ($CE_{es} = 3,696.CE_{1:2,5}$).

3.5. Análise estatística

Os dados obtidos com a realização do experimento de biodigestão no qual foram avaliadas três concentrações de sólidos totais em três repetições foram analisados usando estatística descritiva.

O experimento realizado para a aplicação do biofertilizante foi instalado seguindo um Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC), com 10 tratamentos, resultantes da combinação de 3 biofertilizantes e 3 doses, além de uma testemunha. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos comparadas com a testemunha, ao nível 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett, utilizando o programa SAS System.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Ensaio de digestão anaeróbia

De acordo com as análises realizadas no substrato apresentadas na Tabela 3, observou-se que os valores de pH, nitrogênio e sólidos totais encontram-se próximos aos obtidos por Melo et al. (2005), já o carbono orgânico total e o potássio apresentam valores similares aos obtidos por Feiden (2001).

Veras & Silva (2007), ao analisarem a casca de mandioca, encontraram valores de 2,52 g kg⁻¹ para o nitrogênio e de 0,61 g kg⁻¹ e 14,41 g kg⁻¹ para fósforo e potássio, respectivamente. Esses valores são inferiores aos encontrados na casca utilizada como substrato nos biodigestores.

4.1.1. Teores de sólidos totais e voláteis

Os teores médios de sólidos totais e sólidos voláteis, no início e no final do processo de digestão anaeróbia, bem como suas respectivas reduções, estão apresentados em porcentagem, na Tabela 7.

Tabela 7. Teores médios de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e suas reduções, para as três concentrações avaliadas

Concentração	ST (dag L ⁻¹)		Redução	SV (dag L ⁻¹)		Redução
	Inicial	Final		Inicial	Final	
4,5 dag L ⁻¹ de ST	4,60	1,98	56,96	4,30	1,69	60,69
6 dag L ⁻¹ de ST	5,87	2,81	52,13	5,35	2,30	57,00
8 dag L ⁻¹ de ST	8,26	5,03	39,10	7,41	4,19	43,45

As reduções nos teores de sólidos voláteis foram superiores às reduções na concentração de sólidos totais. Esses resultados podem estar associados ao fato de os sólidos voláteis ou matéria orgânica total presente no substrato poderem ser totalmente degradados pelos microrganismos anaeróbios, o que não acontece com os sólidos totais, pois neles também estão os sólidos fixos.

Observa-se ainda que as concentrações de sólidos totais C1 e C2 apresentaram reduções de sólidos voláteis totais superiores, quando comparados com C3, no entanto, as maiores reduções de sólidos voláteis foram encontradas na concentração 1, com média de 60,69 dag L⁻¹.

Feiden (2001), ao estudar o tratamento anaeróbio da manipueira com separação de fases (acidogênica e metanogênica), observou que as taxas de remoção de sólidos totais foram superiores a 70% e as de sólidos voláteis, superiores a 80%, com TRH de 4,4, dias. Ribas (2003), também trabalhando somente com manipueira e separando as fases metanogênica e acidogênica, obteve reduções superiores a 40% nos sólidos totais e 90% nos sólidos voláteis, com TRH de 9 dias.

No presente trabalho, as reduções de sólidos totais e voláteis foram inferiores às apresentadas pelos autores acima citados. Isto deve ter ocorrido, provavelmente, em função do tipo de reator utilizado, o de leito fixo e da separação das fases acidogênica e metanogênica, em que se controla o pH no afluente de cada reator, estabilizando o processo e favorecendo as condições necessárias para ação mais eficiente das bactérias anaeróbias.

4.1.2. Produção do biogás

Os resultados de produção diária de biogás a partir dos diferentes substratos avaliados estão apresentados na Figura 6.

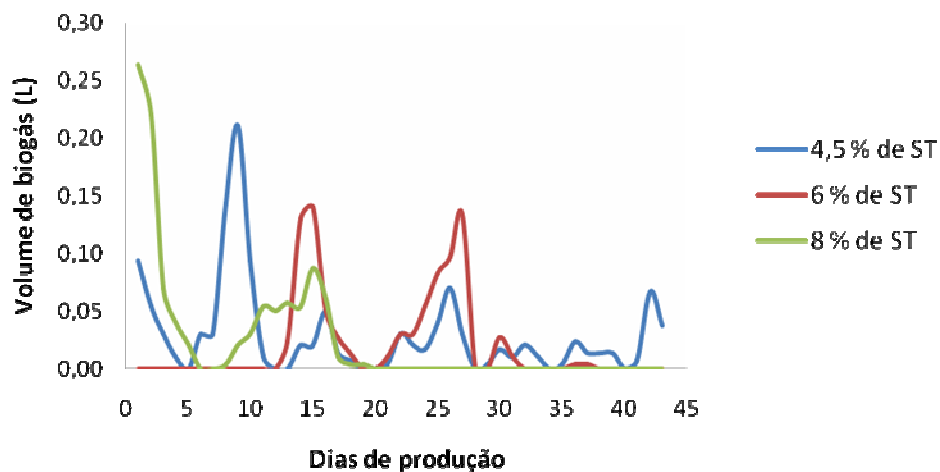


Figura 6. Produção média diária de biogás (L dia⁻¹) a partir das três concentrações de sólidos totais 4,5 dag L⁻¹ (C1), 6 dag L⁻¹ (C2) e 8 dag L⁻¹ (C3) de ST avaliadas ao longo do período experimental.

A partir dos resultados obtidos, verificou-se que as concentrações C1 e C3 iniciaram juntas as produções de biogás aos 88 dias de fermentação do substrato. No entanto, a concentração C3 ficou em produção de biogás por apenas 20 dias, enquanto a concentração C1 ficou por 43 dias em produção, obtendo-se assim uma produção acumulada que tendeu a ser superior às demais concentrações, com 1,32 L, enquanto os demais apresentaram produção de 0,80 L (C2) e 1,22 L (C3).

Os resultados evidenciaram que a concentração contendo 1 parte de casca de mandioca e 3 partes de manipueira, ou seja, 4,5 % de sólidos totais, tendeu a obter melhores resultados no que diz respeito à produção volumétrica de biogás.

Feiden & Cereda (2003), trabalhando com reatores de fluxo ascendente e separando as fases acidogênica e metanogênica (capacidade total de 4000 L), obtiveram uma produção de biogás superior a 3,97 L L⁻¹ de substrato, com TRH de 4,4 dias. A separação de fases possibilita o melhor controle sobre o processo de biodigestão, fornecendo condições ideais para a ação das bactérias anaeróbias em cada fase, o que pode explicar esse melhor desempenho em produção volumétrica de biogás.

A produção de biogás ao longo do tempo (43 dias) oscilou bastante para as três concentrações em estudo, provavelmente em função do acúmulo de ácidos graxos voláteis no sistema, e por condições ambientais desfavoráveis à conversão desses ácidos pelas arqueias metanogênicas, nessas condições, a alcalinidade é consumida rapidamente e os ácidos livres, não neutralizados, provocam queda do pH.

Os potenciais médios de produção de biogás em L por L de substrato, kg de sólidos totais e voláteis reduzidos, para as três concentrações avaliadas, estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Potenciais médios de produção de biogás para as três concentrações avaliadas no processo de digestão anaeróbia.

Concentrações	Potenciais		
	Substrato (L L ⁻¹)	ST red. (L kg ⁻¹)	SV red. (L kg ⁻¹)
4,5% de ST (C1)	0,66	1,16	1,08
6% de ST (C2)	0,40	0,76	0,70
8% de ST (C3)	0,61	1,56	1,40

Com base nos resultados obtidos, observa-se que a produção de biogás em L por L de substrato tendeu a ser superior na concentração C1 quando comparado àquela produzida a partir das concentrações C2 e C3.

No entanto, quando se leva em consideração a produção de biogás, expressa em L kg⁻¹ de sólidos totais ou de sólidos voláteis reduzidos, o destaque foi para a concentração C3, que apresentou valores que tenderam a ser superiores às demais concentrações.

Steil et al. (2002), ao avaliarem o processo de digestão anaeróbia de dejetos de suínos, encontraram potenciais de produção de biogás superiores a 0,68 m³ kg de sólidos voláteis reduzidos. Amorim et al. (2004), estudando a fermentação anaeróbia de dejetos de caprinos em diferentes estações do ano, chegaram a uma produção de 0,83 m³ kg de sólidos voláteis reduzidos no outono.

O potencial de produção de biogás é um resultado conjunto de vários fatores, como o tipo de reator utilizado, o substrato a ser digerido e as condições ambientais favoráveis ou não ao processo de fermentação

anaeróbia, o que pode explicar essa diferença nos potenciais de produção encontrados no presente trabalho e nos estudos mencionados. Pode-se inferir ainda que os referidos estudos utilizaram um biodigestor em batelada de campo, com 60 L de capacidade e dejetos de animais, com um potencial de produção de biogás mais elevado.

4.2. Avaliação do biofertilizante

4.2.1. Composição do biofertilizante

A caracterização dos três biofertilizantes oriundos do processo de digestão anaeróbia dos substratos com três diferentes concentrações de sólidos totais utilizados como adubação de pós-emergência na cultura do milho está apresentada na Tabela 9.

Tabela 9. Caracterização dos biofertilizantes utilizados no experimento.

Parâmetro	Biofertilizante 1	Biofertilizante 2	Biofertilizante 3
Nitrogênio	18,48 g L ⁻¹	17,57 g L ⁻¹	20,07 g L ⁻¹
Fósforo	3,48 g L ⁻¹	2,71 g L ⁻¹	2,22 g L ⁻¹
Potássio	29,06 g L ⁻¹	24,91 g L ⁻¹	19,24 g L ⁻¹
Sódio	27,69 g L ⁻¹	28,61 g L ⁻¹	33,98 g L ⁻¹
Ph	5,04	5,20	5,01
CE	6,93 mS cm ⁻¹	8,24 mS cm ⁻¹	11,53 mS cm ⁻¹
ST	2,1%	2,82%	5,4%
COT	1,15%	1,63%	3,05%

A utilização de biofertilizantes produzidos a partir de insumos renováveis e localmente disponíveis é muito importante, pois reduz quantidade de fertilizantes químicos utilizados, além de ser uma alternativa viável para emprego em sistemas orgânicos de produção agrícola. No entanto, é necessário avaliar suas características físico-químicas, a fim de subsidiar recomendações adequadas para sua utilização (Devide et al., 2000).

Villela Junior et al. (2007) analisaram a composição química do biofertilizante proveniente da digestão anaeróbia de efluentes da bovinocultura


e chegaram aos seguintes valores: $1,5 \text{ g L}^{-1}$ de nitrogênio; $0,076 \text{ g L}^{-1}$ de fósforo; e $0,79 \text{ g L}^{-1}$ de potássio. Como pode ser visto na Tabela 9, o biofertilizante produzido com efluente de fecularia de mandioca apresentou teores de nutrientes mais elevados.

Observa-se na Tabela 9 que o biofertilizante 3 apresentou concentrações mais elevadas de nitrogênio e sódio, enquanto o biofertilizante 1, que tendeu a ser o melhor biofertilizante produzido, apresentou concentrações mais elevadas de fósforo e potássio. As altas concentrações de fósforo (P), nitrogênio (N) e potássio (K), observadas no efluente do processo, recomendam sua utilização como biofertilizante..

A condutividade elétrica nos três biofertilizantes foi elevada, chegando a $11,53 \text{ mS cm}^{-1}$ no biofertilizante 3.

Na Tabela 10, estão apresentados os resultados de análise de variância para os elementos avaliados no solo.

TABELA 10. Fontes de variação, quadrados médios e respectivas significâncias para os componentes avaliados no solo.

FV	GI	QM											
		pH	CE	H + Al	Ca + Mg	K disp	K total	Na disp	Na total	N	P total	COT	M.O.
Tratamentos	9	0,46*	10975,77*	0,05*	0,01*	302,02*	2655,76*	1140,39*	5320,27*	2521,97 ^{ns}	2116,75*	0,46 ^{ns}	1,36 ^{ns}
Resíduo	10	0,34	1429,68	0,02	0,001	70,87	491,15	74,23	1131,29	3168,42	481,19	0,34	1,01
	-	6,60	731,40	2,89	1,37	58,64	156,42	51,39	167,73	594,21	179,83	1,75	3,02
CV(%)	-	1,80	5,17	4,31	2,95	14,38	14,17	16,77	20,05	9,47	12,20	33,49	33,35

^{ns} Não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

Conforme os resultados apresentados na Tabela 11, pode-se observar que não houve diferença significativa da concentração do nitrogênio, carbono orgânico total e matéria orgânica no solo. As outras variáveis avaliadas foram significativas ao nível de 5%, pelo teste F.

Também foram realizadas análises de dois elementos que não estão presentes na Tabela 10: o fósforo disponível e a acidez trocável (Al^{3+}). O fósforo disponível não foi detectado nas análises. Sendo assim, considerou-se que as amostras não apresentavam esse nutriente em disponibilidade suficiente para as plantas, provavelmente em função de sua forte adsorção ao solo, bem como seu consumo pela planta. Sua indisponibilidade também pode estar associada à sua complexação à matéria orgânica incorporada ao solo como biofertilizante. Os resultados de acidez trocável foram menores que o limite de detecção da técnica ($0,05 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Portanto, a realização de uma análise estatística desses dois elementos foi desnecessária.

Na Tabela 11, estão apresentadas as médias dos valores de pH no solo submetido aos diferentes tratamentos avaliados

TABELA 11. Valores médios de pH no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam adubação com diferentes doses e tipos de biofertilizante após o cultivo do milho.

Comparações	Médias
Testemunha	6,84
B1D1	6,35*
B1D2	6,39*
B1D3	6,52 ^{ns}
B2D1	6,55 ^{ns}
B2D2	6,64 ^{ns}
B2D3	6,69 ^{ns}
B3D1	6,68 ^{ns}
B3D2	6,65 ^{ns}
B3D3	6,72 ^{ns}

^{ns} não significativo, as médias não diferem da testemunha;

Médias seguidas de asterisco (*) diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

Na Figura 7, estão apresentados os valores médios de pH no solo submetido aos diferentes tratamentos avaliados.

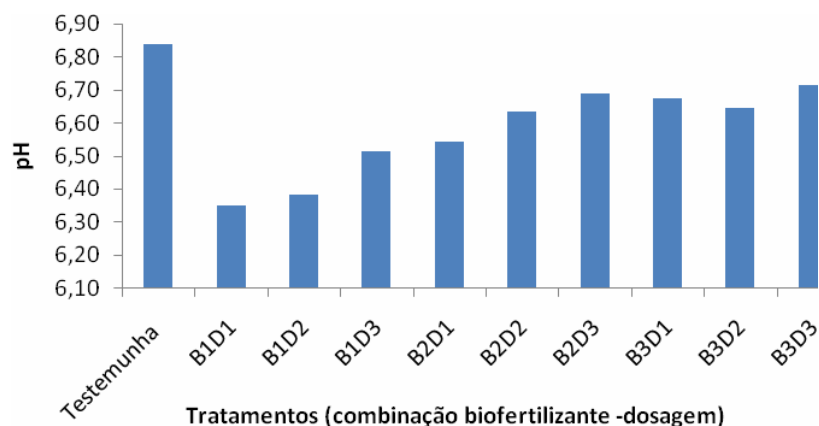


Figura 7. Valores médios de pH no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

De acordo com as informações contidas na Tabela 11, os tratamentos B1D1 e B1D2 apresentaram médias de pH que diferiram significativamente dos valores obtidos no solo testemunha ($P < 0,05$). Mesmo sendo estatisticamente diferentes da testemunha, esses dois tratamentos apresentaram valores de pH dentro da faixa considerada adequada para solos de cultivo agrícola.

O pH é um importante indicador das condições químicas do solo por possuir capacidade de interferir na disposição de vários elementos químicos essenciais ao desenvolvimento vegetal, favorecendo ou não suas liberações (Bandão & Lima, 2002). O pH é considerado desejável quando está variando entre 5,5 – 6,5, por proporcionar a disponibilidade de muitos macro (P, Ca, S, N e K) e micronutrientes (B, Mo, Cl e outros), além de reduzir, caso haja excesso, a disponibilidade de Cu, Fe, Mn, Zn e Al, elementos que poderiam trazer efeitos tóxicos às plantas (Fia et al., 2005).

Melo et al. (2005), avaliando aplicação da manipueira bruta no solo, observaram que os valores de pH do solo se elevaram após incorporação e incubação com a manipueira. Esses autores afirmam que valores superiores

aos originais foram atingidos em consequência da mineralização da matéria orgânica e da liberação de cátions dos metais alcalinos e alcalino-terrosos associados aos ácidos orgânicos.

A condutividade elétrica é utilizada para medir a quantidade de sais presente na solução do solo. Quanto maior a presença de sais na solução, maior será o valor obtido de condutividade elétrica (Brandão & Lima, 2002).

Na Tabela 12, estão apresentadas as médias dos valores de condutividade elétrica no solo, após a aplicação do biofertilizante.

TABELA 12. Média dos valores obtidos para a condutividade elétrica (CE_{es} em $\mu S\ cm^{-1}$) no solo do tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam o biofertilizante após o cultivo do milho.

Comparações	Médias
Testemunha	601,71
B1D1	647,35 ^{ns}
B1D2	741,42*
B1D3	805,73*
B2D1	722,01 ^{ns}
B2D2	805,36*
B2D3	812,01*
B3D1	717,95 ^{ns}
B3D2	668,42 ^{ns}
B3D3	792,05*

^{ns} não significativo, as médias não diferem da testemunha;

Médias seguidas de asterisco (*) diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

Conforme pode ser verificado na Tabela 12, os tratamentos B1D2, B1D3, B2D2, B2D3 e B3D3 apresentaram médias que diferiram estatisticamente da testemunha ($P < 0,05$), isto pode ser atribuído à grande quantidade de sódio e potássio aplicada ao solo junto ao biofertilizante.

Abreu Junior et al. (2000), estudando a aplicação de composto orgânico produzido com lixo no solo, constataram que a elevação da condutividade

elétrica retrata um aumento na concentração de sais, que vai depender da quantidade aplicada, distribuição de chuvas e do volume de água de irrigação.

Na Figura 8, estão apresentados os valores médios de condutividade elétrica no solo submetido aos diferentes tratamentos avaliados.

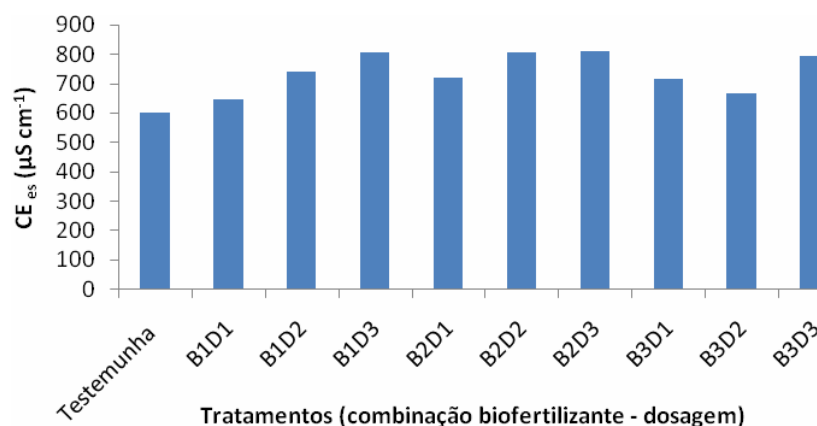


Figura 8. Condutividade elétrica (CE) média obtida no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Por conter uma alta concentração de K, a manipueira, quando aplicada ao solo, pode provocar completo desequilíbrio de cátions básicos no solo, devido ao aumento desse elemento no meio (Fioretto, 2001). Sendo assim, a aplicação de biofertilizantes produzidos a partir de manipueira pode elevar a condutividade elétrica do solo. Sua incorporação sugere cuidados especiais, visando a evitar riscos de salinização do solo, principalmente quando se utiliza o hidróxido de sódio como corretivo do pH da manipueira antes do processo de fermentação anaeróbia, pois este alcalinizante eleva a concentração de Na no biofertilizante e, em concentrações elevadas no solo pode provocar salinização.

Gomes et al. (2005) estudaram as alterações químicas do solo tratado com lodo de esgoto e observaram que houve aumento da condutividade elétrica da camada superficial do solo, tendo em vista que grande quantidade de sais é adicionada ao solo quando nele é aplicado lodo. Os autores informam

ainda que a elevação da condutividade elétrica é prejudicial ao desenvolvimento das plantas, uma vez que o excesso de sais na solução do solo diminui a absorção de água pela planta, em razão da diminuição potencial osmótico da solução do solo.

A acidez potencial refere-se ao total de H em ligação covalente mais o Al, ou seja, a soma da acidez não trocável e trocável (Silva et al., 2006), podendo ser extraídos com solução de acetato de cálcio, pH 7,0 (Matos, 2004).

Na Tabela 13, estão apresentadas as concentrações médias da acidez potencial para todos os tratamentos que receberam biofertilizante.

TABELA 13. Média da concentração da acidez potencial ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam adubação com biofertilizante após o cultivo do milho.

Comparações	Médias
Testemunha	2,90
B1D1	2,90 ^{ns}
B1D2	3,11 ^{ns}
B1D3	3,17 ^{ns}
B2D1	2,70 ^{ns}
B2D2	2,63 ^{ns}
B2D3	2,84 ^{ns}
B3D1	2,67 ^{ns}
B3D2	2,84 ^{ns}
B3D3	2,90 ^{ns}

^{ns} não significativo, as médias não diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

Conforme pode ser visto na Tabela 13, não houve diferença significativa ($P < 0,05$) entre a testemunha e os tratamentos que receberam o biofertilizante, no entanto, vale ressaltar que a testemunha havia recebido uma calagem para correção da acidez, assim como o solo submetido aos demais tratamentos, antes da aplicação do biofertilizante.

Na Figura 9, estão apresentados os valores médios de acidez potencial no solo submetido aos diferentes tratamentos avaliados.

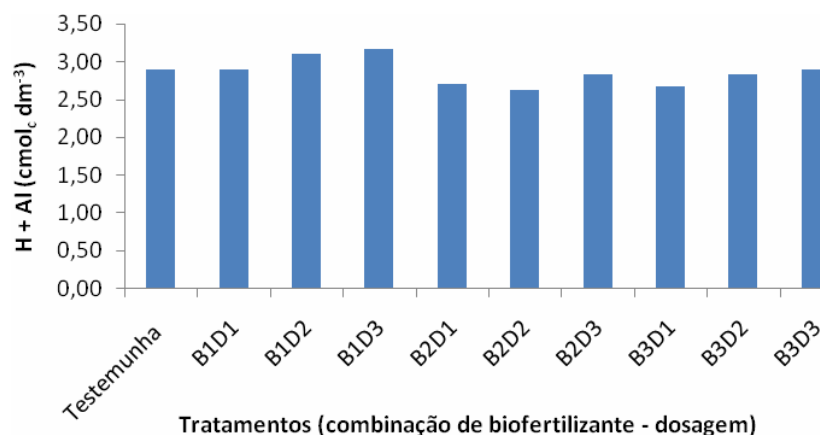


Figura 9. Valores médios de acidez potencial (H+Al) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Brito et al. (2005), avaliaram as alterações de um solo submetido a tratamento com resíduos orgânicos e observaram que, em todos os tratamentos em que se aplicou resíduo orgânico, o valor da acidez potencial (H+Al) foi superior ao observado na testemunha, o que não foi observado nesse estudo.

De acordo com Abreu Junior et al. (2005), a decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos, a exemplo do lodo, pode ocorrer em sítios anaeróbios, gerando ácidos orgânicos capazes de formar complexos com Ca adicionado ao solo via resíduo. Esses complexos migram com facilidade para o subsolo, neutralizando a acidez de subsuperfície. Os autores informam ainda que o fato de determinado resíduo agroindustrial orgânico possuir potencial de acidez ou de alcalinidade não implicará, necessariamente, que sua incorporação ao solo vá provocar sua acidificação ou alcalinização.

A quantificação dos teores de cálcio e magnésio é fundamental para avaliação da fertilidade do solo, já que esses teores se referem a cátions essenciais para as plantas. O cálcio trocável é mais fortemente retido no solo do que o magnésio trocável, por ser um íon hidratado de menor diâmetro. Dessa maneira, em solos bem drenados e que não receberam calagens, os

teores de cálcio naturalmente superam os de magnésio (Raij, 1991).

Os valores médios das concentrações de cálcio + magnésio nos tratamentos que receberam biofertilizante estão apresentados na Tabela 14.

TABELA 14. Média da concentração de cálcio mais magnésio ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos após a aplicação do biofertilizante o cultivo do milho.

Comparações	Médias
Testemunha	1,46
B1D1	1,41 ^{ns}
B1D2	1,39 ^{ns}
B1D3	1,38 ^{ns}
B2D1	1,40 ^{ns}
B2D2	1,38 ^{ns}
B2D3	1,19*
B3D1	1,39 ^{ns}
B3D2	1,40 ^{ns}
B3D3	1,31*

^{ns} não significativo, as médias não diferem da testemunha;

Médias seguidas de asterisco (*) diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 15, observa-se que todos os tratamentos apresentaram valores de $\text{Ca} + \text{Mg}$ menores que o da testemunha, mas muito próximos, com exceção dos tratamentos B2D3 e B3D3 que apresentaram valores que diferiram significativamente da testemunha ($P < 0,05$).

Na Figura 10, estão apresentadas as médias da concentração de cálcio mais magnésio para os diferentes tratamentos avaliados.

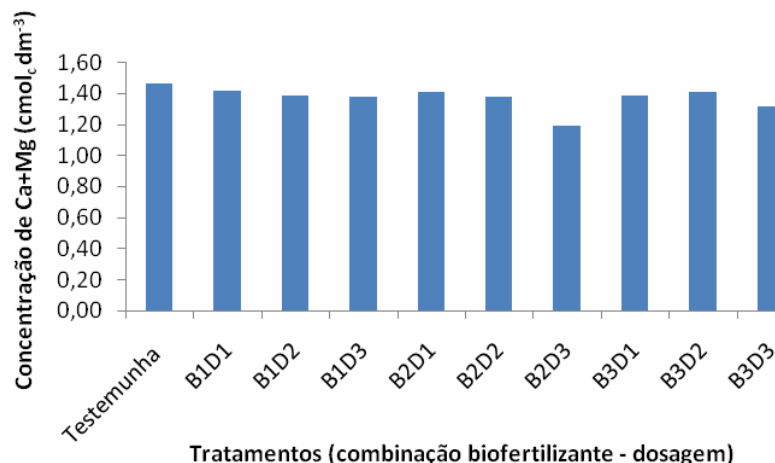


Figura 10 Valores médios de cálcio mais magnésio (Ca+Mg) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Fia et al. (2005), ao avaliarem a adição de diferentes doses de lodo calcado ao solo, observaram que para teores a partir de $33,5 \text{ t ha}^{-1}$ de lodo, os teores de Ca + Mg trocáveis já são considerados adequados ($2,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Comparando esses valores com os resultados obtidos neste estudo, verifica-se que, após o cultivo do milho, o biofertilizante aplicado não proporcionou efeito residual no que se refere a esses dois nutrientes.

Coelho (2005), estudando os atributos químicos de solos utilizados para o descarte de resíduos sólidos da indústria têxtil, verificou que houve aumento nos valores das bases trocáveis cálcio e magnésio no solo, porém, esses valores ainda estavam abaixo dos níveis considerados adequados para a obtenção de boas produtividades para a maioria das maiores culturas.

A aplicação de resíduos ou subprodutos de atividades produtivas ao solo é prática que tem sido realizada para que se possa dar um destino a estes materiais e elevar os teores de macro e micronutrientes no solo, porém, sua aplicação deve ser realizada de forma controlada para que não ocorra sua poluição (Miguel e Caseiro, 2003).

Foram avaliadas as concentrações de potássio total e disponível no solo para todos os tratamentos. Os resultados das concentrações médias de potássio total e trocável no solo para todos os tratamentos que receberam biofertilizante estão apresentados na Tabela 15.

TABELA 15. Médias das concentrações de potássio total (mg kg^{-1}) e potássio trocável (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos após a aplicação do biofertilizante o cultivo do milho.

Comparações	Médias (K disp)	Médias (K total)
Testemunha	38,72	81,49
B1D1	49,42 ^{ns}	149,19 ^{ns}
B1D2	67,76*	149,84 ^{ns}
B1D3	71,32*	175,46*
B2D1	45,34 ^{ns}	125,60 ^{ns}
B2D2	63,17 ^{ns}	148,46 ^{ns}
B2D3	71,83*	200,40*
B3D1	50,44*	174,81*
B3D2	56,04 ^{ns}	151,86 ^{ns}
B3D3	72,34 ^{ns}	207,14*

^{ns} não significativo, as médias não diferem da testemunha;

Médias seguidas de asterisco (*) diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

Pode-se observar que houve diferença significativa para a concentração de potássio disponível entre a testemunha e os tratamentos B1D3, B2D3, B3D1 e B3D3. Provavelmente, esses resultados tenham ocorrido em função da concentração mais elevada de potássio nesses tratamentos.

Observando ainda a Tabela 15, nota-se que somente os tratamentos B1D2, B1D3, B2D3 e B3D3 diferiram estatisticamente da testemunha para a concentração de potássio total. Estes resultados também podem estar associados à concentração de potássio presente no solo submetido a estes tratamentos, que foi mais elevada quando comparada com a concentração de solo submetido aos tratamentos com doses menores.

Nogueira et al. (2006), ao avaliarem a produtividade do milho e do feijão em solo adubado com diferentes tipos de lodo de esgoto, constataram aumento

dos teores de potássio trocável em relação ao teor inicial do solo, inclusive do solo testemunha, o que sugere contribuição apenas da água de irrigação. Melo et al. (2005) também observaram elevação da concentração de potássio trocável na solução solo com a aplicação da manipueira bruta.

As médias das concentrações de potássio total e disponível no solo estão apresentadas na Figura 11.

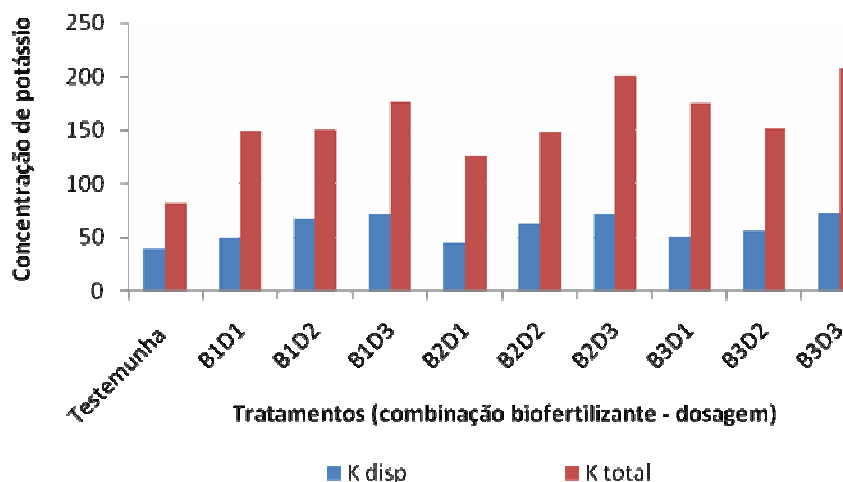


Figura 11. Valores médios de potássio total (mg kg^{-1}) e disponível (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

De acordo com Raij (1991), sais de potássio apresentam alta solubilidade e, assim, podem atingir concentrações bastante elevadas no solo, possibilitando rápida movimentação e lixiviação através dele.

A aplicação de biofertilizantes no solo atua de forma positiva, disponibilizando nutrientes e matéria orgânica ao solo. No entanto, sua disposição ao solo deve ser feita de forma adequada, visando a evitar a contaminação do solo e do lençol freático.

Foram avaliadas as concentrações de sódio total e disponível no solo para todos os tratamentos. As concentrações médias de sódio total e disponível obtidas para os tratamentos que receberam biofertilizante podem ser verificadas na Tabela 16.

TABELA 16. Médias das concentrações de sódio total (mg kg^{-1}) e sódio trocável (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam biofertilizante após o cultivo do milho.

Comparações	Médias (Na disp)	Médias (Na total)
Testemunha	17,86	97,29
B1D1	31,75 ^{ns}	96,86 ^{ns}
B1D2	48,52 ^{ns}	194,57*
B1D3	95,26*	220,00*
B2D1	32,75 ^{ns}	122,45 ^{ns}
B2D2	45,65 ^{ns}	168,76 ^{ns}
B2D3	74,42*	219,85*
B3D1	41,68 ^{ns}	168,69 ^{ns}
B3D2	48,62 ^{ns}	171,13*
B3D3	77,40*	240,24*

^{ns} não significativo, as médias não diferem da testemunha;

Médias seguidas de asterisco (*) diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

O sódio possui comportamento similar ao do potássio no solo, sendo facilmente removido por lixiviação (Raij, 1991). A concentração excessiva desses sais pode afetar o crescimento e o rendimento das culturas, além de modificar algumas propriedades físico-químicas do solo, originando formação de crosta e redução de sua permeabilidade e porosidade. (Martins et al., 2001).

De acordo com o que está apresentado na Tabela 16, observa-se que somente os tratamentos B1D3, B2D3 e B3D3, para a análise de sódio disponível, foram significativamente diferentes da testemunha. Esses resultados ocorreram possivelmente em função da maior concentração de sódio presente nessas doses de biofertilizante, quando comparados com as demais.

Observando ainda a Tabela 16, percebe-se que somente os tratamentos B1D2, B1D3, B2D3, B3D2, B3D3 apresentaram concentrações de sódio total que diferiram de forma significativa ($P < 0,05$) da testemunha. A maior disponibilidade de sódio nesses tratamentos está associada à presença desse

cátion em concentrações elevadas. A incorporação desse material ao solo deve ser monitorada para evitar a poluição que esse efluente pode causar.

Teixeira et al. (2006), ao avaliarem o efeito do lodo de curtume na fertilidade do solo, observaram que a adição desse resíduo elevou os teores de matéria orgânica, cálcio e sódio no solo. Os autores afirmaram ainda que a aplicação desse resíduo no solo precisa ser feita de forma controlada, pois altas doses podem elevar o nível de salinidade.

Na Figura 12, estão apresentadas as concentrações médias de sódio total e disponível no solo submetido a diferentes doses e tipos de biofertilizantes.

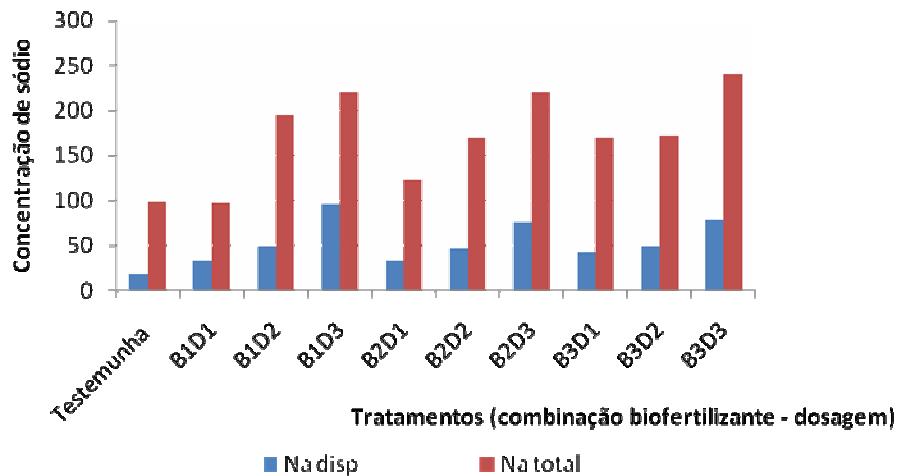


Figura 12. Valores médios de sódio total (mg kg^{-1}) e disponível (mg dm^{-3}) no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Miranda et al. (2001) estudaram a evolução da salinidade em solo irrigado com esgoto sanitário tratado e notaram que não houve acúmulo progressivo de sódio no solo, devido possivelmente às lixiviações decorrentes de irrigações freqüentes ou mesmo pela água das chuvas. No entanto, cuidados devem ser tomados, pois a lixiviação desses elementos pode levar à contaminação das águas subterrâneas.

Foram realizadas análises da concentração de nitrogênio no solo após o cultivo do milho e aplicação de biofertilizante, no entanto, não houve diferença

significativa entre médias de tratamentos ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F. As concentrações médias de nitrogênio total no solo submetido à aplicação dos diferentes tipos de biofertilizante nas diferentes doses estão apresentadas na Figura 13.

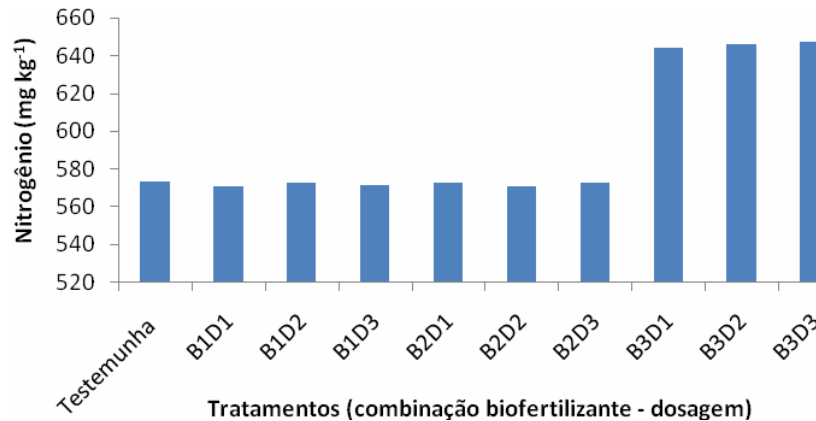


Figura 13. Valores médios de nitrogênio total no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Biondi & Nascimento (2005), realizaram estudo sobre o acúmulo de nitrogênio em solos tratados com lodo de esgoto e constataram que o lodo elevou os teores de nitrogênio dos dois solos avaliados. Em outro estudo, Lobo & Grassi Filho (2007), avaliaram efeito de diferentes doses de lodo de esgoto na produtividade do girassol e concluíram que o nitrogênio proveniente da adubação mineral pode ser substituído pelo nitrogênio proveniente do lodo de esgoto, havendo aumento significativo na produtividade, tanto de grão, como no rendimento de óleo e de matéria seca.

O nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas plantas (Raij, 1991), mas, em quantidades incorretas, ele pode atingir e poluir as águas subterrâneas com nitrato, um ânion de grande mobilidade no solo (Matos, 2006). O autor informa ainda que tomando como referência o nitrogênio, a taxa de aplicação de resíduo ao solo é feita com base no balanço de entrada e saída desse elemento no solo.

Port et al. (2000) avaliaram as transformações do nitrogênio no solo cultivado com milho, em sistema de plantio direto, receptor de esterco líquido de suínos, e observaram que a disponibilidade de N na camada de 0-60 cm aumentou com aplicação de esterco, conforme as doses aplicadas.

Na Tabela 17, estão apresentadas as concentrações médias de fósforo total no solo após o cultivo do milho e aplicação do biofertilizante.

TABELA 17. Média da concentração de fósforo total (mg kg^{-1}) no tratamento testemunha e nos demais tratamentos que receberam biofertilizante após o cultivo do milho.

Comparações	Médias
Testemunha	146,32
B1D1	170,61 ^{ns}
B1D2	176,42 ^{ns}
B1D3	238,00*
B2D1	162,43 ^{ns}
B2D2	209,81 ^{ns}
B2D3	222,41*
B3D1	161,37 ^{ns}
B3D2	141,68 ^{ns}
B3D3	169,27 ^{ns}

^{ns} não significativo, as médias não diferem da testemunha;

Médias seguidas de asterisco (*) diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 17, verifica-se que somente os tratamentos B1D3 e B2D3 apresentaram concentrações médias de fósforo total que diferiram significativamente da testemunha ($P < 0,05$).

Os tratamentos B1D3 (4,5% de ST) e B2D3 (6% de ST) foram os biofertilizantes produzidos com mais água residuária do que casca. Essa proporção pode ter contribuído para que esses tratamentos apresentassem concentrações mais elevadas de fósforo no efluente no processo de digestão anaeróbia.

Na Figura 14, estão apresentadas as concentrações médias de fósforo total no solo testemunha e nos solos submetidos à aplicação de diferentes

doses e tipos de biofertilizante.

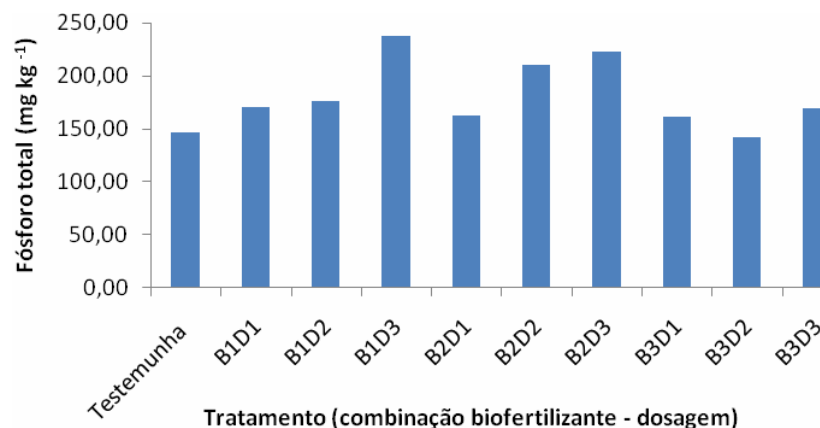


Figura 14. Valores médios de fósforo total no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Miranda et al. (s.d.), avaliaram os riscos ambientais do uso de dejetos animais como fertilizante e observaram que, no caso do fósforo, para as três profundidades estudadas (0-20, 20-40 e 40-60 cm), este elemento apresentou acentuadas concentrações nas áreas com e sem aplicação de dejetos, sempre mais elevada para as áreas com aplicação. Em outro estudo realizado por Brito et al. (2005), a concentração de P disponível aumentou significativamente após a segunda aplicação de esterco de poedeira.

Segundo Raji (1991), o fósforo é dos três principais macronutrientes para as plantas, aquele exigido em menor quantidade. Em função da carência generalizada de fósforo nos solos brasileiros, trata-se do nutriente mais utilizado na adubação no Brasil. Essa situação é explicada pela interação que o elemento tem com o solo, sofrendo forte fixação.

Ceconi et al. (2007) avaliaram a exigência nutricional (adubação fosfatada) de mudas de erva-mate e, a partir dos resultados, observaram efeito positivo dessa adubação até determinada dose, além da qual passou a ser negativo, ou seja, o excesso de fósforo passou a prejudicar o crescimento das

mudas. Esse comportamento foi observado para todas as variáveis avaliadas: altura da parte aérea, diâmetro do colo, biomassa acima do solo, biomassa radicular e biomassa total.

Foram realizadas análises de carbono orgânico total e matéria orgânica no solo após o cultivo do milho e aplicação de biofertilizante. No entanto, não houve diferença significativa entre as médias dos tratamentos para as duas variáveis analisadas, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste F.

Na Figura 15, estão apresentados os valores médios obtidos para a análise de carbono orgânico total e matéria orgânica no solo testemunha e nos solos submetidos à aplicação de diferentes doses e tipos de biofertilizante.

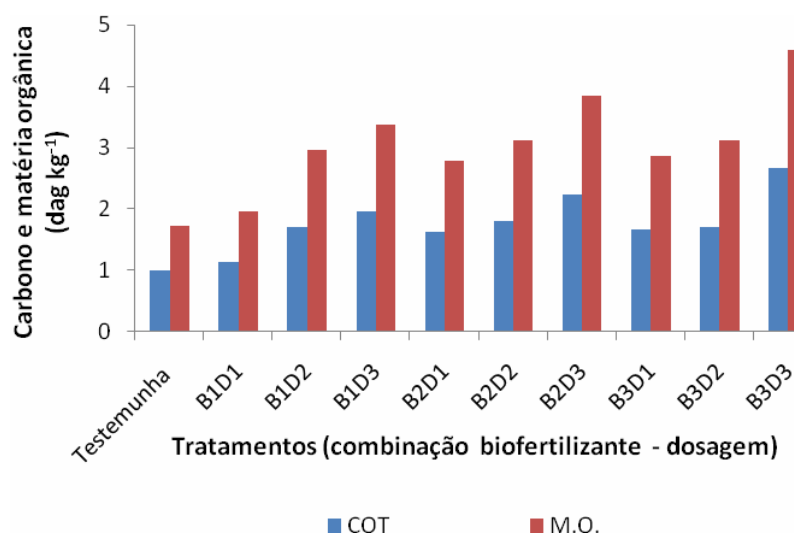


Figura 15. Valores médios de carbono orgânico total (dag kg⁻¹) e matéria orgânica no tratamento testemunha e naqueles tratamentos submetidos à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

A matéria orgânica tem forte influência nas propriedades físicas, químicas e físico-químicas do solo, o que torna muito importante sua quantificação (Matos, 2006).

Gomes et al. (2005), estudando os efeitos da adição de lodo de esgoto nas características químicas do solo, concluíram que as doses de lodo foram eficientes no aumento do teor de matéria orgânica da camada superficial do solo. Resultados similares foram encontrados por Corrêa et al. (2005), que

observaram aumento linear nos teores de M.O. com a aplicação de resíduo orgânico da indústria processadora de goiaba, sendo esse aumento resultado do elevado teor de carbono orgânico adicionado ao solo pelo resíduo.

A matéria orgânica exerce grande influência nas propriedades físicas do solo, sendo classificada por certos autores como material que melhora as características do solo e não como fertilizante fornecedor de nutrientes (Kiehl, 1985). Porém, há liberação de nutrientes para a solução do solo quando a matéria orgânica entra em decomposição pela ação dos microrganismos, passando estes nutrientes a ficar disponíveis para as plantas (Ruivo et al., 2005).

Leite et al. (2003), avaliaram o estoque de carbono orgânico em solos sob floresta e milho cultivado com adubação orgânica e mineral, tendo observado que os tratamentos com adubação orgânica resultaram em maiores estoques de carbono orgânico total, quando comparados com os sistemas sem adubação ou com adubação mineral, posicionando a matéria orgânica como uma estratégia de manejo importante para a conservação da qualidade do solo. Esses resultados diferem dos encontrados neste estudo, pois não houve diferença significativa, no entanto, observa-se na Figura 16 que a aplicação do biofertilizante elevou os teores de carbono orgânico total no solo, bem como os de matéria orgânica.

Figueiredo Junior et al (2002), estudaram as reduções de carbono orgânico em colunas de solo adubado com esterco bovino e casca de arroz e concluíram que os teores de carbono no solo decresceram consideravelmente na camada 0-10 cm, mesmo nos materiais com alta relação carbono/nitrogênio.

4.2.3 Características da planta (milho) após a aplicação do biofertilizante

Na Tabela 18, estão apresentados os resultados da análise de variância para os elementos avaliados na planta.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 18, pode-se verificar que não houve diferença significativa para as variáveis avaliadas na planta, ao nível de 5%, pelo teste F.

TABELA 18. Fontes de variação, quadrados médios e respectivas significâncias para os componentes avaliados na planta.

FV	GI	QM			
		MS	N	P	K
Tratamentos	9	0,21 ^{ns}	2040330,20 ^{ns}	935544,98 ^{ns}	36723185,9 ^{ns}
Resíduo	8	0,38	3909987,69	1018756,74	61639288,5
\bar{m}	-	0,96	16010,71	2735,36	31575,44
CV (%)	-	64,30	12,35	36,90	24,86

^{ns} não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

Avaliando-se os resultados apresentados na Tabela 18, verifica-se que não houve diferença significativa entre as médias de tratamentos para matéria seca, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste F, ou seja, a aplicação do biofertilizante não influenciou na produtividade da matéria seca das plantas de milho até os 55 dias após sua emergência, quando foi realizado o corte de sua parte aérea.

Na Figura 16, estão apresentados os valores médios de conteúdo de matéria seca nas plantas testemunhas e nas submetidas aos demais tratamentos.

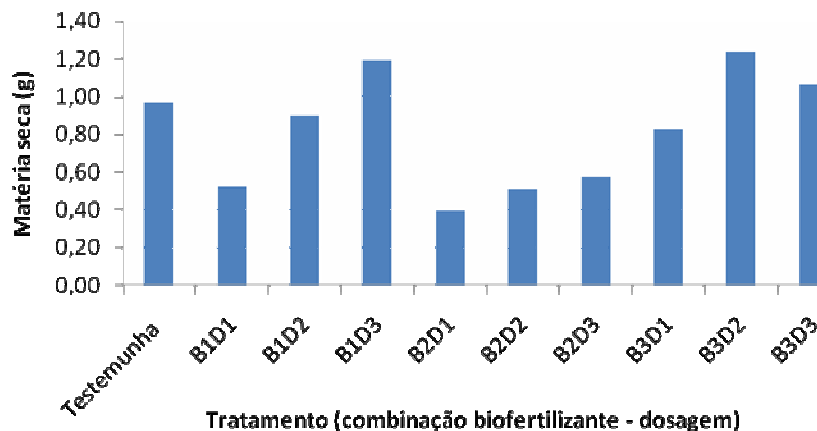


Figura 16. Valores médios de matéria seca (g) na planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Mesmo não havendo diferença significativa entre as médias dos

tratamentos avaliados, observa-se na Figura 16 que os valores obtidos de massa seca entre os tratamentos avaliados apresentaram teores bem variados.

Roel et al. (2007), avaliaram a utilização de fertilizantes orgânicos na produção de alface e observaram que houve diferença significativa na massa seca das plantas entre os tratamentos avaliados com composto orgânico à base de palhada de soja, feijão e milho acrescidos de esterco de galinha, sem a testemunha.

Silva et al. (2006), realizaram um estudo para avaliar a produtividade de matéria seca e verde na *Brachiaria brizantha* CV. Marandu, após a aplicação de biofertilizante bovino obtido por digestão anaeróbia, e observaram que o aumento das dosagens do biofertilizante não promoveu aumento significativo na produção de massa seca e massa fresca na planta.

Os teores médios de nitrogênio na parte aérea das plantas de milho cultivadas em solo testemunha e em solo sob aplicação de diferentes doses e tipos de biofertilizantes estão apresentados na Figura 17.

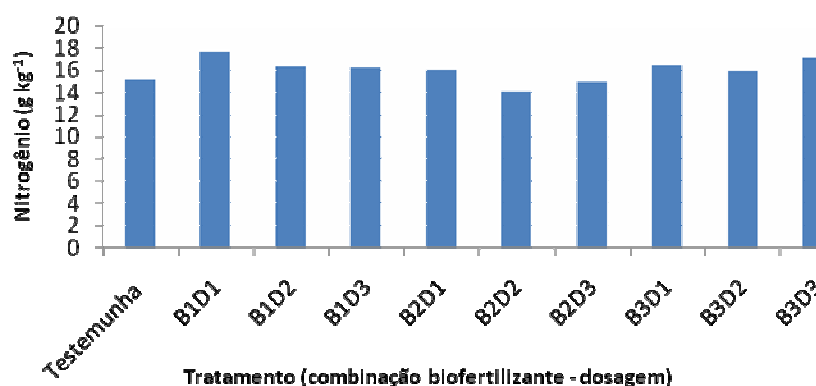


Figura 17. Concentrações médias de nitrogênio na planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Avaliando-se os resultados apresentados na Tabela 18, verifica-se que não houve diferença significativa entre as médias dos tratamentos para a concentração de nitrogênio total na parte aérea das plantas, ao nível de 5% de

probabilidade, pelo teste F, evidenciando que a aplicação do biofertilizante não alterou as concentrações de nitrogênio na planta.

O acúmulo de nitrogênio em plantas cultivadas em solos tratados com lodo de esgoto foi avaliado por Biondi & Nascimento (2005). Esses autores perceberam que as doses de lodo elevaram os teores de nitrogênio na matéria seca nas duas plantas avaliadas (feijão e milho), proporcionalmente ao aumento das doses.

Fia et al. (2006), avaliaram a produtividade e a concentração de nutrientes em milho adubado com crescentes doses de lodo de esgoto caleado e verificaram que as concentrações de nitrogênio foram crescentes com o aumento na dose de lodo caleado aplicado ao solo. Os autores afirmaram que, apesar do aumento na concentração de nitrogênio na planta, nenhum tratamento apresentou a concentração considerada adequada para a cultura do milho aos 60 dias de cultivo que, segundo Jones Junior et al. (1991), está na faixa de $3,0 - 3,5 \text{ dag kg}^{-1}$. De acordo com as informações apresentadas por estes autores e observando-se as concentrações de nitrogênio apresentadas na Figura 18, pode-se verificar que nenhum dos tratamentos avaliados apresentou a concentração de nitrogênio considerada adequada para a cultura do milho na fase em isso foi avaliado nas plantas.

De acordo com as informações apresentadas na Tabela 18, verifica-se que não houve diferença significativa entre as médias de tratamentos para a concentração de fósforo total na parte aérea das plantas, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste F, evidenciando assim que a aplicação do biofertilizante não influenciou na concentração de fósforo total na planta do milho.

Na Figura 18, estão apresentadas as concentrações de fósforo total na parte aérea das plantas testemunhas e nas submetidas aos demais tratamentos.

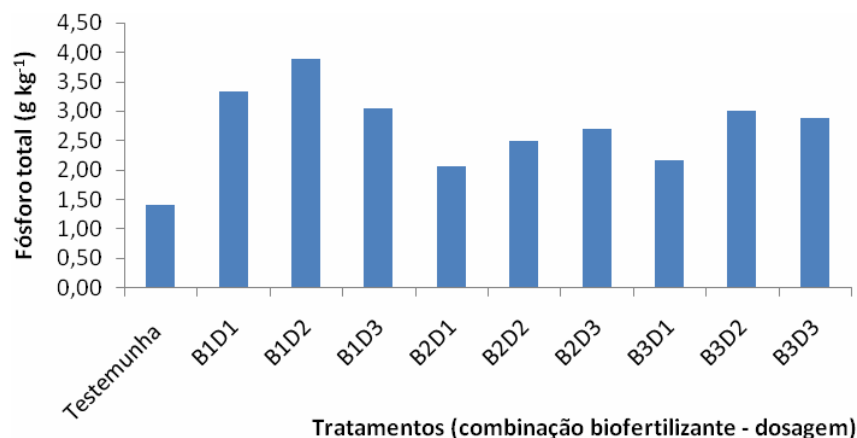


Figura 18. Concentrações médias de fósforo total na planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

Observa-se na Figura 18 que os valores absolutos da concentração de fósforo tenderam a ser superiores em todos os tratamentos que receberam biofertilizante quando comparados com a testemunha. Esse valor é ainda mais elevado nos tratamentos que receberam o biofertilizante 1, provavelmente em função da presença desse elemento em maior concentração nesse biofertilizante.

Moura et al. (2007), avaliaram a eficiência de biofertilizantes de rocha fosfatada e potássica no cultivo do melão no Vale do São Francisco, e verificaram que o biofertilizante fosfatado (aplicado na maior dose) e a mistura de rochas (fosfatada e potássica) proporcionaram os melhores resultados na acumulação de fósforo total na parte aérea do meloeiro.

Gomes et al. (2007), realizaram estudo para avaliar a produtividade e a composição mineral das plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto e concluíram que o teor de fósforo não sofreu influência dos tratamentos com lodo e que as concentrações de fósforo estiveram abaixo das adequadas para a cultura (EMBRAPA, 1999). Os autores relatam ainda que não verificaram sintomas de deficiência deste elemento em nenhum dos tratamentos.

Conforme informações apresentadas na Tabela 18, verifica-se que não houve diferença significativa entre as médias de tratamentos para concentração de potássio total na parte aérea das plantas, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste F, ou seja, a aplicação do biofertilizante não influenciou na concentração desse elemento na planta.

Na Figura 19, estão apresentadas as concentrações de potássio total (g kg^{-1}) na parte aérea das plantas testemunhas e nas submetidas aos demais tratamentos.

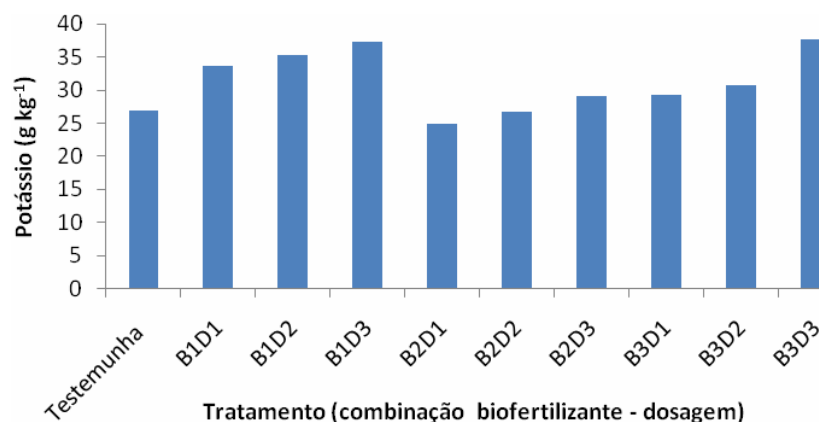


Figura 19. Concentrações médias de potássio total (g kg^{-1}) na parte aérea da planta testemunha e nas demais plantas submetidas à aplicação de diferentes doses de biofertilizante.

As concentrações médias de potássio aumentaram consideravelmente após a aplicação do biofertilizante associado a diferentes doses, com exceção dos tratamentos B2D1 e B2D2 que apresentaram valores absolutos similares ao obtido na testemunha, como pode ser observado na Figura 20. No entanto, mesmo tendo apresentado concentrações de potássio total mais elevadas, não houve diferença entre a testemunha em relação aos demais tratamentos.

Duenhas et al. (2004) estudaram os teores de macronutrientes em plantas de melão cultivado em sistema orgânico fertirrigado com substâncias húmicas e observaram que a maior dose de potássio foi verificada nas plantas

que receberam fertirrigação com o biofertilizantes (maior dose de potássio no início do ciclo), aliada à presença de esterco.

Gomes et al. (2007) realizaram um estudo para avaliar a produtividade e a composição mineral das plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto (0,0; 7,7; 15,4; 29,7; 45,1 e 60,5 t ha⁻¹, em base seca) e observaram que a concentração de potássio permaneceu sempre próxima dos teores considerados adequados (17 a 35 g kg⁻¹) para a cultura do milho, conforme EMBRAPA (1999) em todos os tratamentos avaliados.

A viabilidade da utilização do biofertilizante vai depender do tipo de cultura, bem como das características do solo que vai receber esse efluente, tendo como base o atendimento às necessidades nutricionais das culturas, evitando também não exceder no solo a concentração dos elementos presentes no biofertilizante.

5. CONCLUSÕES

Para as condições deste experimento e com base nos resultados obtidos, concluiu-se que:

A concentração C1 (4,5 dag L⁻¹ de ST) foi a que proporcionou as maiores remoções de sólidos totais (56,96%) e sólidos voláteis (60,69%), o que pode ser um indicativo da viabilidade do processo de digestão anaeróbia para o tratamento da manipueira.

As maiores produções de biogás foram obtidas na concentração C3 (8 dag L⁻¹ de ST) com 1,56 L kg⁻¹ de sólidos totais removidos e 1,40 L kg⁻¹ de sólidos voláteis removidos, indicando essa concentração como a mais adequada para a produção de biogás a partir da manipueira.

Os biofertilizantes produzidos no processo apresentaram concentrações elevadas de nitrogênio, fósforo e potássio, caracterizando-os como fertilizantes orgânicos de boa qualidade. Dentre os três efluentes produzidos, o que apresentou as melhores características foi o biofertilizante 1.

Com relação às análises realizadas no solo após a aplicação do biofertilizante, somente os tratamentos B1D1 e B1D2 apresentaram valores que diferiram da testemunha, porém os valores apresentados por estes tratamentos foram considerados de baixa acidez.

No geral, não houve alteração na concentração dos elementos químicos avaliados no solo para os tratamentos em que os biofertilizantes estavam associados à menor dose, no entanto, houve alteração nas concentrações de cálcio + magnésio, fósforo total, potássio total e disponível, sódio total no solo dos tratamentos em que os biofertilizantes estavam associados as doses mais elevadas.

Não se verificou alteração nas variáveis avaliadas na planta (MS, N, P e K) entre o tratamento testemunha e os demais tratamentos que receberam biofertilizante.

6. LITERATURA CITADA

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ V., F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 635-647, 2000.

ABREU JUNIOR, C. H. BOARETTO, A. E. ; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos Ci Solo**, 4:391-470, 2005.

ALVES, A. A. C.; SILVA, A. F. Cultivo da mandioca para a região semi-árida. In: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2003. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Mandioca/mandioca_semiarido/plantio.htm>. Acesso em: 17 jan. 2008.

ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; CHERNICHARO, C. A. Secagem e higienização de lodos com aproveitamento do biogás. In: CASSINI, S. T. (Cord.) **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 210p.

AMARAL, C. M. C.; AMARAL, L. A.; LUCAS JUNIOR, J.; NASCIMENTO, A. A.; FERREIRA, D. S. ; MACHADO, M. R. F. Digestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1897-1902, nov-dez, 2004.

APHA; AWWA; WEF (2005). American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21^a ed., Washington, D.C, USA.

AMORIN, A. C.; LUCAS JUNIOR, J.; RESENDE, K. T. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos obtidos nas diferentes estações do ano. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.24, n.1, p.16-24, jan./abr. 2004.

ANRAIN, E. Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos. **Rev. Microbiol.**, São Paulo, 17 (1) p. 95-97, 1986.

ARAÚJO, E. N.; OLIVEIRA, A. P.; CAVALCANTE, L. F.; PEREIRA, W. E.; BRITO, N. M.; NEVES, C. M. L.; SILVA, E. E. Produção do pimentão adubado com esterco bovino e biofertilizante. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.11, n.5, p.466-470, 2007.

ARRUDA, V. C. M. **Tratamento anaeróbio de efluentes gerados em matadouros de bovinos**. 2004. 127p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Recife –PE, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE AMIDO DE MANDIOCA – ABAM. **Evolução da produção, 1990/2006**. 2006. Disponível em: <http://www.abam.com.br/prod_bra_9003.php>. Acesso em: 14 set. 2007.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. de; DAMASCENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e drenagem, 29 revisado1).

BARANA, A. C. **Avaliação do tratamento da manipueira em biodigestores fase acidogênica e metanogênica**. 2000. 95f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

BARANA, A. C.; CEREDA, M. P. Avaliação do tratamento de manipueira de farinhas em biodigestores fase acidogênica e metanogênica. **Energia na Agricultura** (Botucatu), v. 15, n. 4, p. 69-81, 2000.

BRANDÃO, S. L.; LIMA, S. C. pH e condutividade elétrica em solução do solo, em áreas de pinus e cerrado na chapada, em Uberlândia (MG). **Caminhos de Geografia** 3(6), Jun/2002.

BENINCASA, M.; ORTOLANI, A. F.; LUCAS JUNIOR, J. **Biodigestores convencionais?** Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, 1991. 25p. (Boletim, 8).

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A. Acúmulo de nitrogênio e produção de matéria seca de plantas em solos tratados com lodo de esgoto. **Caatinga**, Mossoró-RN, v.18, n.2, p.123-128, abr./jun. 2005.

BRINGHENTI, L.; CABELLO, C. Qualidade do álcool produzido a partir de resíduos amiláceos da agroindustrialização da mandioca. **Energia na Agricultura** (Botucatu), v. 20, n. 4, p-36-52, 2005.

BRITO, O. R.; VENDRAME, P. R. S.; BRITO, R. M. Alterações das propriedades químicas de um latossolo vermelho distroférico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 26, n. 1, p. 33-40, jan./mar. 2005.

BOTELHO, C. A. V. A. **Resíduos agroindustriais e fertirrigação**. 2006. Disponível em: <<http://sbtrv1.ibict.br/upload/sbtr3794.pdf?PHPSESSID=88b1b4d2cd3443f5ba7c6b29362aed16>>. Acesso em: 28 mar. 2008.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. Tese de Mestrado. 75p. Universidade Estadual Paulista, Faculdade Ciências Agrárias e Veterinárias. Botucatu: UNESP, 1985.

CAMPOS, C. M. M.; DAMASCENO, L. H. S.; MOCHIZUKI, E. T.; BOTELHO, C. G. Avaliação do desempenho do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB)

em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v. 29, n. 2, p. 390-399, mar./abr., 2005

CARVALHO, F. M.; SANTOS, A.; VIANA, A. E. S.; LOPES, S. C.; EGLER, P. G. Avaliação da atividade poluidora da manipueira da Bacia do Rio Santa Rita, em Vitória da Conquista – Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MANDIOCA, 11, 2005. **Anais...** Campina Grande: Sociedade Brasileira de mandioca, 2005.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; CLERVERSON, V. A.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F. Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos. In: CASSINI, S. T. (Cord.) **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 210p.

CASTRO, L. R.; CORTEZ, L.A.B. Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino. **Rev. Bras. de Eng. Agric. e Ambiental**, v 2, n 1, Janeiro-Abril, 1998.

CAVALLET, L. E.; LICCHESI, L. A. C.; MORAES, A.; SCHIMIDTS, E.; PERONDI, M. A.; FONSECA, A. Melhoria da fertilidade do solo decorrente da adição de água residuária da indústria de enzimas. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**, v.10, n.3, p.724–729, 2006.

CECONI, D. E.; POLETTO, I.; LOVATO, T.; MUNIZ, M. F. B. Exigência nutricional de mudas de erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) à adubação fosfatada. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 1, p. 25-32, jan-mar, 2007.

CEREDA, M. P.; MOTA, L. C.; TAKAHASHI, M. Utilização da manipueira da mandioca (*Manihot esculenta*, Crantz), em digestão anaeróbia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MANDIOCA, 5, 1988. **Anais...** Fortaleza – CE: Sociedade Brasileira de Mandioca, 1988.

CEREDA, M. P.; BONET, A. F.; VALLES, AS.; ALBEROLA, J. Tratamento anaeróbio em duas fases de suspensões amiláceas II. Fase metanogênica. Influência da adição de CN⁻. **Rev. Microbiol.**, São Paulo, 21 (1) p. 73-78, 1990.

CEREDA, M. P. Caracterização dos resíduos da industrialização da mandioca. In: CEREDA et al., **Industrialização da mandioca**. São Paulo: Ed. Paulicéia, 1994. 174p.

CEREDA, M. P.; MATTOS, M. C. Y. Linamarin: the toxic compound of cassava. **Journal of Venomous animals and Toxins**, v. 2, n.1, p. 6-12, 1996.

CEREDA, M. P. **Caracterização dos subprodutos da industrialização da mandioca**. In: Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca. São Paulo: Fundação Cargil, 2001. v. 4, 305p.

CEREDA, M. P.; VILPOX, O.; TAKAHASHI, M. Balança hidrostática como forma de avaliação do teor de massa seca e amido. In: CEREDA & VILPOX, **Tecnologia, usos e potencialidades de tuberosas amiláceas Latino Americanas**. São Paulo: Fundação Cargil, 2003. v 3, 711p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 1997. 246p.

COELHO, A. M. **Monitoramento dos atributos químicos de solos utilizados para o descarte de resíduo sólido da indústria têxtil**. 2005, 14p. (Embrapa Milho e Sorgo, Circular Técnica, 70).

COELHO, S. T.; VELAZQUEZ, S. M. S. G.; PECORA, V.; ABREU, F. C. Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA, 11, 2006. **Anais...** Rio de Janeiro, Brasil. 2006.

COLIN, X.; FARINET, J. L.; ROJAS, O.; ALAZARD, D. Anaerobic treatment of cassava starch extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. **Bioresource Technology**, 98, p.1602–1607, 2007.

CORRÊA, M. C. M.; FERNANDES, G. C.; PRADO, R. M.; NATALE, W. Propriedades químicas do solo tratado com resíduo orgânico da indústria processadora de goiabas. **R. Bras. Agrociência**, Pelotas, v.11, n. 2, p. 241-243, abr-jun, 2005 (Nota Técnica).

CORDEIRO, G. C. **Tratamento de manipueira em reator anaeróbio compartimentado**. 2006. 91p. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência de Alimentos), Universidade Estadual Paulista-UNESP, São José do Rio Preto-SP. 2006.

CUNHA, F. L. M. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: um panorama tecnológico atual**. 2007. 107p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto Tecnológico do Estado de São Paulo. Área de concentração: Mitigação de Impactos Ambientais. 2007.

DAMASCENO, S.; CEREDA, M. P.; PASTORE, G. M. Desenvolvimento de *Geotrichum fragrans* em manipueira. **Energia na Agricultura** (Botucatu), v. 14, n. 2, p.7-14, 1999.

DEL BIANCHI, V. L.; CEREDA, M. P. Balanço de massa de uma fábrica de farinha de mandioca de médio porte do estado de São Paulo. **Energia na Agricultura** (Botucatu), v. 14, n. 3, p-34-38, 1999.

DEVIDE, A. C. P.; AGUIAR, L. A.; MIRANDA, S. C.; RICCI, M. S. F.; ALMEIDA, D. L.; RIBEIRO, R. L. D. **Determinação do efeito fitotóxico de um biofertilizante utilizado em viveiros de café, por meio de bioensaios em casa de vegetação**. Embrapa Abrobiologia, 2000. (Comunicado Técnico, nº42).

DIAS, P. F.; SOUTO, S. M.; LEAL, M. A. A.; SCHIMIDT, L. T. Efeito do biofertilizante líquido na produtividade e qualidade da alfafa (*Medicago sativa* L.), no município de Seropédica-RJ. **Agronomia**, v.37, n.º.1, p. 16 - 22, 2003.

DUENHAS, L. H.; PINTO, J. M.; GOMES, T. C. A. Teores de macronutrientes em plantas de melão cultivado em sistema orgânico fertirrigado com substâncias húmicas. In: 44^o Congresso Brasileiro de Olericultura, 2004, Campo Grande. 44 CBO. **Anais...** Campo Grande: Embrapa, 2004.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, 1999. 370p.

EMBRAPA/CNPS – **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisas de Solos, 2. Ed., 1997 212p. (EMBRAPA – CNPS. Documentos 1).

FEIDEN, A. **Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbico com separação de fases em escala piloto**. 2001. 80p. Tese (Doutorado em Agronomia - Área de concentração Energia na Agricultura) Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu-SP. 2001.

FEIDEN, A.; CEREDA, M. P. Potencial energético do biogás gerado no tratamento de águas residuárias de fecularias em sistema piloto de biodigestão anaeróbia com separação de fases. **Energia na Agricultura** (Botucatu), v. 18, n. 2, p. 54-66, 2003.

FERNANDES JUNIOR, A.; CEREDA, M. P. Influência do tempo de retenção hidráulica (TRH) sobre a fase acidogênica da digestão anaeróbia de manipueira. **Energia na Agricultura** (Botucatu), v. 11, n. 2, p. 1-7, 1996.

FERNANDES JUNIOR, A.; TAKAHASHI, M. Tratamento da manipueira por processos biológicos – aeróbio e anaeróbio. In: CEREDA et al., **Industrialização da mandioca**. São Paulo: Ed. Paulicéia, 1994. 174p.

FERNANDES JUNIOR, A. Tratamentos físicos e biológicos da manipueira. In: CEREDA, M. P. **Manejo, uso e tratamento de resíduos da industrialização da mandioca**. Fundação Cargil, 2001. v. 4, 320p.

FIA, R.; MATOS, A. T.; AGUIRRE, C. I. Características químicas de solo adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledo. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 13, n.4, 387-299, Out./Dez., 2005.

FIA, R.; MATOS, A. T.; AGUIRRE, C. I. Produtividade e concentração de nutrientes e metais pesados em milho adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledo. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.14 n.1, 39-40 50, Jan/Mar, 2006

FIORETTO, R. A. Uso direto da manipueira na fertirrigação. In: CEREDA et al., **Industrialização da mandioca**. São Paulo: Ed. Paulicéia, 1994. 174p.

FIORETTO, R. A. Uso direto da manipueira em fertirrigação. In: CEREDA, M. P. **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2001. v. 4, 320p. (Série Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas, v.4).

FIGUEREIDO, L. G.; OLIVEIRA, T. S.; SOARES, I.; LACERDA, C. F. Redução dos teores de carbono orgânico, fósforo e potássio em colunas de um solo fertirrigado. **Revista Ciência Agronômica**, vol. 33, n. 2, 2002.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION – FAO. 2003. <Disponível em: <www.fao.org>. Acesso em: 30 ago. 2007.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION – FAO. 2007. <Disponível em: <www.fao.org>. Acesso em: 30 ago. 2007

FUKUDA, C.; OTSUBO, A. A. Cultivo da mandioca na região centro sul do Brasil: colheita e pós-colheita. In: EMBRAPA Mandioca e Fruticultura, 2003. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Mandioca/mandioca_centrosul/colheita.htm>. Acesso em: 18.01.08.

GUERREIRO, L. **Agricultura**. 2005. Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas – RT.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, edição especial – Maio 2001.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; ACCIOLY, A. M. A. alterações químicas em argissolo tratado com lodo de esgoto. **CAATINGA**, Mossoró, v.18, n.3, p.185-194, jul./set. 2005.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, W, A. BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.11, n.5, p.459–465, 2007.

HEN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. 2005. 157p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC, 2005.

HENZE, M. E HARREMÕES, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors – a literature review, 1983. **Water Science and Technology**., 15, 1-101.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Levantamento sistemático da produção agrícola**. 2006. Disponível Em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default.shtm>>. Acesso em: 30 ago. 2007.

KIEHL, E. D. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres. 1985. 492p.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos

em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **R. Bras. Ci. Solo**, 27:821-832, 2003.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 9, n 4, out/dez, 280-284, 2004. (Nota técnica).

LETTINGA, G. Anaerobic treatments of very low strength and cold industrial and domestic wastewater. In: VIÑHAS, M.; SOUBES, M.; BORZACCONI, L. ; MUXI, L. (eds). TALLER Y SEMINÁRIO LANTINO AMERICANO – TRATAMIENTO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUALES, 3, 1994, **Anales...** Montevideo, Uruguay, 1994. p. 155-168.

LIMA, J.W.C. **Análise ambiental: processo produtivo de polvilho em indústrias do Extremo Sul de Santa Catarina.** 2001. 131p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis - SC. 2001.

LEONEL, M.; CEREDA, M. P. Viabilidade de uso da manipueira como substrato de processo biológico. I: Caracterização do substrato armazenado a temperatura ambiente. **Revista Brasileira de Mandioca** (Cruz das Almas-BA), v. 15, n.1/2, p. 7-14, Nov. 1996.

LOBO, T. F.; HELIO, GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. **R. C. Suelo Nutr. Veg.** 7 (3) 2007 (16-25).

Lo MONACO, P. A. **Fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos.** 2005. 96f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa – MG. 2005.

LORENZI, J.O. **Mandioca.** Campinas, CATI, 2003. 116p. (Boletim Técnico).

LUCAS JUNIOR, J. & SILVA, F. M. Aproveitamento de resíduos agrícolas para a geração de energia. Simpósio – Energia Automação e Instrumentação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27, 1998, Poços de Caldas, **Anais...** Lavras: SBEA/UFLA, 1998. P. 63-67.

LUCAS JUNIOR, L.; SANTOS, T. M. B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para a produção de biogás. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, 2000. **Anais...** Concórdia – SC. 2000.

MAGALHÃES, A.P.T. **Biogás: um projeto de saneamento urbano.** São Paulo: Nobel, 1986. 120p.

MARTINS J. C.; GONÇALVES M. C.; GONÇALVES, A. R.; PIRES, F. P.; OLIVEIRA, A. V.; RODRIGUES, C.P. Qualidade da água de rega e riscos de salinização e de alcalização de solos do Alentejo. **Revista de Ciências Agrárias**, vol. XXIV, nº 3 e 4: 324-336, 2001.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANACIAIS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3, 2003. **Anais...** Viçosa – MG. 2003.

MATOS, A. T. **Práticas de qualidade do meio físico ambiental**. Caderno Didático n^o 34, Viçosa - MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, 2004. 62 p.

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Caderno Didático n^o 37, Viçosa - MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, 2006. 120 p.

MELO, R. F.; FERREIRA, P. F.; RUIZ, H. A.; MATOS, A. T.; OLIVEIRA, L. B. Alterações físicas e químicas em três solos tratados com água residuária de mandioca. **Irriga**, Botucatu, v. 10, n. 4, p. 383-392, novembro-dezembro, 2005.

MELO, K. L. G. V. **Mandioca e derivados, proposta de preço mínimo, safra 2006/2007**. CONAB, 2006. 294p.

MIGUEL, J. O.; CASEIRO, J. L. **Estudo do potencial de aplicação dos principais fluxos de resíduos orgânicos na região do Lis**. 2003. Disponível em:

<http://www.apda.pt/apda_resources/APDA.Biblioteca/eneg%5C2003%5Ccomunica%5CA7%5CB5es%5Ccomunica%5CA7%5CB5es%5Ctema%2007%5Cmiguel,%20jo%5CA3o.pdf>. Acesso em: 28 mar. 2008.

MIRANDA, R. J. A.; MELO, H. N. S.; ANDRADE NETO, C. O.; LUCAS FILHO, M. Evolução da salinidade em solo irrigado com esgoto sanitário tratado. In: 21^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. **Anais...** 2001.

MIRANDA, C. R.; SALVI, R. R.; SEGANFREDO, M. A.; GUIDONI, A. L. Riscos ambientais do uso de dejetos animais como fertilizante: avaliação no âmbito de uma microbacia hidrográfica. s.d. Disponível em: <http://www.cnpat.embrapa.br/sbsp/anais/Trab_Format_PDF/206.pdf>. Acesso em: 19. 02.08.

MORAES, L. M. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de dejetos oriundos de atividades zootécnicas**. 2000. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola – Área de Concentração: Água e Solo), Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 2000.

MORAES, L. M. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgotos provenientes de reatores anaeróbios seqüenciais**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola – Área de concentração de Água e Solo), Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 2005.

MOURA, P. M.; STAMFORD, N. P.; DUENHAS, L. H.; SANTOS, C. E. R. S.; NUNES, G. H. S. Eficiência de biofertilizantes de rochas com *Acidithiobacillus*

em melão, no Vale do São Francisco. **Rev. Bras. Ciênc. Agrár.** Recife, v.2, n.1, p.1-7, 2007.

NAMIUCHI, N. N. **Biodigestão anaeróbia e características da cama de frangos obtida sob diferentes quantidades iniciais de casca de arroz e três tipos de cobertura de galpões em Dourados.** 2002. 112 p. Tese (Doutorado em Agronomia – Área de concentração Energia na Agricultura), Universidade Estadual paulista – UNESP, Botucatu-SP, 2002.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão, a alternativa energética.** São Paulo: Nobel, 1992. 93p.

NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FERREIRA, C. S.; FONSECA, I. M. Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n.1, 1º Semestre 2006.

OLIVEIRA, S. S. **Metabolismo da linamarina em reator de digestão anaeróbio com separação de fases.** 2003. 79p. Tese (Doutorado em Agronomia – Área de concentração Energia na Agricultura), Universidade Estadual Paulista -UNESP, Botucatu-SP. 2003.

OTSUBO, A. A.; PEZARICO, C.R.A cultura da mandioca em Mato Grosso do Sul. In: OTSUBO et al., **Aspectos do cultivo da mandioca em Mato Grosso do Sul.** Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Campo Grande: UNIDERP, 2002.

PANTAROTO, S.; CEREDA, M. P. Adaptação microbiana e capacidade de redução do conteúdo cianogênico de manipueira, utilizando-a como fonte de energia. **Energia na Agricultura** (Botucatu), v. 18, n. 1, p-13-21, 2003.

PARIZOTTO, A. A. Desempenho de lagoas de sedimentação na remoção de cargas, nutrientes e coliformes totais em despejos industriais de fecularias. 1999. 124p. Dissertação (Mestrado – Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Cascavel. 1999.

PAZINATO, B. C. ; ALMEIDA, R. A. C. ; PRADO, M. F. C. **Mandioca: Processo artesanal e preparações culinárias.** Campinas, CATI, 2003. 111p. (Instrução Prática, 271).

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis.** 2007. 141p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos-SP, 2007.

PRADO, M. P.; PAWLOWSKY, U. Alternativas para o tratamento de resíduos líquidos em fecularias. **Brasil Alimentos**, n. 22, Outubro/Novembro de 2003.

PORT, O.; GUIDOLLIN, E.; GIACOMINII, S. J. ; VENDRUSCOLO, O. E. R.; CHIAPINOTTO, I. C.; NICOLOSO, R. S.; FRIES, M. R. Transformações do

nitrogênio no solo com o uso de esterco líquido de suínos no milho em sistema plantio direto. In: Fertibio 2000, Santa Maria. **Anais...** 2000.

RELATÓRIO AMBIENTAL DE GERAÇÃO DE ENERGIA – RAGE, **Planta de minimização de gases efeito estufa e aproveitamento energético do biogás gerado no lixão de Marambaia e no aterro sanitário de Adrianópolis – Nova Iguaçu – RJ, Brasil.** Volume 2, abril, 2003.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação.** Editora Agronômica Ceres – p 343. São Paulo – 1991.

RIBAS, M. M. F. **Comparação da estabilização da manipueira com calcário e hidróxido de sódio na fase acidogênica da biodigestão anaeróbia e uso do biofertilizante.** 2003. 84p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Área de concentração em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu-SP. 2003.

ROEL, A. R.; LEONEL, L. A. K. ; FAVARO, S. P.; ZATARIM, M.; MOMESSO, C. M. V.; SOARES, M. V. Avaliação de fertilizantes orgânicos na produção de alface em Campo Grande, MS. **Scientia Agraria**, v.8, n.3, p.325-329, 2007 (Nota Científica).

RUIVO, M. L. P.; AMARAL, I. G.; FARO, M. P. S.; RIBEIRO, E. L. C.; GUEDES, A. L. S.; SANTOS, M. M. L. S. Caracterização Química da Manta Orgânica e da Matéria Orgânica Leve em Diferentes Tipos de Solo em uma Topossequência na Ilha de Algodoal/Maiandeuá, PA. **Ciências Naturais**, Belém, v. 1, n. 1, p. 227-234, jan-abr. 2005.

STEIL, L.; LUCAS JUNIOR, J.; OLIVEIRA, R. A. Avaliação do uso de inóculos na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.22, n.2, p.146-159, mai. 2002.

SANTOS, J. F.; LEMOS, J. N. R.; NÓBREGA, J. Q.; GRANGEIRO, J. I. T.; BRITO, L. M. P.; OLIVEIRA, M. E. C. produtividade de feijão caupi utilizando biofertilizante e uréia. **Tecnol. & Ciên. Agropec.**, João Pessoa, v.1, n.1, p.25-29, set. 2007.

SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO DO PARANÁ – SEAB, 2005. **Mandioca.** Disponível em: <http://www.seab.pr.gov.br/arquivos/File/deral/mandioca2005_2006.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2007.

SILVA, M. J.; ROEL, A. R. Cultivo da Mandioca. In: Silva, et al., **Apontamentos dos Cursos: Cultivo de mandioca e derivados; Engorda de frango caipira.** Campo Grande-MS, 2001. 100p.

SILVA, A. A.; XAVIER, C. A. N.; MORALES, M. M.; LUCAS JUNIOR, J. Produtividade de matéria seca e matéria verde da *Brachiaria brizantha* CV. Marandu após aplicação de biofertilizante bovino obtido por biodigestão anaeróbia com e sem uso de caldo de cana como aditivo. In: 19 RAIB- Reunião anual do Instituto Biológico, 2006, São Paulo. **Anais...** 2006.

SILVA, E. B.; COSTA, H. A. O. FARNEZI, M. M. M. Acidez potencial estimada pelo método do pH SMP em solos da região do Vale do Jequitinhonha no estado de Minas Gerais. **R. Bras. Ci. Solo**, 30:751-757, 2006 (Nota).

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, (44), p. 88-94, 1984.

SOUZA, C. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: obtenção de dados e aplicação no desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação da produção de biogás**. 2001. 140f. Tese (Doutorado em Zootecnia, Área de Produção Animal) - Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal-SP. 2003.

SOUZA, E. F.; STADUTO, J. A. R.; ROCHA JR, W. F.; RINALDI, R. N. A. Cultura da mandioca na Região Oeste do Paraná: Um estudo da coordenação da cadeia sob a ótica da teoria dos contratos. In: IV Internacional Conference on Agri-food chain/Networks Economics and Management, 2003, Ribeirão Preto - SP. **Anais...** Ribeirão Preto : USP, 2003. v. 4.

SPEECE, R. E. Toxicity response. In: SPEECE, R. E. (Ed.) **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Vanderbilt University, Archae Press, USA, 1996. p. 245-286.

TEIXEIRA, K. R. G.; GONÇALVES FILHO, L. A. R.; CARVALHO, E. M. S.; ARAÚJO, A. S. F.; SANTOS, V. B. Efeito da adição de lodo de curtume na fertilidade do solo, nodulação e rendimento de matéria seca do caupi. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 30, n. 6, p. 1071-1076, nov./dez., 2006.

TENTSCHER, W. A. K. Biogas technology as a component of food processing systems. **Food Technology**, jan, p. 80-85, 1995.

UBALUA, A. O. Cassava wastes: treatment options and value addition alternatives. **African Journal of Biotechnology**. Vol. 6 (18), pp. 2065-2073, 19 September 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: UFPB, 1994. 232p.

VERAS, M. S.; SILVA, A. C. Controle biológico como alternativa para a agricultura familiar no Maranhão: efeito supressor de fitopatógeno. **Rev. Bras. Agroecologia**, v.2, n.1, fev. 2007.

VIEIRA, E. O. **Índice de lixiviação e modelagem do transporte de pesticidas no solo**. Viçosa MG: UFV, 2003. 184 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

VILLELA, JR, L. V. E.; ARAÚJO, J. A. C.; BARBOSA, J. C.; PEREZ, L. R. B. Substrato e solução nutritiva desenvolvidos a partir de efluente de biodigestor

para cultivo do meloeiro. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.11, n.2, p.152-158, 2007.

VILPOUX, O. F. Produção e uso de amido. In: CEREDA, M.P. (Org.). **Propriedades gerais do amido**. São Paulo: Fundação Cargill, 2002. (Série Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas, v.1).

WOSIACKI, G.; CEREDA, M. P. Valorização dos resíduos do processamento da mandioca. **Ciências Exatas e da Terra, C. Agrárias e Engenharias**, 8 (1): 27-43, 2002.