

IV SIGERA

Anais do IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais

**5 a 7 de maio de 2015
Rio de Janeiro, RJ**

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Suínos e Aves
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

*Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções
Agropecuária e Agroindustrial - Sbera*

Anais do IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais

*Embrapa
Brasília, DF
2015*

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Suínos e Aves

BR 153, Km 110
Caixa Postal 21
CEP 89.700-000 Concórdia, SC
Fone: (49) 3441 0400
Fax: (49) 3441 0497
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial - Sbera

CEP 89.700-000
Concórdia, SC
contato.sbera@gmail.com
www.sbera.org.br

Unidade responsável pela edição

Embrapa Suínos e Aves

Unidade responsável pelo conteúdo

Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial - Sbera

Comitê de Publicações

Presidente: *Marcelo Miele*
Secretária: *Tânia M.B. Celant*
Membros: *Airton Kunz*
Monalisa Leal Pereira
Helenice Mazzuco
Nelson Morés
Rejane Schaefer
Suplentes: *Mônica C. Ledur*
Rodrigo S. Nicoloso

Coordenação editorial: *Tânia M. B. Celant*
Editoração eletrônica: *Vivian Fracasso*
Normalização bibliográfica: *Claúdia A. Arrieche*

Nota

Os artigos publicados são de inteira responsabilidade de seus autores. As opiniões neles contidas não representam, necessariamente, a visão da Embrapa Suínos e Aves. A revisão ortográfica e gramatical dos artigos é de inteira responsabilidade dos respectivos autores.

1ª edição

Versão eletrônica (2015)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Suínos e Aves

Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais (4. : 2015 : Rio de Janeiro, RJ).

Anais do IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, Rio de Janeiro, 05 a 07 de maio de 2015. – Brasília, DF : Embrapa, 2015.
PDF.

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader.
ISBN 978-85-7035-434-1

1. Energia. 2. Fertilizante. 3. Impacto ambiental. 4. Resíduos. 5. Tratamento. I. Título

CDD 628.7 (21. ed.)

Comissão Organizadora

Presidente

Julio Cesar P. Palhares
Embrapa Pecuária Sudeste

Diretor Científico

Airton Kunz
Embrapa Suínos e Aves

Diretor Científico de Área (Agricultura)

Caio Inácio de Teves
Embrapa Solos

Diretor Científico de Área (Agroindustrial)

Valéria Reginatto Spiller
Universidade de São Paulo

Diretor Científico de Área (Pecuária)

Airon Aires

Secretária

Marina Celant De Prá

Diretor Comercial

Ricardo L. R. Steinmetz
Embrapa Suínos e Aves

Tesoureiro

Marco Ramme

Comissão Editorial

Darci Dambrós Junior

Julio Cesar Pascale Palhares

Marina Celant De Prá

Vivian Fracasso

Comissão Científica

NOME	INSTITUIÇÃO	PAÍS
Alessandra P. Bento	UFSC	Brasil
Alexandre Mathiensen	Embrapa	Brasil
Airon Aires		Brasil
Airton Kunz	Embrapa	Brasil
Ariel A. Szogi	ARS/USDA	Estados Unidos
Bruno Alves	Embrapa Agrobiologia	Brasil
Caio de Teves Inacio	Embrapa	Brasil
Cláudia Cordovil	Instituto Superior de Agronomia	Portugal
Cristiane de Almeida Neves Xavier	Universidade de Aarhus	Dinamarca
Daniel Vidal Perez	Embrapa	Brasil
David Vilas Boas De Campos		
Edna Regina Amante		
Etelvino Henrique Novotny	Embrapa	Brasil
Ellen Hatsumi Fukayama	Bitá Tecnologia Animal	Brasil
Fabiano De C. Balieiro		
Guilherme K. Donagemma		
Hugo Soares	UFSC	Brasil
Luis Ferreira	Instituto Superior de Agronomia	Portugal
Mari Cruz Garcia	Itacyl	Espanha
Julio Cesar P. Palhares	Embrapa	Brasil
Márcio Luis Busi da Silva	Embrapa	Brasil
Marcelo Bortoli	UTFPR	Brasil
Marcelo Otenio	Embrapa	Brasil
Marcelo Zayat	USP	Brasil
Marco Orrico Junior	Federal da Grande Dourados	Brasil
Marcos Rechi Siqueira	USP	Brasil
Martha M. Higarashi	Embrapa	Brasil
Matias Vanotti	ARS/USDA	Estados Unidos
Nelson Moura	UFRRJ	Brasil
Pablo H. Sezerino	UFSC	Brasil
Paulo C. Teixeira		
Ricardo Steinmetz	Embrapa	Brasil
Rodrigo da Silveira Nicoloso	Embrapa	Brasil
Sandra I. Maintinger	UNESP	Brasil
Tânia M. Baptista Santos	Estadual do Mato Grosso do Sul	Brasil
Valeria Reginatto Spiller	USP	Brasil
Vinicius Benites	Embrapa	Brasil
Thais M. F. S. Vieira	Esalq	Brasil
Walder Antonio G.A. Nunes	Embrapa	Brasil

Apresentação

O Brasil é um dos maiores produtores agropecuários e agroindustriais do mundo e tem nessas atividades um de seus pilares de desenvolvimento. Essa condição traz benefícios sociais e econômicos, mas também desafios ambientais para que esse desenvolvimento ocorra considerando a sustentabilidade das cadeias produtivas. Portanto, os resíduos devem ser gerenciados com base no conhecimento, garantindo decisões fundamentadas e válidas a longo prazo. A fim de contribuir para a almejada sustentabilidade agropecuária e agroindustrial a Sbera tem o prazer de realizar o IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – IV Sigera.

O IV Sigera proporcionará a interrelação desses dois elos com a temática ambiental, contribuindo para perpetuação do país como grande produtor de alimentos e para que os setores agropecuário e agroindustrial possam contribuir para os desafios planetários (erradicação da fome, aumento da população, urbanização da sociedade e escassez de recursos naturais), ofertando produtos com valor ambiental.

Durante o evento serão tratados os temas científicos mais relevantes quanto ao gerenciamento dos resíduos agrícolas, pecuários e agroindustriais. Dessa forma, a partir da apresentação de palestras e trabalhos científicos, os participantes poderão obter conhecimentos e trocar informações os quais propiciarão o avanço da ciência e o auxílio às sociedades na tomada de decisão.

Com a realização desse evento a Sbera renova seu caráter pioneiro e sua visão sistêmica, pois traz para discussão a temática ambiental das produções agropecuárias e agroindustriais, contribuindo para segurança ambiental dessas atividades e para o bem-estar das sociedades.

Objetivos do Sigera

- Discutir os temas ambientais de maior relevância para sustentabilidade das produções agropecuária e agroindustrial;
- Proporcionar e incentivar a apresentação de pesquisas e discussões científicas;
- Fomentar o estabelecimento de parcerias entre os participantes;
- Internalizar a temática do gerenciamento dos resíduos nas cadeias produtivas;
- Sensibilizar a sociedade para a importância do tema.

Sumário

PALESTRA

Estratégias de uso agrícola e tratamento dos dejetos de animais para mitigar o seu potencial poluidor

Aita, C.; Doneda, A.; Giacomini, D.A.; Miola, E.C.C.; Gonzatto, R.; Giacomini, S.J.; Pujol, S.B.

RESUMOS EXPANDIDOS

1 Sistema de tratamento de resíduos

- 1.1 Estabilidade térmica de patógenos entéricos em efluentes e lodos suinícolas
Fongaro, G.; Kunz, A.; Magri, M.E.; Shissi, C.D.; Zaguini, J.; Barardi, C.R.M.
- 1.2 Deammonification activity in different reactors configurations submitted to high recirculation rates
Chini, A.; Kunz, A.; Scussiato, L.A.; Dias, J.R.; Viancelli, A.; Vanotti, M.
- 1.3 Decline of phosphorus, copper, and zinc in anaerobic lagoon columns receiving pretreated influent
Szogi, A.A.; Vanotti, M.B.
- 1.4 Nitrogen loss (NH₃, N₂O) patterns in bench-scale composting
Inácio, C.T.; Urquiaga, S.; Chalk, P.M.; Alves, B.J.R.
- 1.5 Esterco bovino leiteiro e resíduos de frutas para a reprodução de minhocas (*Eisenia foetida*)
Gentilini, F.P.; Contreira, C.L.; Machado, I. da R.; Oliveira, T.M.; Peverada, D.D.; Fischer, D.L.O.
- 1.6 Caracterização de fosfato de cálcio recuperado quimicamente a partir de efluentes da suinocultura
Bedendo, G.C.; Kunz, A.; Suzin, L.; Bortoli, M.
- 1.7 Pathogen inactivation by hydrated lime addition in swine wastewater for reuse purposes
Viancelli, A.; Kunz, A.; Fongaro, G.; Kich, J.D.; Barardi, C.R.M.; Suzin, L.
- 1.8 Nitrogen removal by deammonification process using EGSB reactor
Scussiato, L.A.; Kunz, A.; Amaral, A.C.; Chini, A.; Prá, M.C.D.; Jacinto, I.C.
- 1.9 Recovery of ammonia from anaerobically digested manure using gas-permeable membranes
García, M.C.; Vanotti, M.B.; Szogi, A.A.
- 1.10 Kinetic models for nitrogen inhibition in anammox process on deammonification system
Prá, M.C. de; Kunz, A.; Bortoli, M.; Scussiato, L.A.; Soares, H.M.; Coldebella, A.; Vanotti, M.
- 1.11 Development of treatment modules for capturing ammonia emissions from poultry manures and recovering the nitrogen
Vanotti, M.B.; Sanchez Bascones, M.; Millner, P.; Szogi, A.A.; Hashem, F.
- 1.12 Composição celular de microalgas obtidas da fitorremediação de efluentes suinícolas
Michelon, W.; Da Silva, M.L.B.; Mezzari, M.P.; Bedendo, G.C.; Soares, H.M.
- 1.13 Assessment of bacterial and archaeal community structure in swine wastewater treatment processes
Da Silva, M.L.B.; Cantão, M.E.; Mezzari, M.P.; Ma, J.; Nossa, C.W.
- 1.14 Insights on putative pathogen reduction from swine wastewater treatment processes through 16S rDNA pyrosequencing analyses
Mezzari, M.P.; Da Silva, M.L.B.; Cantão, M.E.; Ma, J.; Nossa, C.W.

- 1.15 Eficiência da peneira de escova rotativa para remoção de sólidos e nutrientes dos dejetos líquidos de suínos
Dalla Costa, M.; Nicoloso, R.S.; Feddern, V.
- 1.16 Redução da DQO na codigestão anaeróbia de dejetos de suínos e aves com manipueira
Andrade, W.R.; Xavier, C.A.N.; Santos, T.M.B.; Gomes, F.O.C.; Cappi, N.; Trevizan, P.S.F.
- 1.17 Implantação de sistema alternativo para tratamento de esgoto doméstico associado a dejetos suínos em propriedades rurais
Santos, J.R.; Rubio, F.; Mezalira, V.P.; Curcel, M.; Santos, F.T. dos; Lorin, H.A.F.
- 1.18 Efeitos dos parâmetros operacionais do tratamento por eletrofloculação de águas residuais da suinocultura
Mores, R.; Dallago, R.M.; Steffens, J.; Kunz, A.; Amaral, A.C.
- 1.19 Avaliação do acúmulo de ácidos voláteis em um reator anaeróbio compartimentado tratando vinhaça de cana-de-açúcar
Vuitik, G.A.; Conceição, V.M. da; Fuess, L.T.; Del Nery, V.; Pires, E.C.
- 1.20 Tratamento da torta de crumbe por vermicompostagem
Jara, P.T.C.; Rubio, F.; Oliveira, R.S.; Santos, F.T. dos
- 1.21 Cinética da adsorção de chumbo em casca de castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*) em solução aquosa
Lima-Model, A.N.; Fleck, L.; Vasconcelos, H.L.; Gomes, B.M.
- 1.22 Cinética da nitrificação de efluente de abatedouro bovino em reator em batelada sequencial
Lima-Model, A.N.; Gomes, B.M.; Gomes, S.D.
- 1.23 Cinética da remoção de matéria orgânica de água residuária de abatedouro de aves em reator compartimentado anaeróbio-aeróbio
Lopes, C.L.; Gomes, S.D.; Lima-Model, A.N.; Kreutz, C.; Passig, F.H.
- 1.24 Redução da carga poluidora do soro de leite por meio de tratamento químico
Araújo, M.B.; Alexandre, A.P.S.; Lima, C.C.
- 1.25 Avaliação do comportamento de reator UASB tratando efluentes de abatedouro avícola
Lima, C.A.; Rodrigues, L.S.; Silva, I.J.; Santos, R.P.; Dutra, J.C.F.; Ribeiro, M.C.
- 1.26 Diversidade genética de comunidades microbianas em sistema de reatores anaeróbios de dois estágios utilizado no tratamento de efluentes de abatedouro de frangos
Lima, C.A.; Rodrigues, L.S.; Silva, I.J.; Marriel, I.E.; Lana U.G.P.; Mattos, B.B
- 1.27 Avaliação da aeração em biorreatores heterotróficos microalgais para o tratamento de efluentes agroindustriais
Neves, C.; Santos, A.M. dos; Maroneze, M.M.; Santos, A.M. dos; Zepka, L.Q.; Queiroz, M.I.; Lopes, E.J.
- 1.28 Intensificação do processo de produção de bioprodutos microalgais a partir de resíduos agroindustriais
Neves, C.; Maroneze, M.M.; Francisco, E.C.; Ramirez, L.G.; Zepka, L.Q.; Jacob-Lopes, E.
- 1.29 Influência do congelamento da manipueira nas características físicas e químicas com adequação da metodologia do cianeto
Reis, S.D.; Amorim, C.C.M.; Damasceno, C.A.; Barbosa, P.; Montefuso, G.E.N.; Silva, R.D.
- 1.30 Determinação de AGV pelos métodos Kapp, DiLlalo e DiLlalo modificado em amostras de efluente de casas de farinha
Nunes, A.C.D.; Amorim, M.C.; Reis, S.D.; Torres, P.T.T.; Barbosa, P.S.; Souza, R.M.A.
- 1.31 Redução de coliformes totais e termotolerantes após a cobiodigestão anaeróbia de cama e dejetos de ovinos
Santos, F.T.; Cestonaro, T.; Costa, M.S.S.; Costa, L.A.M.; Rozatti, V.C.

- 1.32 Toxicidade de biofertilizante obtido pela codigestão anaeróbia de cama de frango com água residuária da suinocultura
Araújo, F.C.; Santos, F.T. dos; Costa, M.S.S. de M.; Costa, L.A.M. de; Rozatti, M.A.T.; Lorin, H.A.F.
- 1.33 Biodegradação de compostos poluentes por enzimas lignocelulolíticas produzidas por pleurotus, em vinhaça
Souza, G.; Monteiro, R.T.R.
- 1.34 Coagulation-flocculation preceded by anaerobic digestion to reduce the polluting potential of stillage
Rodrigues, I.J.; Fuess, L.T.; Garcia, M.L.
- 1.35 Influência da segregação de efluentes no desempenho do tratamento de águas residuárias de frigorífico
Rodrigues, L.S.; Lima, C.A.; Santos, R.P.; Spelta, A.C.F.; Silva, I.J.
- 1.36 Desempenho de reator anaeróbio compartimentado (ABR) seguido de reator UASB em “y” na remoção de matéria orgânica e sólidos em efluentes do processamento de frangos
Borges, T.M.R.; Rodrigues, L.S.; Lima, C.A.; Dutra, J.C.F.; Silva, I.J.
- 1.37 Reatores UASB em dois estágios tratando águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida
Bruno, M.; Oliveira, R.A. de
- 1.38 Emprego de filtro anaeróbio no pós-tratamento de reator UASB tratando efluentes de abatedouro frangos
Santos, R.P.; Rodrigues, L.S.; Lima, C.A.; Dutra, J.C.F.; Sousa, S.R.; Ribeiro, M.C. Silva, I.J.
- 1.39 Avaliação dos requerimentos de potência em biorreatores heterotróficos microalgais
Santos, A.M. dos; Maroneze, M.M.; Santos, A.M. dos; Zepka, L.Q.; Queiroz, M.I.; Lopes, E.J.
- 1.40 Eficiência do reator ABR seguido de filtro anaeróbio na remoção de nutrientes e organismos patogênicos em efluentes de processamento de pescado
Sousa, S.R.; Rodrigues, L.S.; Sampaio, R.R.; Dutra, J.F.C.; Santos, R.P.; Silva, I.J.
- 1.41 Avaliação do crescimento de *Burkholderia sacchari* (LFM 101) com os substratos sacarose e glicose em diferentes temperaturas
Valkírea M.Nascimento
- 1.42 Efeito da temperatura nos parâmetros cinéticos com *Burkholderia sacchari* LFM 101 e *Ralstonia eutropha* LFM 026
Nascimento, V.M.; Andrade, C.S.; Fonseca, G.G.

2 Uso de resíduos como fertilizante

- 2.1 Dinâmica bacteriana na biodigestão anaeróbica de dejetos bovinos no período outono/inverno
Fenandes, N. de A.T.; Lima, J.C.F.; Ribeiro, M.T.; Jaguaribe, L.L.; Fernandes, A.J.; Sozzi, J.R.; Souza, C.S.; Carneiro, J. da C.; Otenio, M.H.
- 2.2 Dinâmica bacteriana na biodigestão anaeróbica de dejetos suínos no período outono/inverno
Souza, C.S.; Otenio, M.H.; Lima, J.C.F.; Ribeiro, M.T.; Fenandes, N. de A.T.; Jaguaribe, L.L.; Fernandes, A.J.; Sozzi, J.R.; Carneiro, J. da C.
- 2.3 Impacto ambiental e econômico do aproveitamento de efluente leiteiro como fertilizante
Palhares, J.C.P.
- 2.4 Doses de cama de aves e dejetos de suínos para sistema de integração lavoura-pecuária
Raizer, D.; Hentz, P.; Correa, J.C.; Fontanelli, R.; Martini, R.
- 2.5 Influência da aplicação de vinhaça não diluída em água sobre o perfilhamento e a produtividade de trigo
Ximenes, F.B.; Campos, H.E.; Schmidt Filho, E.; Gasparotto, F.

- 2.6 Adubação orgânica com coprodutos no desenvolvimento de crambe
Mezalira, V.P.; Rubio, F.; Curcel, M.; Santos, J.R.; Santos, F.T. dos; Lorin, H.
- 2.7 Teste de toxicidade de compostagem de resíduos: crescimento de feijão guandu e milheto
Bitencourt, G.A.; Souza, G. de; Monteiro, R.T.R.
- 2.8 Cinza de biomassa florestal como condicionador de solo em um sistema de produção em base agroecológica
Fonseca, J.A.; Hanisch, A.L.
- 2.9 Fósforo disponível e redução de acidez ativa em dois solos de textura contrastante pela fertilização com cama de aviário
Melo, T.R.; Machado, W.; Barzan, R.R.; Feltran, C.T.M.; Tavares Filho, J.
- 2.10 Eficiência do fertilizante organomineral produzido a partir de resíduos agroindustriais na cultura da cana-de-açúcar
Rodrigues, V.W.B.; Souza, C.H.E.; Hwang, H.F.
- 2.11 Produtividade de soja e milho em resposta a fertilizantes mineral e organominerais sólido e fluido
Nunes, W.A.G.A.; Corrêa, J.C.
- 2.12 Dispersão de argila no solo após aplicação de diferentes resíduos
Machado, W.; Melo, T.R.; Tavares Filho, J.
- 2.13 Influência da aplicação de vinhaça sob a matéria orgânica e a população bacteriana do solo
Bento, A.S.; Ceciliano, E.S.; Ramari, T.I.; Ribeiro, R.M.; Gasparotto, F.
- 2.14 pH e CE na solução de substratos com aplicação de adubação orgânica e mineral sobre as inflorescências de gérberas envasadas
Santos, F.T. dos; Costa, M.S.S. de M.; Costa, L.A.M. de; Pereira, P.C.; Carneiro, L.J.
- 2.15 Neutralização de acidez ativa e trocável de latossolos vermelhos por aplicação de vinhaça
Melo, T.R.; Feltran, C.T.M.; Machado, W.; Barzan, R.R.; Tavares Filho, J.
- 2.16 Qualidade física do solo avaliada pela dispersão de argila em água causada pela aplicação de vinhaça
Melo, T.R.; Feltran, C.T.M.; Machado, W.; Barzan, R.R.; Tavares Filho, J.
- 2.17 Interação entre doses de vinhaça e características químicas do solo
Bento, A.S.; Ramari, T.O.I.; Schmidt, E.F.; Gasparotto, F.
- 2.18 Influência da aplicação de vinhaça em solo de mata sobre a população microbiana
Bento, A.S.; Ceciliano, D.S.; Ramari, T.I.; Ribeiro, R.M.; Gasparotto, F.
- 2.19 Utilização de resíduo agroindustrial de banana, água de coco e carvão ativado na multiplicação *in vitro* de *Lycaste sp.*
Machado, W.; Melo, T.R.; Coelho, G.T.C.P.; Guimarães, M.F.; Tavares Filho, J.

3 Impacto dos resíduos

- 3.1 Mitigação das emissões de carbono equivalente em suinocultura pelo processo de biodigestão anaeróbia dos resíduos
Veloso, A.V.; Campos, A.T.; Mattioli, M.C.; Marin, D.B.; Yanagi Júnior, T.; Silva, E.B.
- 3.2 Tratamento de águas residuárias de processamento de pescado em reator anaeróbio em forma de y seguido de filtro percolador
Dutra, J.C.F.; Rodrigues, L.S.; Silva, I.J.; Lima, C.A.; Rubin, S.; Santos, R.D.P.; Rodrigues, R.S.
- 3.3 Water footprint of conventional and organic dairy production systems
Palhares, J.C.P.; Pezzopane, J.R.M.
- 3.4 Redução da emissão de gases de efeito estufa na suinocultura utilizando-se reuso de efluentes
Bortoli, M.; Kunz, A.; Cunha, A. Jr.; De Prá, M.C.; Maroneze, M.M.; Soares, H.M.

- 3.5 Avaliação de arranjo tecnológico para tratamento dos dejetos líquidos de suínos por compostagem e produção de fertilizante orgânico
Martini, R.; Turmina, L.; Oliveira, P.A.V.
- 3.6 Alterações na biomassa microbiana e no pH do solo após aplicação de cinza de biomassa e cultivo de pastagens anuais
Hanisch, A.L.; Fonseca, J.A.
- 3.7 Chumbo em nitossolo vermelho fertilizado com dejetos líquidos de suínos, sob sistemas de manejo de fitomassa
Montibeller, J.A.; Amaral Sobrinho, N.M.; Pandolfo, C.; Veiga, M.
- 3.8 Influência de adubação mineral e orgânica sobre a atividade dos microrganismos em solo cultivado com cana-de-açúcar
Apolari, J.P.; Monteiro, R.T.R.; Meneghin, S.P.
- 3.9 Fertigation with sugarcane stillage: potential impacts on soil and water resources
Fuess, L.T.; Rodrigues, I.J.; Zaiat, M.; Garcia, M.L.
- 3.10 Fracionamento de carbono em nitossolo e cambissolo com aplicação de fertilizantes organominerais
Martini, R.; Rodio, C.L.; Mafra, A.L.; Correa, J.C.; Lopes, L.S.; Raizer, D.
- 3.11 Interação entre doses de vinhaça e os microrganismos do solo
Bento, A.S.; Ceciliano, D.S.; Ramari, T.I.; Ribeiro, R.M.; Gasparotto, F.
- 3.12 Impact of hematite nanoparticles on a community of ammonium-oxidizing bacteria
Perazzoli, S.; Spina, F.; Soares, H.M.

4 Uso de resíduos para produção de energia

- 4.1 Custo energético de construção de biodigestores para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura
Veloso, A.V.; Campos, A.T.; Mattioli, M.C.; Marin, D.B.; Yanagi Júnior, T.; Silva, E.B.
- 4.2 Análise energética de um sistema de produção de suínos com tratamento de resíduos em biodigestor e geração de energia elétrica a partir do biogás
Veloso, A.V.; Campos, A.T.; Mattioli, M.C.; Marin, D.B.; Yanagi Júnior, T.; Silva, E.B.
- 4.3 Biogás e reduções de coliformes durante biodigestão anaeróbia de cama de frangos alimentados com dietas distintas
Praes, M.F.F.M.; Schwingel, A.W.; Lucas Junior, J.; Orrico, A.C.A.; Orrico Junior, M.A.P.; Sunada, N.S.
- 4.4 Biogás e metano durante a co-digestão anaeróbia de dejetos de suínos, óleo de descarte e microrganismos liofilizados
Sunada, N.S.; Schwingel, A.W.; Lucas Junior, J.; Orrico, A.C.A.; Orrico Junior, M.A.P.; Praes, M.F.F.M.
- 4.5 Anaerobic digestion of swine manure: stratified production units and its biogas potential
Amaral, A.C.; Kunz, A.; Steinmetz, R.L.R.; Scussiato, L.A.; Tapparo, D.
- 4.6 Estimativa do potencial de produção de biogás a partir da biomassa de suinocultura com culturas energéticas
Fernandes, D.M.; Kitamura, D.S.; Mito, J.Y.L.; Rubio, F.; Oliveira, P.S.R.; Botton, J.P.
- 4.7 Produção e aproveitamento de biogás em uma granja de suínos na região oeste do Paraná
Fernandes, D.M.; Kitamura, D.S.; Silva, F.P.; Feiden, A.; Souza, S.N.M.; Costanzi, R.N.
- 4.8 Variáveis físicas e químicas na biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos
Souza, C.S.; Fernandes, N. de A.T.; Lima, J.C.F.; Ribeiro, M.T.; Jaguaribe, L.L.; Fernandes, A.J.; Sozzi, J.R.; Carneiro, J. da C.; Otenio, M.H.
- 4.9 Estimativa do potencial de produção de biogás no Brasil a partir de dejetos suínos
Silva, J.L.G.; Silva, A.C.C.; Mito, J.Y.L.; Vendrame, M.G.; Nascimento, K.R.; Mendes, I.S.

- 4.10 Análise de aspectos ambientais, energéticos e sociais de uma proposta de aproveitamento energético de efluentes de bovinocultura leiteira
Mariani, L.; Cavaliero, C.K.N.; Bley Jr., C.J.; Levy, N.M.; Lucio, L.T.; Mito, J.Y.L.
- 4.11 Avaliação do potencial de geração de energia a partir dos dejetos avícolas na região do Corede-Serra, RS - Brasil
Zanoni, N.; Peresin, D.; Cornelli, R.; Carra, S.H.Z.; Schneider, V.E.
- 4.12 Produção e aclimação de inóculo para ensaio PME
De Bona, E. de A.M.; Steinmetz, R.L.R.; Milani, L. de M.; Somer, J.G.; Menegol, T.; Trindade, E.M.; Kunz, A.
- 4.13 Codigestão da torta de crambe
Curcel, M.; Mezalira, V.P.; Santos, J.R.G.; Rubio, F.; Lorin, H.; Santos, F.T. dos
- 4.14 Estudo da viabilidade do uso do biogás gerado dos efluentes de uma indústria de refrigerante
Barbosa, A.T.R.; Salazar, A.R.G.; Braga, M.A.C.
- 4.15 Vinhaça: resíduos das usinas de álcool, uma alternativa energética para um estado do Centro-Oeste
Da Silva, D.A.; Lucena, G.A.R.; Barbosa, A. T. R.; Braga, M.A.C.
- 4.16 Isolamento de microrganismo produtor de hidrogênio a partir de lodo de sistema de tratamento de vinhaça
Fonseca, B.C.; Reginatto, V.
- 4.17 Produção de bioetanol de pseudocaule de bananeira por diferentes espécies de microrganismos
Just, L.P.; Liebl, G.F.; Montagnoli, M.S.; Marangoni, C.; Sellin, N.; Souza, O.
- 4.18 Concentração de açúcares do caldo hidrolisado de resíduos da bananicultura usando evaporadores múltiplo efeito para produção de etanol
Prado, C.A.; Just, L.P.; Souza, O.; Sellin, N.; Marangoni, C.
- 4.19 Propriedades visco-elásticas de biomassa folhas de bananeira visando processo de briquetagem
Pra, F.B.; Sapelini, C.; Just, L.P.; Marangoni, C.; Souza, O.; Sellin, N.
- 4.20 Inibição da produção biológica de hidrogênio por derivados de hidrólise de resíduos lignocelulósicos
Siqueira, M.R.; Reginatto, V.
- 4.21 Energy harvesting from agroindustrial waste by microbial fuel cell
Marassi, R.J.; Silva, G.C.
- 4.22 Estudo da fisiologia de três linhagens de microalgas das espécies *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus spinosus* e *Scenedesmus acuminatus*
Nascimento, V.M.; Nascimento, K.M.; Fonseca, G.G.
- 4.23 Geração de energia em célula microbiana à combustível utilizando lodo anaeróbio de estação de tratamento de esgoto
Passos, V.F.; De Andrade, A.R.; Reginatto, V.
- 4.24 Geração de ácidos orgânicos e álcoois por bactérias fermentativas geradoras de H₂ a partir de sacarose
Souza, D.; Oliveira, J. E. de; Sequinel, R.; Maintinguer, S. I.
- 4.25 Utilização de ácidos orgânicos por consórcios fotoheterotróficos geradores de H₂
Jara, A. R.; Pachiega, R.; Oliveira, J. E. de; Maintinguer, S. I.
- 4.26 Aplicação de águas residuárias cítricas na produção bioenergética de H₂
Pachiega, R.; Oliveira, J. E. de; Maintinguer, S. I.

4.27 Estudo do uso do biogás obtido dos subprodutos dos suínos
Barbosa, A.T.R.; Braga, M.A.C.

4.28 Composição média do biogás de diferentes tipos de biomassa
Lins, L.P.; Mito, J.Y.L.; Fernandes, D.M.

5 Sistema de gestão de resíduos

5.1 Co-digestão anaeróbia de dejetos de suínos, óleo descartado e microrganismos lipolíticos: reduções de sólidos e coliformes
Sunada, N.S.; Schwingel, A.W.; Lucas Junior, J.; Orrico, A.C.A.; Orrico Junior, M.A.P.; Manarelli, D.M.

5.2 Resíduos dos produtos de uso veterinário em propriedades rurais: diagnóstico do descarte
Gonçalves, A.M.M.; Bastos, P.A.S.; Souza, V.A.F.; Pituco, E.M.; Stachissini, A.V.M.; Vaz, J.A.M.C.

5.3 Sustentabilidade em pequenas propriedades produtoras de suínos: unidade piloto
Souza, G.E.; Belli Filho, P.; Gosmann, H.A.; Casarin, M.A.; Mohedano, R.A.; Couto, R.R.; Muller Jr., V.

5.4 Método para avaliação da eficiência econômica da utilização de nutrientes por suínos
Afonso, E.R.; Gameiro, A.H.; Palhares, J.C.P.; LIMA, G.J.M.M.

5.5 Global warming potential of three swine manure management systems used in Brazil
Sardá, L.G.; Grave, R.A.; Falkosky, C.; Ribeiro, S.M.S.; Nicoloso, R.S.; Higarashi, M.M.

5.6 Bacterial community composition in manure from swine fed rations with various protein and carbohydrate sources
Santos, T.M.B.; Pepple, L.M.; Li, D.; Andersen, D.; Gates, R.S.; Kent, A.

5.7 Creation of fertile soil horizons (anthrosols) in the pre colombian times by using organic wastes
Teixeira, W.G

5.8 Identificação do potencial de uso e características poluentes do resíduo da produção de bioetanol de batata doce
Siqueira, F.L.T.; Siqueira, G.B.; Bandeira, C.; Rodrigues, W.B.; Neiva, I.

5.9 Diagnóstico da geração de resíduos em um frigorífico de pescado
Duarte, B.A.F.; Rodrigues, L.S.; Dutra, J.C.F.; Silva, I.J.; Sousa, S.R.; Sampaio, R.R.

5.10 Obtenção de óleos unicelulares a partir de resíduos agroindustriais
Bizello, R.S.; Vieira, K.R.; Francisco, E.C.; Zepka, L.Q.; Jacob-Lopes, E.

5.11 Avaliação de parâmetros da estação de tratamento de efluentes de um abatedouro de bovinos
Landi Neto, M.; Gonçalves, M.S.; Halmeman, M.C.R.; Passig, F.H.; Gomes, S.D.; Castro, T.M.

Palestra

ESTRATÉGIAS DE USO AGRÍCOLA E TRATAMENTO DOS DEJETOS DE ANIMAIS PARA MITIGAR O SEU POTENCIAL POLUIDOR

Celso Aita, Alexandre Doneda, Diego Antônio Giacomini, Ezequiel Cezar Carvalho Miola, Rogério Gonzatto, Sandro José Giacomini, Stefen Barbosa Pujol

Introdução

O elevado nível tecnológico da bovinocultura de leite e, principalmente, da suinocultura, aliado aos avanços na área de nutrição animal, tem garantido aumentos expressivos na produção de carne e leite por estas duas atividades no Brasil. Todavia, o predomínio do sistema de confinamento parcial ou total dos animais resulta na geração de volumes elevados de dejetos. Uma característica importante destes dejetos é o seu baixo teor de matéria seca, uma vez que, além das fezes e urina, eles contêm sobras de ração e de água dos bebedouros, água de lavagem das instalações e, muitas vezes, água das chuvas, principalmente nos locais em que os dejetos são armazenados sem a existência de cobertura. Apesar dessa diluição, o que encarece o transporte a longas distâncias, o uso dos dejetos produzidos na suinocultura e bovinocultura de leite como fertilizante agrícola, constitui o principal destino dado atualmente aos mesmos em nível mundial. Isso porque os dejetos constituem fontes importantes de macro e micronutrientes à produção vegetal.

Outro aspecto importante a destacar é que, nas duas últimas décadas, os dejetos líquidos produzidos na suinocultura e na bovinocultura de leite da região Sul do Brasil são aplicados, principalmente, na superfície do solo, em lavouras conduzidas no sistema de plantio direto (SPD). A aplicação de doses elevadas de dejetos, nessa modalidade de uso, pode resultar na perda de nutrientes por escoamento superficial, o que reduz o potencial fertilizante dos dejetos às plantas, além da poluição da água e do ar, através de outras vias. A volatilização de amônia (NH_3) e a emissão de gases de efeito estufa (GEE), principalmente de óxido nitroso (N_2O), cujo potencial de aquecimento global é cerca de 300 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2006), merecem destaque. A injeção dos dejetos líquidos no solo, em SPD, começou a ser avaliada recentemente no Brasil (Aita et al., 2014) e, apesar dos resultados promissores, os estudos nessa área precisam ser intensificados. Diante desse cenário, a busca por estratégias de uso agrícola que visem preservar o potencial fertilizante dos dejetos líquidos de animais e, ao mesmo tempo, reduzir o seu potencial poluidor do ambiente, constitui um dos principais desafios da pesquisa. Isso é fundamental para que a suinocultura e a bovinocultura de leite possam se expandir no Brasil de modo competitivo e sustentável.

Uma alternativa que vem sendo difundida nos últimos anos no Sul do Brasil para mitigar os problemas ambientais relacionados ao manejo dos dejetos líquidos de animais consiste no tratamento dos dejetos através do processo de compostagem automatizada. Contrariamente ao processo tradicional de compostagem, onde é realizada apenas uma aplicação inicial de dejetos sobre o substrato, na compostagem automatizada as aplicações de dejetos são frequentes (uma a duas vezes por semana) e são realizadas através de um equipamento que, a cada aplicação, realiza simultaneamente o revolvimento das leiras de compostagem. É preciso conhecer melhor o impacto desse processo de compostagem sobre as emissões gasosas de NH_3 e de GEE para a atmosfera, bem como buscar estratégias para mitigá-las.

A seguir serão discutidos alguns aspectos relativos ao uso agrícola dos dejetos líquidos de animais e a sua compostagem, com foco principal no potencial poluidor do ambiente, decorrente desses dois destinos que poderão ser dados aos dejetos, bem como nas medidas para a sua mitigação.

Uso agrícola dos dejetos de animais

A presença de macro e micronutrientes nos dejetos de animais, o custo elevado dos fertilizantes sintéticos e a pressão exercida pela sociedade em geral e pelos órgãos de controle e fiscalização ambiental têm contribuído ao aumento no uso agrícola dos dejetos para a fertilização, tanto para a produção de forragem (Rees et al., 1993) como para a produção de grãos, principalmente de cereais como o milho (Cassol et al., 2013; Schirmann et al., 2013) e o trigo (Meade et al., 2011; Nikiema et al., 2013).

Na sua maioria, os resultados de pesquisa, tanto no Brasil (Giacomini et al., 2009; Cassol et al., 2013), como em outros países (Daudén & Quílez, 2004; Berenguer et al., 2008) indicam que os dejetos de animais, com destaque para os dejetos líquidos oriundos da suinocultura e da bovinocultura de leite, apresentam elevado potencial fertilizante, podendo substituir parcial ou totalmente a adubação mineral das culturas. Todavia, dependendo da situação, o uso agrícola dos dejetos de animais também pode impactar negativamente a qualidade do ambiente.

Na região Sul do Brasil, onde a suinocultura e a bovinocultura de leite estão concentradas em pequenas propriedades e desempenham um papel de grande relevância social e econômica, pois estão entre as principais regiões produtoras no País (IBGE, 2010), a maioria das lavouras são conduzidas atualmente em sistema de plantio direto (SPD), determinando que a aplicação dos dejetos seja realizada sobre os resíduos culturais presentes na superfície do solo. Com isso, podem ocorrer perdas importantes de carbono e de nutrientes, juntamente com a água das chuvas que escoam na superfície do solo, sendo que tais perdas são diretamente proporcionais à intensidade das chuvas e ao período de tempo decorrido entre a aplicação dos dejetos e a ocorrência destas (Allen & Malarino, 2008). Além de reduzir o potencial fertilizante dos dejetos, os nutrientes contidos na água de escoamento superficial, principalmente o nitrogênio (N) e o fósforo (P), também podem provocar a eutrofização dos mananciais de superfície, onde o desenvolvimento excessivo de algas poderá resultar no desequilíbrio do ecossistema, com o comprometimento de diversas formas de vida (Feder & Findeling, 2007).

Outra perda importante que poderá ocorrer nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos líquidos na superfície do solo é aquela resultante da volatilização de NH_3 , que pode chegar a 75 % do N total aplicado (Jackson et al., 2000; Thompson & Meisinger, 2002). A magnitude dessas perdas irá variar de acordo com as características dos dejetos e das condições ambientais no momento da aplicação dos mesmos no solo. Teores elevados de matéria seca dos dejetos dificultam a infiltração da fração líquida no solo, favorecendo a perda de N por volatilização de NH_3 (Sommer & Hutchings, 2001) na superfície do solo. Também há uma relação direta entre o valor do pH dos dejetos e as perdas de N por volatilização de NH_3 (Zaman et al., 2009). Quanto às variáveis ambientais, diversos estudos tem evidenciado que a volatilização de NH_3 é proporcional à temperatura e à velocidade dos ventos, principalmente nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos (Dell et al., 2012).

Embora a incorporação dos dejetos ao solo reduza drasticamente as perdas de N por volatilização de NH_3 (Rochete et al., 2001; Sommer et al., 2004), essa prática é incompatível com o SPD. Outra prática, ainda não utilizada no Brasil e que pode reduzir a perda de N por volatilização de NH_3 , consiste na aplicação dos dejetos líquidos em faixas estreitas ou bandas (Dell et al., 2012), na superfície do solo. O fato dessa modalidade de aplicação concentrar maior quantidade de dejetos nas bandas facilita a sua infiltração no solo e diminui a área de exposição dos dejetos ao vento e à radiação solar. No trabalho de Dell et al. (2012) a aplicação em bandas de dejetos líquidos de vacas em lactação reduziu a volatilização de NH_3 em 36 %, quando comparada à aplicação dos dejetos em toda a superfície do solo.

Além de favorecer a eutrofização e a volatilização de NH_3 , a aplicação dos dejetos líquidos de animais na superfície do solo apresenta ainda como problemas ambientais importantes a emissão de maus odores (Parker et al., 2013) e a transferência de microrganismos fecais potencialmente patogênicos aos mananciais de superfície (Ball Coelho et al., 2007).

Uma estratégia que vem sendo utilizada, principalmente em outros países, para mitigar os problemas ambientais resultantes da aplicação dos dejetos líquidos de animais na superfície do solo consiste na injeção subsuperficial dos dejetos no solo (Webb et al., 2010). A eficiência dessa prática foi avaliada recentemente no sul do Brasil por Aita et al. (2014), utilizando um equipamento que foi especialmente desenvolvido para injetar os dejetos a uma profundidade de 7 a 11 cm, sob condições de plantio direto (Figura 1). Esses autores trabalharam em dois tipos de solo e constataram que a injeção dos dejetos no solo, no momento da semeadura do milho, reduziu a volatilização de NH_3 para

valores próximos a zero, em relação à aplicação dos dejetos na superfície do solo, sobre a palha de aveia.

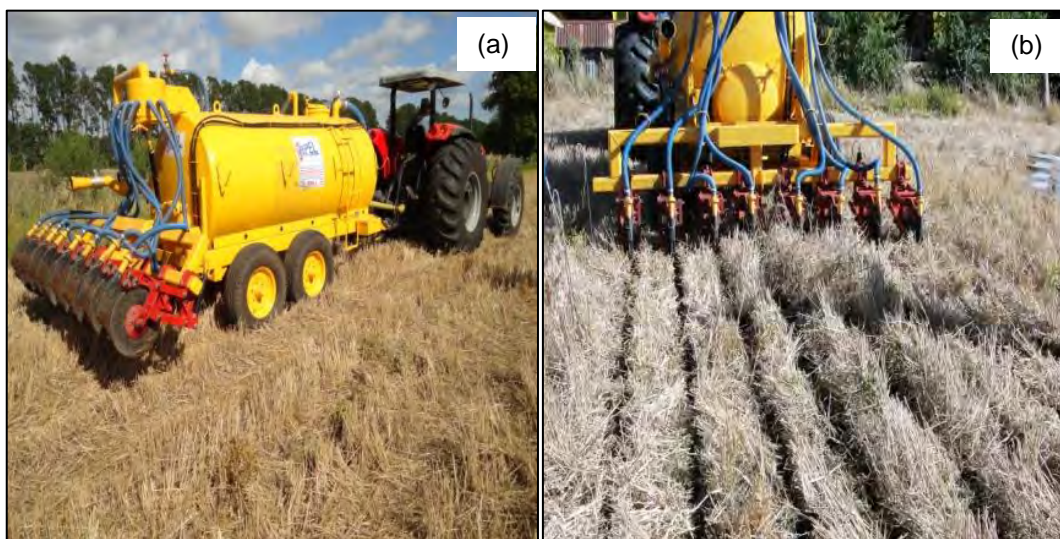


Figura 1. Máquina de injeção de dejetos no solo (a) e linhas/sulcos de injeção dos dejetos no solo sobre a palha (b).

Apesar da injeção dos dejetos reduzir significativamente as perdas de N por volatilização de NH_3 (Aita et al., 2014), na maioria das situações essa prática aumenta as emissões de N_2O para a atmosfera (Vallejo et al., 2005; Velthof & Mosquera, 2011; Aita et al., 2014). No trabalho de Aita et al. (2014), realizado durante quatro anos em um Argissolo, a injeção anual de dejetos líquidos de suínos no milho, provocou um aumento médio de $3,6 \text{ kg de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (136 %) na emissão de N_2O , em relação à aplicação superficial. Esse aumento na produção e emissão de N_2O , principalmente nas primeiras duas a três semanas após a injeção dos dejetos, é explicado pelo fato de que a injeção concentra, no interior dos sulcos, carbono solúvel, água e nitrogênio dos dejetos, aumentando a população e a atividade das bactérias desnitrificadoras (Dosch & Gutser, 1996). O elevado teor de N amoniacal dos dejetos e a disponibilidade reduzida de O_2 no interior dos sulcos também pode favorecer a emissão de N_2O durante a nitrificação (Rochette et al., 2000; Jarecki et al., 2008).

Um das alternativas para reduzir a emissão de N_2O provocada pela injeção dos dejetos consiste no uso de inibidores de nitrificação, com destaque para a dicianodiamida (DCD) (Vallejo et al., 2005; Aita et al., 2014). Ao inibir a ação da enzima amônia monooxigenase (AMOA) nas bactérias responsáveis pela primeira etapa da nitrificação, a DCD retarda o aparecimento de nitrato (NO_3^-), usado como receptor de elétrons pelas bactérias desnitrificadoras na ausência de O_2 , além de reduzir a produção de N_2O durante a própria nitrificação (Singh et al., 2008). Ao adicionarem DCD aos dejetos líquidos de suínos, no momento da sua aplicação no campo em plantio direto de milho, Aita et al. (2014), constataram que houve uma redução na emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ em $0,7 \text{ kg ha}^{-1}$ (28 %) quando os dejetos foram aplicados na superfície do solo e em $4,1 \text{ kg ha}^{-1}$ (66 %) quando os dejetos foram injetados.

Embora a injeção dos dejetos líquidos no solo favoreça as emissões de N_2O , em relação à aplicação superficial, a magnitude desse efeito está relacionada a diversos fatores ligados ao ambiente, com destaque para o nível de O_2 no solo, o qual depende da porosidade, da umidade e da atividade microbiana. As múltiplas interações entre os fatores que controlam a produção e a emissão de N_2O determinam a importância e a necessidade de que o efeito de estratégias para mitigar as emissões desse gás de efeito estufa após o uso agrícola dos dejetos de animais seja avaliado sob diferentes condições de solo e clima.

Compostagem dos dejetos líquidos de animais

A compostagem automatizada vem sendo difundida nos últimos anos no Sul do Brasil como uma estratégia para converter os dejetos líquidos de animais, especialmente os dejetos de suínos, em uma matriz sólida, concentrada em nutrientes e que pode ser facilmente transportada para o uso como fertilizante (Kunz et al., 2009). Contrariamente à compostagem tradicional, onde é realizada apenas uma adição inicial de dejetos a um substrato com elevada relação C/N, o processo difundido atualmente e denominado de compostagem automatizada, prevê adições periódicas de dejetos sobre o mesmo substrato (Oliveira & Higarashi, 2006).

A compostagem automatizada é conduzida em galpões denominados de plataforma de compostagem (Figura 2a), os quais são construídos de modo a potencializar a evaporação d'água. A automação desse processo é dada por uma bomba de recalque dos dejetos e uma máquina (revolvedor vertical de compostagem) que percorre toda a extensão da leira (Figura 2b), adicionando os dejetos líquidos sobre o substrato e, ao mesmo, efetuando o revolvimento das leiras de compostagem. Embora a compostagem automatizada reduza a mão-de-obra, em relação à compostagem tradicional, além de permitir o tratamento de volumes maiores de dejetos, ainda existem diversas lacunas técnicas relativas ao processo. É preciso conhecer melhor o impacto dessa prática sobre aspectos como a sobrevivência de microrganismos fecais potencialmente patogênicos, a emissão de NH_3 e GEE e o potencial fertilizante do composto produzido.



Figura 2. Vista geral da plataforma de compostagem (a) e revolvedor vertical de compostagem (b).

Como na compostagem automatizada os dejetos são adicionados uma a duas vezes por semana, com o revolvimento simultâneo das leiras, isso pode favorecer as emissões de NH_3 , juntamente com a liberação de calor e de vapor d'água. Em contrapartida, as emissões de metano (CH_4) devem ser minimizadas, já que o revolvimento frequente introduz O_2 no ambiente, reduzindo o nível de anoxia (Jiang et al., 2013). Como o processo de compostagem automatizada é recente, esses aspectos precisam ser melhor avaliados através da pesquisa.

Nosso grupo de pesquisa, do setor de Microbiologia e Bioquímica do Solo da UFSM vem estudando nos últimos anos o processo de compostagem automatizada, com ênfase na busca de estratégias que reduzam as perdas de N por volatilização de NH_3 e também as emissões de GEE. No trabalho de Doneda (2014) a redução do pH dos dejetos líquidos de suínos, através da adição de ácido fosfórico (H_3PO_4) antes da aplicação dos dejetos nas leiras de compostagem, reduziu as emissões de NH_3 em 70 % e as de CH_4 em 65 %. Quando Giacomini et al. (2014) adicionaram as zeólitas clinoptilolita e estilbita aos dejetos de suínos a redução na emissão de NH_3 durante a compostagem foi de 76 e 37 %, respectivamente, sendo este efeito atribuído à retenção do NH_4^+ dos dejetos, pela capacidade de troca de cátions (CTC) (Bernal et al., 1993) e de NH_3 em microcavidades presentes na estrutura das zeólitas (Bautista et al., 2011). Em um experimento conduzido atualmente, em plataforma de compostagem (Figura 2a), está sendo avaliado o impacto, sobre as emissões de NH_3 e de GEE, da adição de xisto retornado (folhelho pirotetuminoso), associado ou não ao inibidor de nitrificação DCD, em compostagem de dejetos líquidos de suínos, com resultados preliminares

promissores. Está prevista também a avaliação do valor agrônomo dos diferentes compostos em estudo, além do efeito dos mesmos sobre as emissões de GEE no campo.

Considerações finais e perspectivas futuras

Quando os dejetos de animais forem manejados e estocados na forma líquida, o seu uso agrícola como fertilizante em condições de plantio direto, com aplicação na superfície do solo, pode resultar em perdas gasosas de N, principalmente por volatilização de NH_3 , e também em perdas por escoamento superficial, ambas impactando negativamente o potencial fertilizante dos dejetos e a qualidade do ambiente. Uma estratégia para reduzir esses problemas consiste na injeção subsuperficial dos dejetos, embora essa prática possa aumentar as emissões de N_2O , através dos processos microbianos de nitrificação e, principalmente, de desnitrificação. Resultados de pesquisa indicam que, quando a injeção é associada à adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos, é possível reduzir significativamente, tanto a volatilização de NH_3 quanto a emissão de N_2O . Todavia, em função das múltiplas interações entre os fatores envolvidos na produção e emissão de N_2O , a obtenção de conclusões robustas envolvendo o efeito da injeção de dejetos líquidos em condições de plantio direto nas emissões desse GEE, bem como sobre a necessidade de associar ou não essa prática ao uso da DCD, depende da ampliação dos estudos para diferentes condições de solo e de clima.

Quanto à compostagem automatizada dos dejetos líquidos de animais, o processo parece ser viável do ponto de vista técnico, permitindo o tratamento de volumes elevados de dejetos, convertendo-os em uma matriz sólida, rica em nutrientes. Todavia, essa tecnologia, de uso recente no Brasil, ainda carece de informações de pesquisa em diversos aspectos, com destaque para as emissões gasosas de N e de GEE, bem como na busca de estratégias para mitigá-las.

Referências bibliográficas

ALLEN, B.L.; MALLARINO, A.P. Effect of liquid swine manure rate, incorporation and timing on phosphorus loss with surface runoff. **Journal Environmental Quality**, v.37, p.125-137, 2008.

BALL COELHO, B. R. et al. Tile water quality following liquid swine manure application into standing corn. **Journal Environmental Quality**, v.36, p.580-587, 2007.

BAUTISTA, J. M. et al. Changes in physicochemical properties and gaseous emissions of composting swine manure amended with alum and zeolite. **Korean Journal Chemical Engineering**, v. 28(1), p. 189-194, 2011.

BERENQUER, P. et al. Fertilisation of irrigated maize with pig slurry combined with mineral nitrogen. **European Journal Agronomy**, v. 28, p. 635-645, 2008.

BERNAL, M. P.; LOPEZ-REAL, J. M.; SCOTT, K. M. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a laboratory composting simulator. **Bioresource Technology**, v. 43 p. 35-39. 1993.

CASSOL, P.C.; et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos de suíno. **R. Bras. Ci. Solo**, 36:1911-1923, 2013.

DAUDÉN, A.; QUÍLEZ, D. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. **European Journal of Agronomy**, v. 21,p. 7-19, 2004.

DELL, C.J. et al. Low-Disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal of Environmental Quality**, v.41, p.928-937, 2012.

DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada**. Tese (Doutorado). PPGCS / Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

DOSCH, P.; GUTSER, R. Reducing N losses (NH_3 , N_2O , N_2) and immobilization from slurry through optimized application techniques. **Fertilizer Research**, v.43, p.165-171, 1996.

FEDER, F.; FINDELING, A. Retention and leaching of nitrate and chloride in an andic soil after pig manure amendment. **European Journal of Soil Science**, v. 58, p. 393-404, 2007.

GIACOMINI, D.A. et al. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 7, p. 521-530, julho. 2014.

GIACOMINI, S.J. et al. Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. **Pesq. Agropec. Bras.**, 44:761-768, 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - **Efetivo dos rebanhos**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/default.asp?t=2&z=t&o=21&u1=1&u2=1&u3=1&u4=1&u5=1&u6=1&u7=1>>. Acesso em: 01 de julho de 2010.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. In. Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), **Guidelines for National Greenhouse gas Inventories**, vol. 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. National Greenhouse gas Inventories Programme.

JACKSON, L.L.; KEENEY, D.R.; GILBERT, E.M. Swine manure management plans in North-Central Iowa: Nutrient loading and policy implications. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.55, p.205-212, 2000.

JARECKI, M.K. et al. Greenhouse Gas Emissions from Two Soils Receiving Nitrogen Fertilizer and Swine Manure Slurry. **Journal of Environmental Quality**, v.37, p.1432-1438, 2008.

Jiang, T. et al., F. Schuchardt, G.X. Li, R. Guo, and Luo, Y.M. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. **Chemosphere**, 90: 1545–1551, 2013.

KUNZ, A.; MIELE, M. & STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technol.**, 100:5485-5489, 2009.

MEADE, G. et al. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agric. Ecosyst. Environ.**, 140:208-217, 2011.

NIKIEMA, P. et al. O. Effects of liquid hog manure on soil available nitrogen status, nitrogen leaching losses and wheat yield on a sandy loam soil of western Canada. **Can. J. Soil Sci.** v.93, p.573-584, 2013.

OLIVEIRA, P.A.V. & HIGARASHI, M.M. **Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos**. Embrapa Suínos e Aves, documento 114, Concórdia, 2006.

PARKER, D.B. et al. Odours VOC emission following land application of swine manure slurry. **Atmospheric Environment**, v.66, p.91-100, 2013.

REES, Y.J. et al. The influence of surface and sub-surface application methods for pig slurry on herbage yields and nitrogen recovery. **Grass Forage Sci.**, 48:38-44, 1993.

ROCHETTE, P. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.1396-1403, 2000.

SCHIRMANN, J. et al. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.271-280, 2013.

SINGH, J. et al. Decomposition of dicyandiamide 561 (DCD) in three contrasting soils and its effect on nitrous oxide emission, soil respiratory 562 activity, and microbial biomass- an incubation study. **Aust. J. Soil Res.**, 46: 517-525, 2008.

SOMMER, S.G.; HANSEN, M. N.; SØGAARD, H. T. Infiltration of slurry and ammonia volatilization. **Biosystems Engineering**, v.88, p.359-367, 2004.

SOMMER, S.G.; HUTCHINGS, N.J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. **European Journal of Agronomy**, v.15, p.1–15, 2001.

THOMPSON, R.B.; MEISINGER, J.J. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. **Journal Environmental Quality**, v.31, p.1329-1338, 2002.

VALLEJO, A. et al. Comparison of N losses (NO_3^- , N_2O , NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v.272, p.313-325, 2005.

VELTHOF, G.L.; MOSQUERA, J. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.140, p.298-308, 2011.

WEBB, J. et al. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.137, p.39-46, 2010.

Resumos Expandidos

SISTEMA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS

ESTABILIDADE TÉRMICA DE PATÓGENOS ENTÉRICOS EM EFLUENTES E LODOS SUÍNÍCOLAS

Fongaro, G¹; Kunz, A^{2,3}; Magri, M.E¹; Shissi, C.D¹; Zaguini¹, J; Barardi, C.R.M¹

¹Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis-SC-Brasil

²Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil

³PGEAGRI-CCET-UNIOESTE- Cascavel-PR-Brasil

THERMAL STABILITY OF ENTERIC PATHOGENS IN SWINE EFFLUENT AND SLUDGE

ABSTRACT: The study of the enteric pathogens stability in different temperatures is very important to know the survival of the pathogen and elucidate processes that allow its inactivation. The aim of this study was to evaluate the thermal stability of enteric pathogens models (*Salmonella* Thyphimurium, bacteriophage ϕ X174 and Human Adenovirus-2 (HAdV-2)) in function of storage time in swine effluent and sludge subject to psychrophilic temperature (winter and summer, 16 and 23°C, respectively), mesophilic temperature (37°C) and thermophilic temperature (55°C). Pathogens were quantified, ϕ X 174 proved to be more stable at all temperatures. The thermophilic and mesophilic temperatures, 55 and 37°C, respectively, were considered the most efficient in the removal of enteric pathogens (up to 40 days of storage time) in effluent and sludge, however, to achieve these temperatures conventionally no need of energy expenditure for heating the biomass to be sanitized. Psychrophilic temperature were not considered promising in the inactivation of enteric pathogens, reinforcing the need of post-treatment after swine and sludge storage in psychrophilic temperatures, glimpsing the safe reuse of swine wastewater and sludge for fertilization purposes.

KEY-WORDS: Swine wastewater and sludge, Enteric pathogens; Thermal stability; Effluent Reuse

INTRODUÇÃO

Em processos de higienização ou desinfecção, o emprego de calor é realizado quando se pretende inativar os patógenos entéricos, já que como consequência da elevação da temperatura há desnaturação de proteínas estruturais, destruição de atividades enzimáticas e desnaturação de ácidos nucleicos, impedindo irreversivelmente a replicação dos patógenos, bem como impedindo que os mesmos sejam reconhecidos pelos seus hospedeiros, quando for o caso (exemplo: interação do vírus com o receptor da célula hospedeira) (FONG; LIPP, 2005), contudo, deve-se considerar que há microrganismos que apresentam fatores de resistência à inativação termal. Neste contexto, este estudo objetivou avaliar a estabilidade térmica de patógenos entéricos modelo (*Salmonella* Thyphimurium, bacteriófago ϕ X 174 e Adenovírus humano-2' (HAdV-2) em função do tempo de estocagem em efluentes e lodos suínícolos sujeitos à temperatura psicrófila (inverno e verão, 16 e 23°C, respectivamente), mesófila (37°C) e termófila (55°C).

METODOLOGIA

Para a realização do experimento de avaliação da estabilidade térmica dos patógenos entéricos em efluente e lodo da suinicultura proveniente de biodigestor anaeróbio (BA) de Lagoa Coberta, foram coletados 10 L de amostra de efluente final e 10 L de lodo acumulado no fundo do biodigestor. As amostras foram contaminadas artificialmente com quantidades conhecidas de bacteriófago ϕ X 174, HAdV-2 e *S. Thiphymurium* como modelos de

patógenos entéricos virais e bacteriano, respectivamente. Em trélicas, alíquotas de 500 mL de efluente e lodo, em recipiente de vidro, foram alocadas em temperaturas controladas mimetizando condição: 1) Psicofílica (inverno e verão, 16 e 23°C ± 2°C, respectivamente); b) Mesofílica (37°C ± 2°C); c) Termofílica (55°C ± 2°C).

As amostras foram coletadas durante as estocagens numa frequência amostral variável, em função da temperatura de estocagem e avaliadas quanto à enumeração de *S. Thyphimurium*, segundo ISO 6579 (2002), de bacteriófagos ϕ X 174, segundo ISSO 10705-2: 2000 (2001) e HAdV-2, usando métodos de ICC-et-RT-qPCR, segundo Fongaro et al. (2013) e Ko et al. (2003). Análise ANOVA foi aplicada para avaliar diferenças significativas entre as amostragens.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de estabilidade dos patógenos modelos avaliados mostrou que HAdV-2 no efluente manteve-se estável na temperatura 16°C por até 90 dias, havendo apenas 2 logs de decaimento, sendo este significativo nos tempos 90 e 120 dias. Nas temperaturas 22 e 37°C houve decaimento significativo a partir de 30 dias de estocagem, com tendência linear e decaimento superior aos 2,5 logs. ϕ -X 174 no efluente mostrou-se mais estável que o HAdV-2 em todas as temperaturas, já que em 16°C não foi registrado decaimento significativo (sem tendência de decaimento) até 120 dias de avaliação e nas temperaturas 22 e 37°C foram consideradas reduções estatisticamente significativas nos tempos 90 e 60 dias, respectivamente, sendo este decaimento adequado para o modelo linear. Nas amostras de lodo HAdV-2 mostrou-se menos estável que no efluente. Quando sujeito à temperatura de 16°C, HAdV-2 mostrou-se estável até 60 dias, havendo 2 logs de decaimento, sendo este significativo com tendência linear. Nas temperaturas 22 e 37°C houve decaimento significativo a partir de 30 e 20 dias, respectivamente, sendo este decaimento superior aos 2,5 logs e também com tendência linear. ϕ X 174 no lodo também se demonstrou mais estável que o HAdV-2, porém ambos os vírus foram mais susceptíveis à inativação quando estavam em contato com o lodo do que quando estavam em efluente suinícola. ϕ -X 174, frente à temperatura de 16°C manteve-se estável por até 120 dias de avaliação, sem tendência de decaimento. Nas temperaturas 22 e 37°C foram consideradas reduções estatisticamente significativas nos tempos 60 e 45 dias, respectivamente, sem tendência linear (Figura 1 a - b).

ϕ -X 174 e HAdV-2, em lodo e efluente da suinocultura, foram submetidos à temperatura de 55°C por até 168 horas. ϕ -X 174 demonstrou-se estável no efluente por até 24h, reduzindo 2 logs ou mais a partir desse período, e no lodo foi mais susceptível à inativação, já que a partir de 12 horas já apresentava reduções significativas na sua infecciosidade, sendo esta inativação linear. HAdV-2 foi considerado novamente mais susceptível à inativação térmica se comparado ao ϕ -X 174, majoritariamente no lodo que no efluente suinícola, já que no efluente sofreu redução significativa em 8 horas e no lodo em 4 horas de incubação, sendo registrada decaimento com tendência linear de mais de 2 logs (Figura 2 a -b).

O estudo da estabilidade de *S. Thyphimurium*, como modelo bacteriano, em efluentes e lodos demonstrou que estas se mantiveram estáveis por até 7 dias em 16 e 22°C (em fase estacionária), obtendo-se reduções significativas a partir de 20 dias de estocagem, com decaimento superior a 2 logs e tendência linear. Quando temperaturas de 37 e 55°C foram aplicadas, reduções significativas foram registradas em 4 h e 0,25 h no efluente e no lodo, sendo registrada a inativação de mais de 2 logs, com tendência linear(Figura 3 a-b).

Os resultados encontrados neste trabalho reforçam a estabilidade térmica do bacteriófago ϕ -X 174 quando comparado ao HAdV-2; Os colifagos somáticos, caso do ϕ -X 174, são apontados como um dos melhores bioindicadores microbianos, representando os vírus entéricos humanos e animais, particularmente em processos de tratamentos de lodos, esgotos e dejetos, sendo amplamente utilizado em tratamentos que apliquem energia térmica como princípio (MANDILARA et al., 2006).

Condições mesofílicas e termofílicas são recomendadas para desinfecção de lodos e efluentes podem danificar o capsídeo viral, desnaturar proteínas, desestabilizando as funções celulares, levando à perda de viabilidade dos patógenos entéricos, como bactérias, vírus, ovos de áscaris e protozoários (FONG; LIPP, 2005; LEAL et al., 2013;) requerendo, no entanto, gasto energético para aquecimento da biomassa. A condição psicrófila raramente foi estudada nestas matrizes, os resultados aqui apresentados apontam que os tempos de retenção hidráulica dos efluentes em BA de lagoa coberta (40 dias) bem como em esterqueiras (80 dias) não são o suficiente para inativar minimamente 90% dos patógenos entéricos presentes.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos reforçam a necessidade de tratamentos pós-biodigestão anaeróbia, principalmente quando considera-se o tipo lagoa coberta que atua em temperatura psicrófila, vislumbrando o reúso seguro de efluentes e lodo suinícolas para fins de biofertilização.

REFERÊNCIAS

- FONGARO, G., NASCIMENTO, M. A., RIGOTTO, C., RITTERBUSCH, G., DA SILVA, A.D., ESTEVES, P.A., BARARDI, C.R.M. Evaluation and molecular characterization of human adenovirus in drinking water supplies: viral integrity and viability assays. *Vir J* 10:166, 2013.
- KO, G., CROMEANS, T.L., SOBSEY, M.D. Detection of infectious adenovirus in cell culture by mRNA reverse transcription-PCR. *Appl Environ Microbiol* 2003, 69:7377–84, 2002.
- LEAL, D.A.G., RAMOS, A.P.D., SOUZA, D.S.M., DURIGAN, M., GREINERT-GOULART, J.A., MORESCO, V., AMSTUTZ, R.C., MICOLI, A.H., CANTUSIO NETO, R., BARARDI, C.R.M., FRANCO, R.M.B. Sanitary quality of edible bivalve mollusks in southeastern Brazil using an U.V. based depuration system. *Ocean Coast. Manag.*, 72: 93–100, 2013.
- MANDILARA, G., MAVRIDOU, A., LAMBIRI, M., VATOPOULOS, A., RIGAS, F. The use of bacteriophages for monitoring the microbiological quality of sewage sludge. *Environ Technol*, 27:367–370, 2006.
- WONG, K., ONAN, B.M., XAGORARAKI, I. Quantification of enteric viruses, pathogen indicators, and salmonella bacteria in Class B anaerobically digested biosolids by culture and molecular methods. *Appl Environ Microbiol*, 76(19):6441–6448, 2010.

Figura 1: Estabilidade térmica de ϕ – X 174 e HAdV-2 em função da temperatura em a) efluente e b) lodo suinícola, frente às temperaturas de 16, 22 e 37°C.

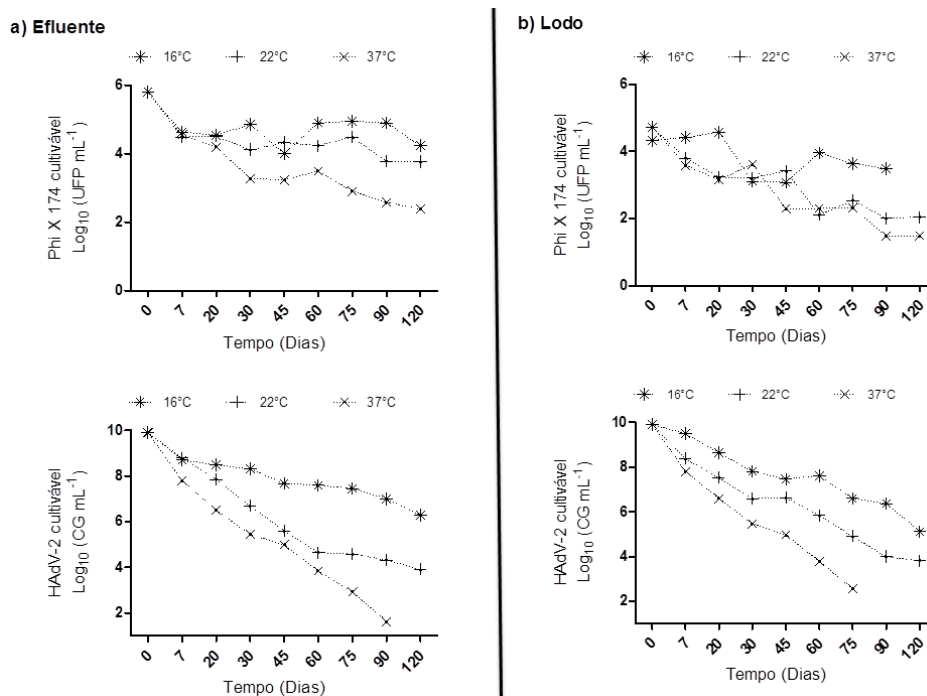


Figura 2: Estabilidade térmica de a) ϕ X-174 e b) HAdV-2 em função do tempo, em efluente e lodo suinícola frente à temperatura de 55°C

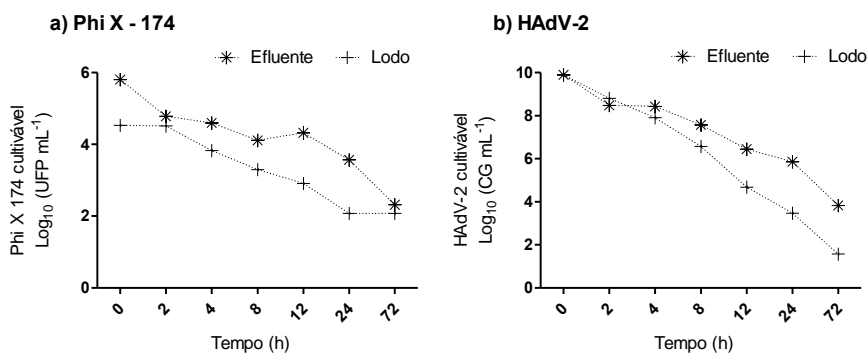
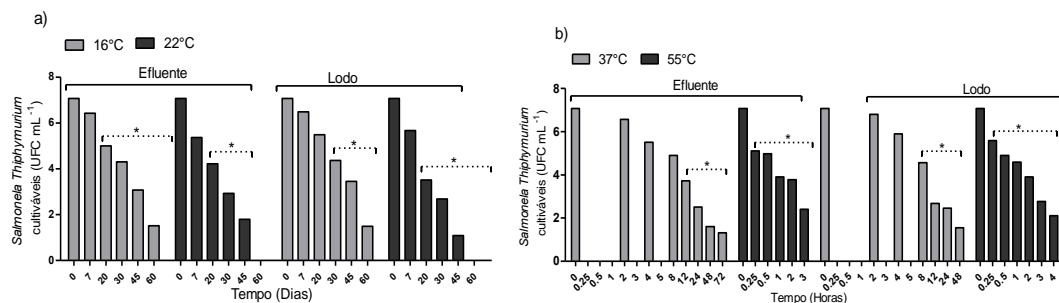


Figura 3: Estabilidade térmica de *Salmonella* Thiphymurium em função do tempo, em efluente e lodo suinícola, frente às temperaturas de a) 16 e 22°C e b) 37 e 55°C.



DEAMMONIFICATION ACTIVITY IN DIFFERENT REACTORS CONFIGURATIONS SUBMITTED TO HIGH RECIRCULATION RATES

Chini, A.*¹; Kunz, A.^{1,2}; Scussiato, L. A.¹; Dias, J. R.³; Viancelli, A.³; Vanotti, M.⁴

¹PGEAGRI-CCET-UNIOESTE, Cascavel-PR-Brazil *E-mail: angechini@gmail.com ²Embrapa Swine and Poultry, Concórdia-SC-Brazil. ³University of Contestado, Concórdia-SC-Brazil. ⁴USDA-ARS, Florence-SC-USA

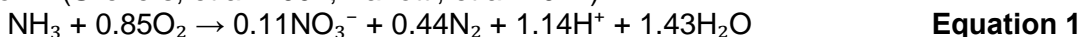
SUMMARY: Deammonification process is being studied as an alternative for digestate post treatment. In this process, the ammonia oxidation by partial nitrification generates substrate to anammox activity, so there must have partial nitrification control to prevent nitrite accumulation. Nitrifying bacteria (aerobic microorganisms) and anammox (anoxic microorganisms), have to cooperate to complete ammonia removal, what makes nitrifying bacteria growth an important key to process control. Therefore it is necessary a strict control of nitrite production that can inhibit the anammox process. Nitrite concentration in the reactor can be controlled at different strategies, such as aeration, reactor configuration and recirculation rate. Considering this, the present study aimed to evaluate the effect of high recirculation rates during deammonification process in two reactor configurations: EGSB and Imhoff cone. The high recirculation rates improve the mass transfer in the reactors, but also accelerate nitrifying growth, making clear that it is not a good strategy to be used in deammonification process.

Keywords: Anammox, nitrogen removal, partial nitrification.

INTRODUCTION

Recent studies have been developed aiming to improve treatment efficiency and to reduce operational costs. It is possible by optimizing the treatment strategies available or pursuing development of new processes capable to remove high wastewater nitrogen loads (Casagrande, et al. 2013). Several alternative processes were developed in recent years, such as partial nitrification (PN), anaerobic ammonium oxidation (anammox) and their combined system (deammonification) (Vanotti, et al. 2013).

Deammonification is a completely autotrophic nitrogen removal process in which nitrifying bacteria (aerobic microorganisms) and anammox (anaerobic microorganisms) have to cooperate (Magrí, et al. 2012). Thus, the ammonia oxidation by PN generates substrate to anammox activity. The process can be chemically represented by the Equation 1 (Sliemers, et al. 2002; Vanotti, et al. 2012).



For deammonification success PN must be controlled, preventing nitrite accumulation and the possible nitrite oxidation to nitrate by nitrite-oxidizing bacteria. Thus, nitrifying bacteria growth is an important key to control and stabilization of the process (Chung, et al. 2005). Anammox bacteria have a cell duplication rate around 0.09 d⁻¹ and ammonium oxidizing bacteria (AOB) 0.801 d⁻¹ (Hellings, et al. 1998; Strous, et al. 1998).

One of the strategies to control bacteria growth is using different reactor configurations. In this way, few studies reported that up-flow reactors can eliminate dead zones and improve mass transfer, by expanding the granular sludge bed which can be achieved through high recirculation rates (Zheng, 2013).

In this way, high recirculation rates implies in higher superficial liquid velocity that can cause sludge bed expansion and turbulence. So, this sludge bed expansion proportionate a better mix between nitrifier and anammox bacteria, better contact with substrate and avoid dead zones (kato, 1994).

The idea is to permit a good biomass contact with the substrate and oxygen, during oxic phase, and create good anoxic conditions for anammox activity (Fang, et al. 2011).

Considering this, the present study aimed to evaluate the effect of high recirculation rates during deammonification process in two reactor configurations: EGSB and Imhoff cone.

MATERIAL AND METHODS

An Imhoff cone reactor (1L) containing: nitrifying bacteria biomass ($r\text{-NH}_3\text{-N}= 69.8 \text{ mgN.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$) and anammox bacteria biomass ($r\text{-NH}_3\text{-N}= 18.4 \text{ mgN.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$; $r\text{-NO}_2^-\text{-N}= 28.9 \text{ mgN.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$).

An EGSB reactor (1L) containing: nitrifying biomass ($r\text{-NH}_3\text{-N}= 100.4 \text{ mgN.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$) and anammox biomass ($r\text{-NH}_3\text{-N}= 19.5 \text{ mgN.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$; $r\text{-NO}_2^-\text{-N}= 28.7 \text{ mgN.L}^{-1}\text{.h}^{-1}$).

These two reactors containing biofilm plastic carrier (55 g w v^{-1}), were operated at HRT of 6.3 h and recirculation flow rate of 43 L.d^{-1} , intermittent aeration in cycle of 30 minutes (22 min on / 8 min off) at 25°C , fed during aeration time with synthetic medium containing $300 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$ and nutrient solution (Magrí, et al. 2012). The reactors were operated during 16 days, with nitrogen loading rate (NLR) of $0.80 \pm 0.02 \text{ kgN.L}^{-1}\text{.d}^{-1}$.

Imhoff cone reactor was inoculated with $9.50\text{E}+07 \text{ gc}$ of nitrifying bacteria and $4.73\text{E}+09 \text{ gc}$ of anammox. EGSB reactor was inoculated with $1.05\text{E}+08 \text{ gc}$ of nitrifying bacteria and $4.65\text{E}+09 \text{ gc}$ of anammox.

The N-compounds and alkalinity were daily measured according to Apha (2012). pH (Hanna, pH 21) and DO (YSI 55) were monitored at aerobic and anoxic phases.

Quantification of nitrifying and anammox bacteria were performed by qPCR, using primers described by Braker et al., (1998) and Schmid et al., (2008), respectively. qPCR reactions were performed using $\Delta\Delta\text{C}_q$ comparison.

RESULTS AND DISCUSSION

In the Imhoff cone reactor, nitrogen removal rate (NRR) was $0.20 \pm 0.12 \text{ kgN.L}^{-1}\text{.d}^{-1}$ and Total Nitrogen (TN) removal medium efficiency of $23.5 \pm 14.5\%$. After day 5 (Fig. 1.A) nitrite started to accumulate in the reactor, indicating the influence of nitrification process.

In addition (Tab.1), after 5 days of operation, nitrifying bacteria community increased $1 \log_{10}$ and at 16th day increased $2 \log_{10}$. Anammox bacteria decreased $1 \log_{10}$ and at 14th day decreased more $1 \log_{10}$.

On the other hand, in EGSB reactor NRR was $0.35 \pm 0.15 \text{ kgN.L}^{-1}\text{.d}^{-1}$ achieving NT removal efficiency of $42 \pm 16\%$. Until 6th day, deammonification process was dominant in the reactor. That can be confirmed by low $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the effluent (Fig. 1.B). So, the reactor proved to be a good configuration to this process.

However, as in the Imhoff cone reactor, as from day 7th, nitrite started to accumulate in the reactor indicating the influence of nitrification process.

After the 5th day nitrifying bacteria community decreased $2 \log_{10}$ and anammox bacteria community increased $1 \log_{10}$. After the 16th day, nitrifying bacteria community increased $4 \log_{10}$, but anammox bacteria decreased $3 \log_{10}$ (Tab.1).

The nitrifying growth can be seen at Figure 2 at 1st, 5th and 16th day.

Furthermore, EGSB reactor had greater ammonia removal and nitrite production than Imhoff cone reactor, proving that high recirculation rates provide better mass transfer, but have an influence at nitrifying growth.

Thus, proving nitrifying growth at reactors, this possible happens due to high recirculation rate that contribute to a better oxygen mass transference to nitrifiers bacteria increasing its activity and growing.

Figure 3 shows the flocs characteristics at 1st and 16th day. In the beginning of experiments flocs are structured and granular, however at the end of the experiment they are fluffy, a characteristic form of nitrifier bacteria. This can be another result of high recirculation rates that destructured this granules, thereby decreasing anammox activity which favored nitrifiers growth.

EGSB configuration have high potential to removal high nitrogen loads (Fang, et al. 2011), and also proved to be a good reactor configuration to use deammonification process. But it is necessary to change the original configuration, once that the high recirculation flow rate could accelerate nitrifying bacteria growth.

CONCLUSIONS

EGSB reactor are more resistant to nitrifiers excessive growing compared to Imhoff cone reactor when submitted to high recirculation rate. Due to an excessive oxygen transfer to the reactors, high recirculation rates are not a good strategy to be used in deammonification process.

ACKNOWLEDGEMENT

CAPES and Fundação Araucária.

REFERENCES

- APHA, AWWA & WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. 2012.
- Braker, G., Fesefeldt, A., Witzel, K.P. Development of PCR primer systems for amplification of nitrite reductase genes (nirK and nirS) to detect denitrifying bacteria in environmental samples. **Appl. Environ. Microbiol.** 64, 3769–3775. 1998.
- Casagrande, C. G. et al. High nitrogen removal rate using anammox process at short hydraulic retention time. **Water Science Technology**. 67.5, 968-975. 2013.
- Chung, J. et al. Comparison of influence of free ammonia and dissolved oxygen on nitrite accumulation between suspended and attached cells. **Environmental Technology**. 26, 21-33. 2005.
- Fang, C. et al. Comparison of UASB and EGSB reactors performance, for treatment of raw and deoiled palm oil mill effluent (POME). **Journal of Hazardous Materials** 189, 229-234. 2011.
- Hellinga, C. et al. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science and Technology*, v.37, p.135-142, 1998.
- Kato, M. T. **The anaerobic treatment of low strength soluble wastewaters**. 1994.
- Magrí, A. et al. Partial Nitritation of Swine Wastewater in View of its Coupling with the ANAMMOX Process. **Journal of Environmental Quality**. 41, p. 1989-2000. 2012.
- Schmid, M. C. et al. Environmental detection of octahaem cytochrome c hydroxylamine/hydrazine oxidoreductase genes of aerobic and anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. **Environmental microbiology**. v. 10, p. 3140-3149. 2008.
- SLIEKERS, A.O. et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. **Water Research**, v. 36, p. 2475-2482. 2002.
- STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied microbiology and biotechnology**. v. 50. p. 589-596. 1998.
- Vanotti, M., Kunz, A., Martinez, J. **Deammonification reaction in digested swine effluents**. III SIGERA. São Pedro – SP. 2013.
- Vanotti, M. et al. **Ammonia removal using nitrification and anammox in a single reactor**. ASABE. Dallas – Texas. 2012.
- ZHENG, M.; YAN, Z.; ZUO, J.; WANG, K. Concept and application of anaerobic suspended granular sludge bed (SGSB) reactor for wastewater treatment. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**. 2013.

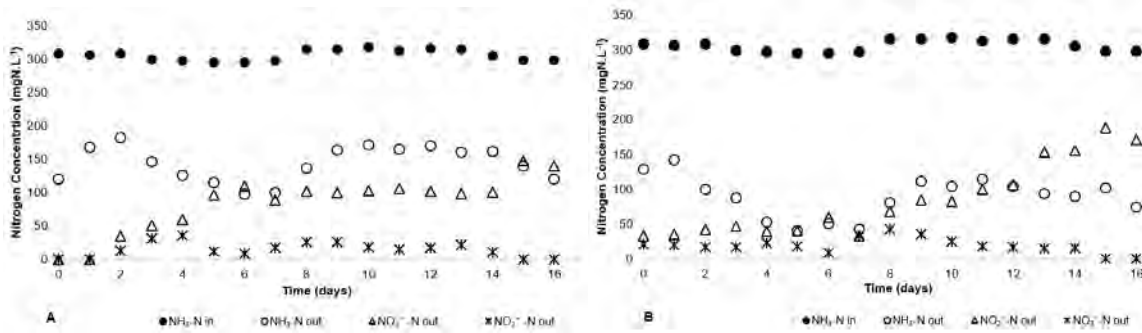


Figure 1. Influent and effluent nitrogen concentration during operation time. **A.** Imhoff cone reactor **B.** EGSB reactor.

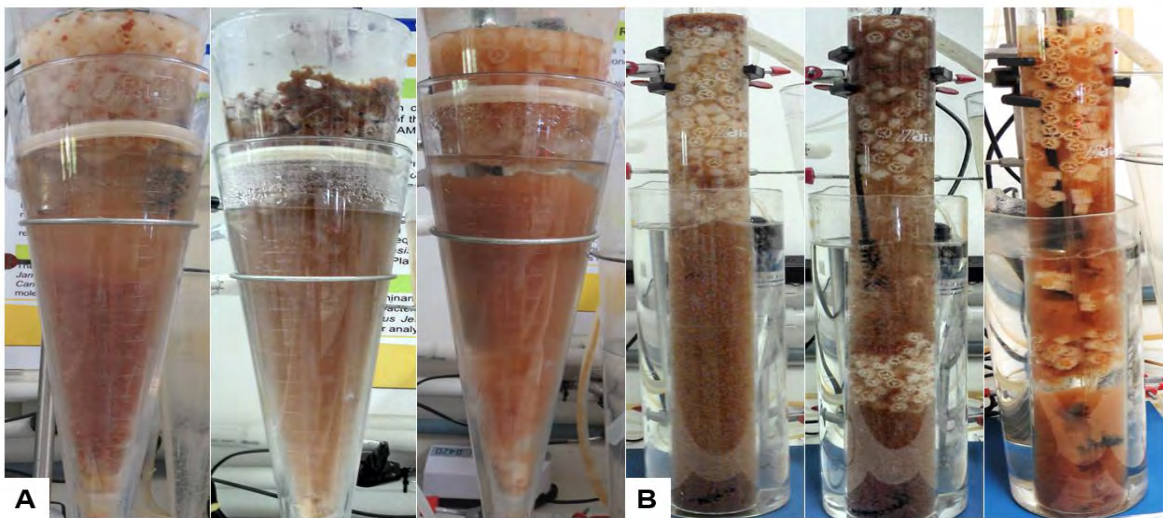


Figure 2. Nitrifying growth in the reactors at 1st, 5th and 16th day. **A.** Imhoff cone reactor **B.** EGSB reactor.

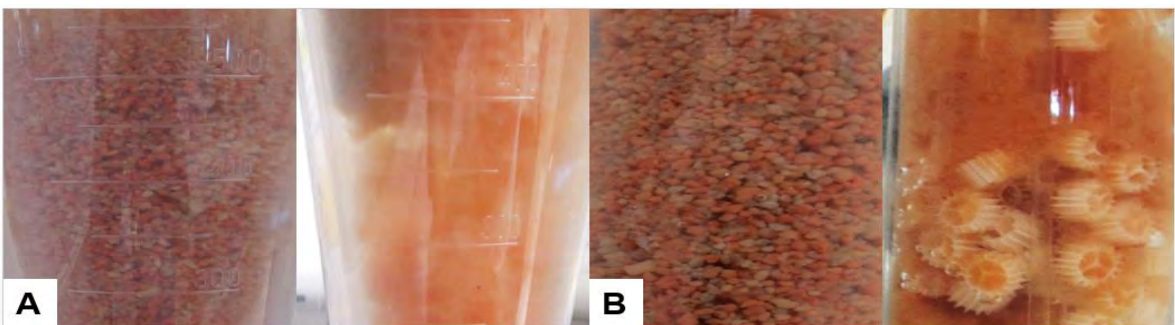


Figure 3. Flocs details in each reactor at 1st day and 16th day. **A.** Imhoff cone reactor **B.** EGSB reactor.

Table 1. Nitrifying and anammox bacteria quantification of Imhoff cone and EGSB reactors by qPCR

Day	Imhoff cone reactor		EGSB reactor	
	Nitrifying	Anammox	Nitrifying	Anammox
Inoculum	9.50E+07	4.73E+09	1.05E+08	4.65E+09
5	1.49E+08	4.68E+08	7.10E+06	3.90E+10
16	1.64E+10	4.60E+07	2.06E+10	7.65E+07

DECLINE OF PHOSPHORUS, COPPER, AND ZINC IN ANAEROBIC LAGOON COLUMNS RECEIVING PRETREATED INFLUENT

Szogi, A.A.*¹; Vanotti, M.B.¹

¹USDA-ARS Coastal Plains Soils, Water, & Plant Research Center, Florence, SC, USA
*e-mail: ariel.szogi@ars.usda.gov

SUMMARY: In a 15-mo meso-scale column study, we evaluated the effect of manure pretreatment on reduction of total suspended solids (TSS), total phosphorus (TP), soluble reactive P (SRP), copper (Cu) and zinc (Zn) in swine lagoons using (i) enhanced solid-liquid separation with polymer (SS) and (ii) solid-liquid separation plus biological nitrogen treatment using nitrification-denitrification (SS + NDN). A conventional anaerobic lagoon treatment was included as a control. Even though both pretreatments significantly reduced phosphorus (P), TP and SRP were negatively correlated ($r = -0.51$ to -0.87) with the TSS in the liquid of lagoon columns possibly because of dissolution of P from the sludge into the overlying lagoon liquid. On the other hand, the removal of solids by both pretreatments effectively reduced Cu and Zn concentrations in the lagoon column liquid; their concentrations were positively correlated ($r = 0.79$ to 0.90) with TSS concentrations. The net mass accumulation of TP, Cu, and Zn in the lagoon columns declined with both liquid pretreatments with respect to the control: TP mass declined by 65% with SS and by 84% with SS + NDN; Cu declined by 80% with SS and 112% with SS+NDN; and Zn declined by 73% with SS and 104% with SS+NDN. The reduction of solids input and decline in mass accumulation of TP, Cu, and Zn in sludge can help minimize sludge removal for lagoon maintenance and land area for disposal.

Keywords: phosphorus, copper, zinc, pig, manure

INTRODUCTION

Confined swine production generates large volumes of wastewater typically stored and treated in anaerobic lagoons. These lagoons usually require a sludge management plan for their maintenance consisting of regular sludge removal by mechanical agitation and pumping followed by land application at agronomic rates to avoid nutrient and heavy metal contamination of ground or surface water (Barker, 1996). However, limited land area for sludge disposal may increase the risk of soil and water contamination by excess soil P and heavy metals. Accordingly, this risk could be reduced by pretreatment of liquid manure prior to lagoon input. Our objective was to evaluate, in a 15-month meso-scale column study, the effect of liquid manure pretreatment on the concentration and mass accumulation of P, Cu, and Zn in both lagoon liquid and sludge using: (i) enhanced solid-liquid separation with polymer (SS); and (ii) solid-liquid separation plus biological nitrification-denitrification (SS + NDN). To achieve this objective the anaerobic lagoon conditions were replicated by filling experimental lagoon columns with liquid and sludge obtained from a 10-yr conventional anaerobic lagoon with and without pretreatments applied, each in duplicate.

METHODS

The column experiment was set up in the field adjacent to a full-scale anaerobic lagoon that was retrofitted to a second-generation wastewater treatment system (Vanotti et al., 2009). The column study consisted of three treatments with two replicates. The columns were made of 2.1-m length clear polyvinyl chloride pipe (0.153 m i.d.) to replicate the average depth (2.0 m) of the adjacent anaerobic lagoon and were placed under a carport to simplify the water balance, eliminating the dilution effect from rainfall. At the onset of the experiment, each column received 14.2 L of sludge and 22.6 L of liquid obtained from the adjacent anaerobic lagoon. The column study was performed for about 15 mo (20 Feb. 2007 to 15 May 2008) using three types of effluents taken from different points of the second-generation wastewater treatment plant: (i) liquid raw manure from a pit recharge system (control), (ii) liquid from the flocculant-enhanced solid-liquid separation module (SS pretreatment), and (iii) liquid from the biological N module that used nitrification/denitrification after solid-liquid separation (SS + NDN pretreatment). From each column, a 0.42-L sample was removed weekly at 0.6 m below the liquid level using a peristaltic pump and replaced with the corresponding control or pretreated liquid (Table 1). Tap water was added weekly to each column vessel to replenish evaporation losses. At the end of the 15-mo study, the volumes of supernatant liquid and sludge were measured for each column as described by Szogi and Vanotti (2014). Wastewater and sludge analyses were performed according to Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

A mass flow analysis approach was used to estimate the mass decline of P, Cu, and Zn accumulated in lagoon columns. For each element, the mass flow analysis included the following three components: (i) initial mass (IM) in the column at the beginning of the experiment (T_0); (ii) total mass accumulated (TM) during the 15-mo study ($T_0 - T_{15}$); (iii) the recovered mass (RM) at the end of the experiment (T_{15}). The TM was computed as IM plus mass inflow (M_{in}) minus the mass outflow (M_{out}). The mass of each component was calculated as the product of element concentration and its volume. The IM and the RM of the column were computed as the sum of the element mass in the liquid and sludge fractions. The ratio TM/RM was used to estimate the percent mass recovery efficiency.

RESULTS AND DISCUSSION

Concentrations of TSS, TP, SRP, Cu, and Zn were monitored during the course of the study, and the volumes of liquid and sludge were used to estimate TP, Cu, and Zn mass accumulation in the columns. Even though both pretreatments effectively removed solids and reduced TP and SRP concentrations with respect of the control at the end of the 15-mo (T_{15}) study (Table 2), both TP and SRP were negatively correlated with TSS concentrations ($r = -0.51$ to -0.87 , $n=16$, Table 3). These results suggest the possible dissolution of P from the sludge into the overlying lagoon liquid. On the other hand, the removal of solids by both pretreatments was effective to reduce Cu and Zn concentrations in the lagoon liquid column (Table 2); their concentrations were positively correlated ($r = 0.79$ to 0.90 , $n=16$) with TSS concentrations (Table 3).

The mass flow balances effectively determined the effect of SS and SS+NDN pretreatments on TP, Cu and Zn buildup in the lagoon columns (Table 4). The estimated net mass accumulation (RM - IM) of TP, Cu, and Zn in the conventional (control) lagoon were equivalent to 6627, 245 and 413 $\text{ha}^{-1} \text{lagoon yr}^{-1}$, respectively. With respect to the control, the net mass accumulation declined in the lagoon columns receiving both liquid pretreatments: TP mass declined by 65% (2336 $\text{kg TP ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) with SS, and by 84% (1060 $\text{kg TP ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) SS + NDN; Cu declined by 80% (49 $\text{kg Cu ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) with SS, and

112% (net loss of 31 kg Cu ha⁻¹ yr⁻¹) with SS+NDN; and Zn declined by 73% (109 kg Zn ha⁻¹ yr⁻¹) with SS, and 104% (18 kg Zn ha⁻¹ yr⁻¹) with SS+NDN.

CONCLUSIONS

The reduction of solids input with both pretreatments resulted in the decline in mass accumulation of TP, Cu, and Zn in lagoon liquid and sludge. These pretreatments can help minimize sludge removal for lagoon maintenance and land area for its disposal. As an additional benefit, solids removal by both pretreatments offers the opportunity for recovery of nutrients and energy from manure.

ACKNOWLEDGEMENT

Mention of trade names or commercial products in this article is solely for the purpose of providing specific information and does not imply recommendation or endorsement by the U.S. Department of Agriculture. This research was part of USDA-ARS National Program 214: Manure and By-Product Utilization; ARS Project 6082-13630-005-00D "Innovative animal manure treatment technologies for enhanced environmental quality."

REFERENCES

- Barker, J.C., 1996. Swine production facility manure management: Pit-recharge-lagoon treatment. Pub. No. EBAAE-128-88. North Carolina Cooperative Extension Service, Raleigh, NC.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998). 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Szogi, A.A., and M.B. Vanotti. 2014. Water quality and nitrogen mass loss from anaerobic lagoon columns receiving pretreated influent. *Journal of Environmental Quality* **43**(4):1219-1226.
- Vanotti, M. B., A. A. Szogi, P. D. Millner, and J. H. Loughrin. 2009. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. *Bioresource Technology* **100**(22):5406-5416.

Table 1. Composition of the influent liquids in the 15-mo column study (means ± standard deviation). All parameters expressed in mg L⁻¹, except pH.

Parameter	Liquid Manure Pretreatment		
	Control*	SS	SS + NDN
TSS	13,332 ± 6802	1382 ± 732	279 ± 164
pH	7.73 ± 0.28	7.84 ± 0.23	7.77 ± 0.69
TP	594 ± 361	172 ± 66	97 ± 24
SRP	121 ± 69	103 ± 46	87 ± 22
Cu	19 ± 10	2.1 ± 1.7	0.2 ± 0.1
Zn	29 ± 13	3.1 ± 2.1	0.2 ± 0.2

TP, total phosphorus; SRP. Soluble reactive phosphorus; Cu, copper; Zn, zinc. TSS, total suspended solids.

Table 2. Initial and final mean composition and volume of liquid and sludge in column experiment. All parameters expressed in mg L⁻¹, pH and Volume (L). Data are average of two lagoon columns per pretreatment

Parameter	Initial Lagoon (T ₀)		Lagoon Pretreatment - Final (T ₁₅)					
			Control		SS		SS + NDN	
	Liquid	Sludge	Liquid	Sludge	Liquid	Sludge	Liquid	Sludge
TSS	240	40,900	480	64,925	223	73,750	100	81,750
pH	8.15	7.69	8.01	7.60	8.23	7.84	8.41	8.21
TP	40	1406	100	4953	73	5479	92	6133
SRP	42	95	74	102	58	93	76	91
Cu	0.2	65	0.7	211	0.1	226	0.1	245
Zn	0.4	88	1.2	307	0.4	327	0.3	343
Volume	32.2	4.6	29.8	7.0	32.3	4.5	33.2	3.6

Table 3. Linear correlation coefficients (r) of TSS versus TP, SRP, Cu, and Zn concentrations in the liquid of water columns of the 15-mo column study (n=16).

Treatment	Parameters			
	TP	SRP	Cu	Zn
Control	0.352	-0.160	0.841*	0.897*
SS	-0.506*	-0.731*	0.891*	0.852*
SS+NDN	-0.774*	-0.872*	0.885*	0.786*

* Indicates probability ($P < 0.05$) that $r = 0$; otherwise, r is not significantly different from 0.

Table 4. Total initial mass, mass flow, and recovered mass of P, Cu, and Zn for the treatments of the lagoon column experiment (liquid + sludge).

Element	Lagoon Pretreatment	IM (T ₀)	M _{in}	M _{out}	TM	RM	TM/RM
						(T ₁₅)	%
g Column⁻¹							
P	Control	22.6	14.7	2.1	35.2	37.6	94
	SS	22.6	4.7	2.1	25.2	27.8	91
	SS + NDN	22.6	1.8	2.2	22.2	25.0	89
Cu	Control	0.93	0.47	0.02	1.388	1.49	93
	SS	0.93	0.05	0.01	0.97	1.04	93
	SS + NDN	0.93	0.003	0.01	0.92	0.86- 0.07	107
Zn	Control	1.25	0.72	0.03	1.94	2.18	89
	SS	1.25	0.08	0.02	1.31	1.50	87
	SS + NDN	1.25	0.004	0.02	1.23	1.21	102

IM = Initial Mass (T₀); M_{in} = Mass Inflow; M_{out} = Mass Outflow; TM = Total Mass Accumulated (T₀ - T₁₅) [TM = IM + M_{in} - M_{out}]; RM = Recovered Mass (T₁₅), TM/RM = Recovery efficiency expressed in percentage.



IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

NITROGEN LOSS (NH₃, N₂O) PATTERNS IN BENCH-SCALE COMPOSTING

Inácio, C.T.^{*1,3}; Urquiaga, S.²; Chalk, P.M.³; Alves, B.J.R.²

¹CPGA-CS, Soil Science Department, UFRRJ, Seropédica-RJ-Brazil

²Embrapa Agrobiology, Seropédica-RJ-Brazil

³Embrapa Soils, Rio de Janeiro-RJ-Brazil

*e-mail: caio.teves@embrapa.br

SUMMARY: Nitrogen (N) losses during composting reduce the value of the end product as a fertilizer. Nitrogen is lost during composting mainly by ammonia (NH₃) volatilization in the thermophilic phase. We used three bench-scale aerobic bioreactors with a controlled temperature difference (CDT) system as an experimental approach to investigate the pattern of N losses during composting. N₂O peak emission occurred much earlier (7h) than NH₃ volatilization (48-60h) during the thermophilic phase (~55°C) of bench-scale composting. The NH₃ volatilization peak rate occurred following the greater biological activity (O₂ consumed/CO₂ evolved) at 40°C which could coincide with greater ammonification, but immobilization of NH₄⁺/NH₃ also occurs at this point affecting NH₃ volatilization. Differences in temperature curves and accumulated NH₃-N were related to the biological activity in each vessel. Therefore, O₂ consumed/CO₂ evolved measurements must be part of the evaluation of composting in further studies for comparisons of techniques to reduce NH₃ volatilization.

Keywords: horse manure, bioreactors, respirometric method.

INTRODUCTION

Composting of agricultural/agro-industrial wastes is a major process to produce organic and organo-mineral fertilizers, and compost is the major soil amendment for certified organic farming systems. However, the nitrogen (N) losses during composting reduce the value of the end product as a fertilizer. Nitrogen is lost during composting mainly by ammonia (NH₃) volatilization in the thermophilic stage that can account for 60 to 99% of total N losses (Liang et al., 2006), while nitrous oxide (N₂O) accounts for less than 5.0% to 22% of N losses (Fukumoto et al., 2011), depending on the composting conditions. A wide variation of total N losses might be expected in both laboratory- and full-scale composting. Many parameters affect NH₃ volatilization such as substrate composition, pH, temperature, aeration, and moisture content. Various techniques have been proposed to reduce NH₃ volatilization and enhance the value of compost as fertilizer e.g. struvite crystallization by addition of Mg and P salts (Jeong and Kim, 2001). However, little attention has been given to a comparative assessment of the efficacy of NH₃ mitigation techniques. Diverse units used by different authors make direct comparisons difficult. Moreover, erroneous conclusions could be made when biological activity is not taken in account or comparisons are made between treatments having different biological activities or ammonification rates. An appropriate experimental approach seems to be crucial to assess the composting process. Bench-scale aerobic bioreactors have been used for many proposes in composting studies and it seems to be useful for N loss comparisons. In this abstract we report the results of NH₃ volatilized and N₂O emitted from a bench-scale composting system which will be used in further studies for comparisons of techniques to reduce NH₃ volatilization during composting.

MATERIAL AND METHODS

Three bench-scale cylindrical bioreactors (3.0 L) of polypropylene equipped with insulation and electrical resistance tape were used to contain the composting process. Forced aeration was controlled by a rotometer coupled with a pressure regulator (ASA®) and monitored by a digital fluxometer (Omega®) at 150 and 50 ml min⁻¹ during the first 0-120h (0-5d) and 121-240h (6-10d), respectively. Temperature was controlled by a temperature differentials method (Magalhães et al., 1993) using Microsoll® II plus and Sitrad® software (FullGauge®) which also programmed the sampling of the exhaust air by a multi-sampler equipped with solenoid valves. Biological activity within each vessel was monitored by a respirometric method using an in-line O₂-zirconia sensor and CO₂ infra-red sensor (SST® Sensing). The air inlet was humidified prior to entry into the vessel and the air outlet was passed through an acid trap (0.5M H₂SO₄, 100ml, renewed each 6 hours) and a silica gel filter prior to gas sensing. Respirometry and flow meter data were stored in a datalogger (Campbell®).

Aerobic-thermophilic composting was carried out for 10 days. Each vessel contained approximately 1000 g wet weight with 70% moisture of a 2:1 mixture (wet basis) of horse bedding manure and hydroponic lettuce (chopped leaves). The maximum temperature was set at 55°C. Volatilized NH₃ was determined by a distillation/titration method. Gas samples were collected with syringes at 25, 30, 40, 50, 55°C for N₂O analysis by gas chromatography. Solid samples were taken at 0, 1, 5 and 10 days for further chemical analysis.

RESULTS AND DISCUSSION

The three simultaneous composting runs showed typical temperature curves, with an exponential increase of temperature reaching 56.0-57.1°C within 18 hours. Despite the similarity in temperature curves, bioreactor #1 had a faster temperature increase and a shorter thermophilic phase than the other two vessels (Fig.1A). After 10 days the organic material showed different visual and odor characteristics than the feedstock, and the lettuce leaves were totally decomposed. The loss of total dry mass was around 43.0 g (±0.7) or 14.3% (±0.3) of the initial dry mass and the greater proportion of dry mass was lost in the first 5 days. Biological activity was intense and similar among replicates, but with slight differences. O₂ consumption reached its peak at 40°C (6h) within a range of 8 to 10% (Fig. 3). O₂ consumption/CO₂ evolved data showed that the smaller biological activity coincided with the shorter thermophilic phase of bioreactor #1 (Fig.1 and Fig.2).

Nitrous oxide peak emission occurred much earlier (7h) than peak ammonia volatilization during composting (48-60h). Nitrous oxide (N₂O) emission was inversely related to O₂ consumption and initial temperature increase (20 to 40°C). The initial emission rate may be mainly related to the emission of N₂O previously formed, emission being favored by forced aeration. A rapidly increasing N₂O emission occurred at >40°C at the highest O₂ consumption rate and the peak emission rate occurred just when the temperature reached 55°C (Fig.1B). Therefore, the peak N₂O concentration was probably due to denitrification of nitrite/nitrate produced by the biodegradation of organic material and dead microbial biomass. Bioreactor #3 showed a different emission pattern (Fig.1B) for which there is presently no apparent explanation. Nitrite accumulation has been related to N₂O emissions during the mesophilic (maturation) phase (Fukumoto et al., 2011). However, this pattern of emission was not observed in our bench-scale experiment, most likely due to the aerobic conditions (aeration) or the absence of nitrite accumulation.

Ammonia volatilization curves were similar with rapidly increasing rates between 12 and 60h during the thermophilic stage (Fig.3A), except for bioreactor #1. However, the cumulative amount of NH₃ trapped was different among replicates (Fig.3B). This

IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

difference might be attributed to the different temperature curves (shorter thermophilic phase) and biological activity (lower O₂ consumption/CO₂ evolved), which was pronounced for bioreactor #1. Nevertheless, 50 and 90% of the NH₃ volatilized was measured around 60 and 120h for all replicates (Fig. 3B). The pH rose from 7 to 8.3-8.4 which favors NH₃ volatilization. The pH also varied consistently (7 to 7.2-7.3) during the initial thermophilic temperature increase (40-55°C).

The ammonia volatilization peak rate occurred following the greater biological activity i.e. the peak O₂ consumed/CO₂ evolved which could coincide with greater ammonification, but immobilization of NH₄⁺/NH₃ also occurs at this point affecting NH₃ volatilization (Sasaki et al., 2005). Therefore, the peak volatilization rate was at 55°C (48-60h) when pH was higher but thermophilic biological activity was less intense than the mesophilic biological activity (<40°C). We hypothesize that most of the NH₃ volatilized came from the dead microbial biomass during the mesophilic/thermophilic temperature transition. However, the effect of temperature (>50°C) on the diffusion coefficient of gases must be taken in account. The high pH drives the relatively high NH₃ volatilization during the mesophilic (maturation) phase and the reduced air flow (low O₂ demand) sharply reduced NH₃ volatilization during this stage.

CONCLUSIONS

NH₃ volatilization and N₂O emission occurred during the thermophilic phase of bench-scale composting as expected. However, an unexpectedly high variation of accumulated N losses was found among replicates. Differences in temperature curves and accumulated NH₃-N were related to the biological activity in each vessel. Therefore, O₂ consumed/CO₂ evolved measurements were a useful parameter for evaluation of the composting process, which should be part of further studies for comparisons of techniques to reduce NH₃ volatilization during composting. Furthermore, considering that NH₃ volatilization is a major fractionation process of ¹⁵N, large variations of stable isotope signatures (δ¹⁵N) are expected to be found in evolved NH₃ (Lee et al., 2011) of compost during the thermophilic phase, and δ¹⁵N values of compost could be used to estimate N losses.

ACKNOWLEDGEMENT

We thank Andrea Loviane Silva for gas chromatography analysis and FAPERJ for a visiting scientist fellowship for Dr. Phillip M. Chalk (N^o 101.466/201) and fellowships (Scientist of the State of Rio de Janeiro) for Segundo Urquiaga and Bruno J. R. Alves.

REFERENCES

- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Kuroda, K., Waki, M., and Yasuda, T. (2011) Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresource Technology*, **102**, 1468–1474.
- Jeong, Y-L., and Kim, J-S. (2001) A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes. *Bioresource Technology*, **79**, 129–133.
- Lee, C., Hristov, A. N., Cassidy, T., and Heyler, K. (2011) Nitrogen isotope fractionation and origin of ammonia nitrogen volatilized from cattle manure in simulated storage. *Atmosphere*, **2**(4), 256–270.
- Liang, Y., Leonard, J. J., Feddes, J. J. R., and McGill, W. B. (2006) Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. *Bioresource Technology*, **97**, 748–761.
- Magalhães, A. M. T., Shea, P. J., Jawson, M. D., Wicklund, E. A., and Nelson, D. W. (1993) Practical simulation of composting in the laboratory. *Waste Management & Research*, **11**, 143–154.

IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
 May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

Sasaki, H. Yano, H., Sasaki, T., and Nakai, Y. (2005) A survey of ammonia-assimilating microorganisms in cattle manure composting. *Journal of Applied Microbiology*, **99**(6), 1356–1363.

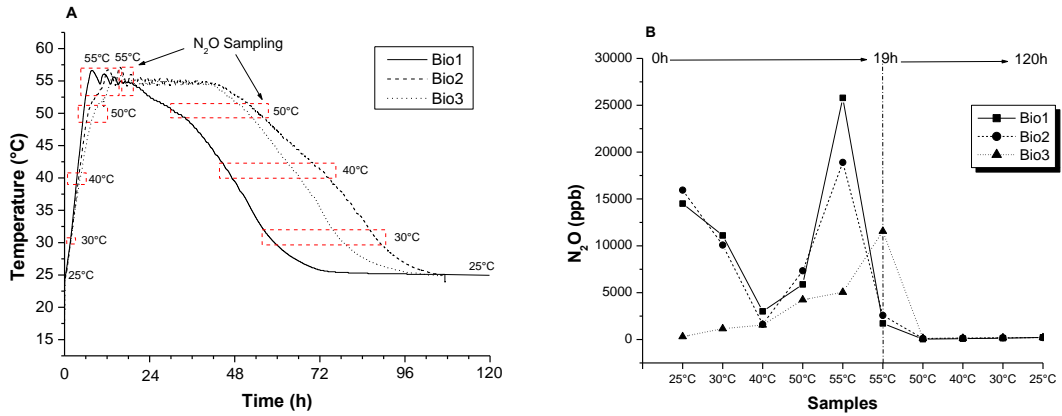


Figure 1. Temperature curves and sampling strategy of gas samples (A) and N₂O emission results (B) of bench-scale composting of horse bedding manure and lettuce leaves.

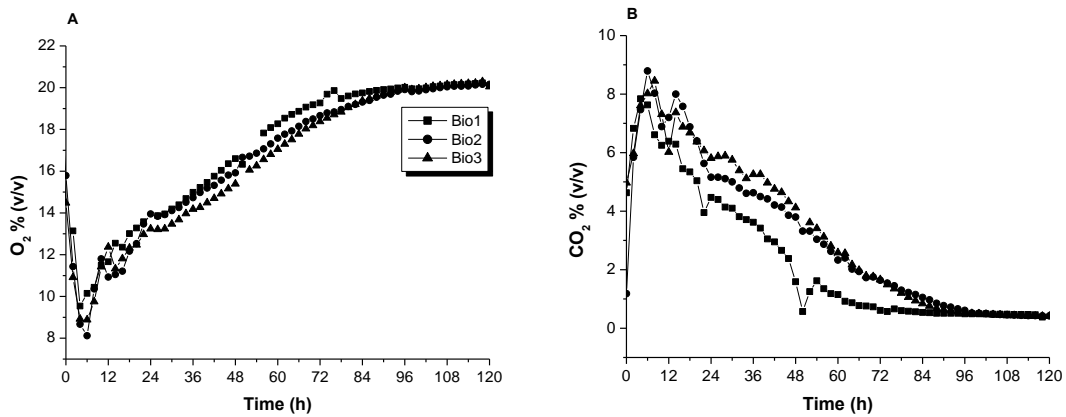


Figure 2. Biological activity of bench-scale composting of horse bedding manure and lettuce leaves. Respirometry by in-line sensor of (A) O₂ consumed and (B) CO₂ evolved.

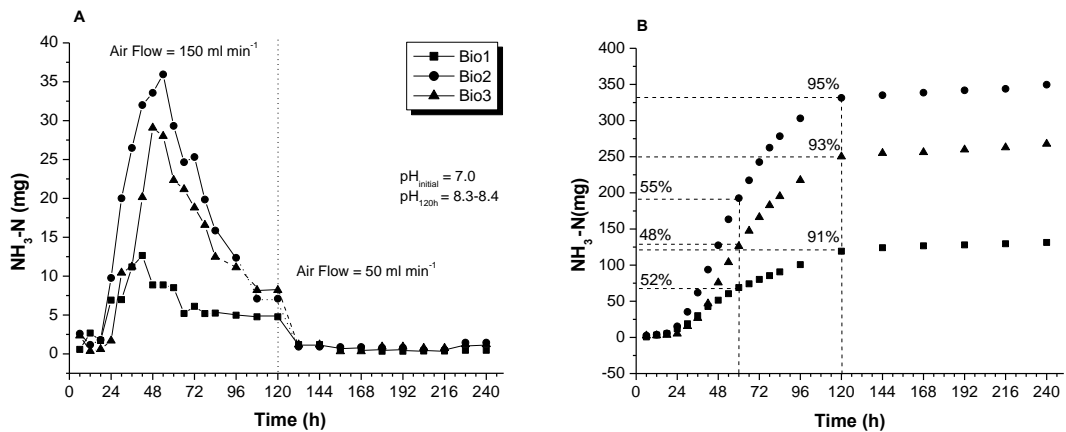


Figure 3. Ammonia volatilization in bench-scale composting of horse bedding manure and lettuce leaves. (A) NH₃-N volatilization rate (6h intervals), (B) Cumulative NH₃-N losses.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

ESTERCO BOVINO LEITEIRO E RESÍDUOS DE FRUTAS PARA A REPRODUÇÃO DE MINHOCAS (*Eisenia foetida*)

Gentilini, F.P.¹; Contreira, C.L.; Machado, I. da R.³; Oliveira, T.M.³; Peverada, D.D.³; Fischer, D.L.O.¹

¹Professora do câmpus Pelotas-Visconde da Graça/IFSul, Pelotas-RS-Brasil.

e-mail: fabianegentilini@cavq.ifsul.edu.br

²Mestranda PPGZ/FAEM/UFPel, Pelotas-RS-Brasil.

³Acadêmicos do Curso Tecnólogo em Gestão Ambiental, CaVG/IFSul, Pelotas-RS-Brasil

RESUMO: Objetivou-se avaliar o esterco bovino leiteiro e diferentes resíduos de frutas como substratos para reprodução de minhocas da espécie *Eisenia foetida*. O experimento foi realizado no câmpus CaVG/IFSul, durante 58 dias, em um delineamento completamente casualizado. Utilizaram-se recipientes plásticos redondos, com perfurações na parte de baixo e capacidade para 5 litros. Foram quatro tratamentos, com três repetições, que consistiram de: T1= somente esterco bovino leiteiro; T2= esterco bovino leiteiro+ resíduo de mamão; T3= esterco bovino leiteiro+ resíduo de goiaba; e T4= esterco bovino leiteiro+ resíduo de laranja comum. Observou-se uma maior atividade reprodutiva para as minhocas no T3 e T4. Conclui-se que a combinação do esterco bovino leiteiro com a goiaba ou laranja, proporcionou uma maior reprodução.

Palavras-Chave: substratos, vermicompostagem.

MANURE DAIRY CATTLE AND FRUIT WASTE TO WORMS REPRODUCTION

ABSTRACT: This study aimed to evaluate dairy cattle manure and different fruit waste as substrates for breeding earthworms *Eisenia foetida* species. The experiment was conducted on campus CAVG / IFSul during 58 days, in a completely randomized design. Were used round plastic containers with perforations at the bottom, with capacity of 5 liters. Were four treatments with three replicates, which consisted of: T1 = only dairy cattle manure; T2 = dairy cattle manure + papaya waste; T3 = dairy cattle manure + residue guava; and T4 = dairy cattle manure + residue common orange There was a greater reproductive activity of T3 and T4 to earthworms. We conclude that the combination of dairy manure with the guava or orange presented a higher reproduction.

Key Words: substrate, vermicomposting.

INTRODUÇÃO

Os sistemas agrícolas atualmente enfrentam um duplo desafio: serem tanto sustentáveis quanto produtivos, tendo em vista a crescente demanda alimentar da população. Esta condição tem proporcionado a maior aplicabilidade de práticas alternativas, como a vermicompostagem, que transforma a matéria orgânica em um composto orgânico, com a ação conjunta de microrganismos e das minhocas (Morselli et al., 2009).

A espécie *Eisenia foetida* tem sido uma das mais utilizadas neste processo, por alimentar-se de resíduos semicrus, podendo acelerar o processo de decomposição, tanto pelo revolvimento dos resíduos, favorecendo sua aeração e homogeneização, como pelos processamentos químicos que ocorrem em seu trato digestivo (Oliveira et al., 2008).

Durante a vermicompostagem as minhocas exercem sua atividade reprodutiva, que pode ser influenciada pelas condições ambientais, nutricionais e pela densidade populacional, além de ser variável conforme as espécies (Aquino et al., 1994). A *Eisenia foetida* tem sido a espécie mais utilizada, não por ser uma das mais prolíferas, mas pela adaptação aos resíduos (Morselli et al., 1996).

Assim, objetivou-se avaliar o esterco bovino leiteiro e diferentes resíduos de frutas como substratos para reprodução de minhocas da espécie *Eisenia foetida*.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no câmpus Pelotas – Visconde da Graça (CaVG), do Instituto Federal Sul-rio-grandense (IFSul), de 11 de junho a 08 de agosto de 2014, totalizando 58 dias.

Foram testados esterco bovino leiteiro e resíduos de frutas (mamão, goiaba e laranja comum), constituindo quatro tratamentos. O esterco bovino leiteiro foi adquirido no próprio câmpus, tendo sido submetido a um período de pré-compostagem de aproximadamente 60 dias, sendo mantido coberto com uma lona para protegê-lo da radiação solar direta e da chuva, até o ponto de curtimento. As frutas foram picadas com casca e sementes. As mesmas estavam maduras e em processo de deterioração, sendo consideradas impróprias para o consumo humano.

Foram preparados 12 recipientes plásticos circulares (garrafas pet de água mineral), com fundo perfurado e capacidade de 5 litros. Na parte superior dos recipientes foi colocada uma proteção de Tecido Não Tecido (TNT) preso ao redor dos mesmos com elástico, para evitar a fuga das minhocas e permitir uma boa aeração.

Cada recipiente representou uma unidade experimental, com quatro tratamentos e três repetições cada, num delineamento completamente casualizado.

Após o preparo dos recipientes plásticos, pesou-se e distribuiu-se 2.300 g de esterco bovino leiteiro, que teve 10% desta quantidade (230 g) substituída pelos resíduos de fruta. Nos tratamentos em que as frutas estavam presentes, os substratos foram distribuídos em camadas: esterco/fruta/esterco. Os tratamentos consistiram de: T1= somente esterco bovino leiteiro (controle); T2= esterco bovino leiteiro + resíduo de mamão; T3= esterco bovino leiteiro + resíduo de goiaba; e T4= esterco bovino leiteiro + resíduo de laranja comum.

Em cada recipiente, foram colocadas 20 minhocas cliteladas (adultas), acrescida de uma camada de palha de arroz ao final. Durante o período experimental os recipientes foram mantidos em uma sala/ambiente desprovida de luz, acondicionados em bancada. Ao final dos 58 dias realizou-se a contagem manual do número de indivíduos em cada recipiente.

Os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Tukey, com nível de significância de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os tratamentos diferiram significativamente ($P= 0,0156$), observando-se um maior número de minhocas no T3 (esterco bovino + goiaba) e T4 (esterco bovino + laranja), conforme apresentado na Figura 1.

Considerando-se o nível de acidez das frutas, a laranja (fruta cítrica com alto nível de acidez), proporcionou uma maior atividade reprodutiva das minhocas, seguida da goiaba, classificada como fruta não cítrica. Tanto a laranja quanto a goiaba são frutas ricas em vitamina C. A laranja ainda contém níveis elevados de antioxidantes, apresentando aproximadamente 170 tipos de fitoquímicos e mais de 60 flavonoides (Couto e Canniatti-Brazaca, 2010). As características químicas da laranja e da goiaba,



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

possivelmente tenham propiciado um meio nutritivo favorável para a atividade reprodutiva das minhocas. Assim como a quantidade fornecida, pois segundo Costa (2010), frutos de laranjas em excesso podem alterar o pH do minhocário e prejudicar tanto as minhocas quanto a qualidade do composto.

Mello et al. (2008) observaram uma maior atividade reprodutiva quando forneceram substrato composto de solo argiloso + esterco bovino + casca de melancia, destacando a preferência das minhocas por uma alimentação relativamente rica em nitrogênio proteico.

CONCLUSÃO

Conclui-se que a combinação do esterco bovino leiteiro e os resíduos da goiaba e laranja comum, proporcionou uma maior atividade reprodutiva das minhocas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUINO, A.M. de, ALMEIDA, L.D. de, FREIRE, R.L., DE-POLI, H. de. Reprodução de Minhocas (Oligoquetas) em Esterco Bovino e Bagaço de Cana-de-açúcar. **Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 29, n.2, p.161 – 168, 1994.

COSTA, E. Como fazer compostagem doméstica. 2010. Disponível em: <http://www.maiscommenos.net/blog/arquivos2/Como_fazer_compostagem_domestica.pdf>. Acesso em 10 de out. 2014.

COUTO, M.A.L.; CANNIATI-BRAZACA, S.G. Quantificação de vitamina C e capacidade antioxidante de variedades cítricas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Campinas, v. 30(supl.1), p. 15-19. 2010.

MELLO, A.H.; MEDRADA, I.; MOTA, J.C.; SILVA, A.L. Agricultura familiar e produção de vermicomposto em diferentes substratos nos projetos de Assentamento Rural (PA) na Região de Marabá – PA. **Revista Eletrônica de Extensão - UDESC em Ação**. 9º Encontro de Extensão. ISSN: 1982-7776. v. 2, n. 1, p. 1-11. 2008.

MORSELLI, T.B.A, CRUZ, C.E.L, POCAI, D. Efeitos de Diferentes Resíduos no Comportamento de *Eisenia foetida* em Estação Quente: II - Acasalamento. In: CONGRESSO GAÚCHO DE MINHOCULTURA. **Ciência Rural**, Pelotas, v.2, n.1, p. 50 - 53, 1996.

MORSELLI, T.B.G.A.; SILVA, A.C.R. da; OLIVEIRA, M.A.C. de; DUARTE, T.S. **Resíduos orgânicos em sistemas agrícolas**. Pelotas: Editora e Gráfica Universitária da UFPel, 2009.228p.

OLIVEIRA, E.M. DE; COSTA, F.X.; COSTA, C.C. Reprodução de minhoca (*Eisenia foetida*) em diferentes substratos. **Revista Caatinga**, v.21, n.5, p.146-150, 2008.

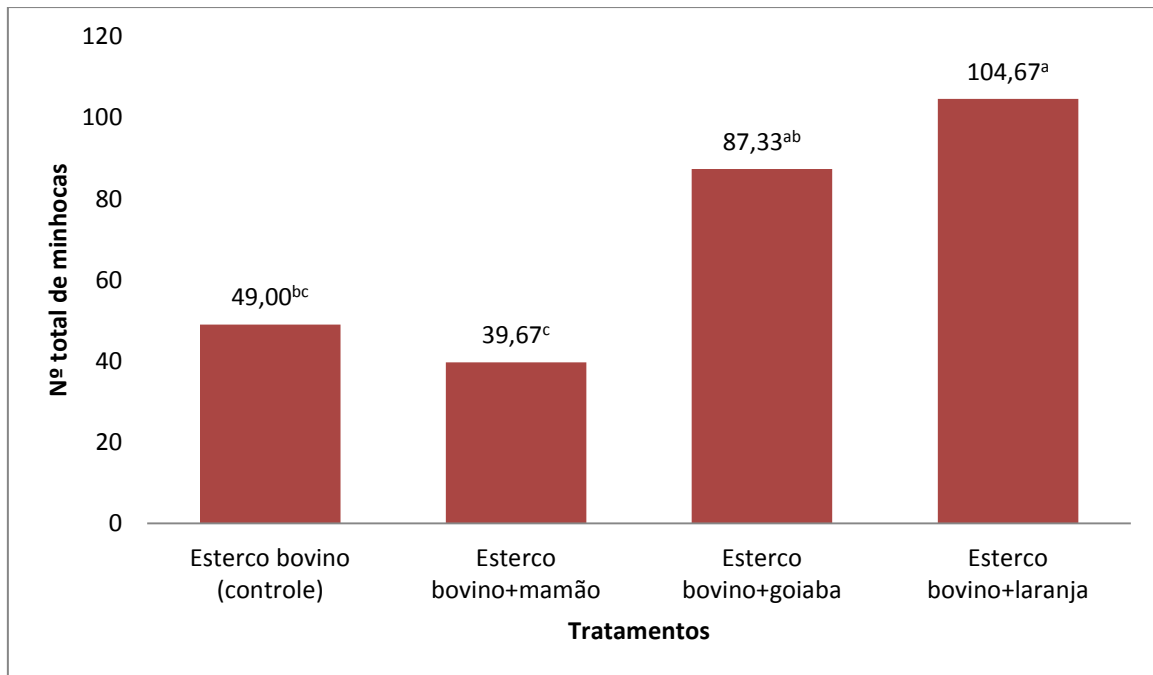


Figura 1: Número de minhocas obtidas em cada tratamento.

CARACTERIZAÇÃO DE FOSFATO DE CÁLCIO RECUPERADO QUIMICAMENTE A PARTIR DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

Bedendo C., G.^{1*}; Kunz, A.^{1,2}; Suzin, L.², Bortoli, M.³

¹Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil.

²PGEAGRI - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel-PR-Brasil.

³Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão-PR-Brasil.

e-mail: gizelle.bedendo@embrapa.br

RESUMO: A suinocultura é uma das atividades da cadeia pecuária com maior expressão no Brasil. No entanto, é apontada como uma das principais responsáveis por impactos ambientais, que ganham escala devido a crescente demanda por proteína animal, o que tem aumentado a concentração da produção em áreas menores, produzindo um grande volume de dejetos com elevada concentração de nutrientes, principalmente de fósforo e de nitrogênio. Quando a produção destes efluentes excede a demanda local para uso como fertilizantes, e então, não manejados e tratados de forma correta, podem representar uma ameaça para os recursos naturais, à saúde animal e humana. Além disso, estudos apontam para um esgotamento das fontes de fósforo, necessitando de novas estratégias para recuperação e reutilização deste nutriente. Dentro desse contexto, com o intuito de mitigar os dois principais problemas que envolvem o fósforo, os processos para sua remoção em efluentes suinícolas têm sido amplamente estudados, sendo a precipitação físico-química a que tem ganhado maior atenção devido ao baixo custo e a alta eficiência do processo. Desta forma, este trabalho teve por objetivo a caracterização físico-química do fosfato de cálcio recuperado a partir de um processo de precipitação, pós tratamento biológico de efluentes suinícolas, utilizando-se hidróxido de cálcio.

Palavras-chave: remoção de fósforo, cal hidratada, efluentes suinícolas

CHARACTERIZATION AND SOCIOECONOMIC EVALUATION OF CALCIUM PHOSPHATE CHEMICALLY RECOVERED FROM SWINE WASTEWATER

ABSTRACT: Swine production is one of the animal production chain with higher expression in Brazil. However, it is considered as one of the main responsible for environmental impact, that grows in scale due to the increasing demand for animal protein, which has increased the concentration of production in restricted areas, generating a large volume of waste with high concentration of nutrients, particularly phosphorus and nitrogen. When the production of these effluents exceeds the local demand for use as fertilizer, and when not treated and managed properly, it can represent a threat to the natural resources, to animal and human health. Furthermore, studies indicate a depletion of the phosphorus sources, requiring new strategies for recovery and reuse of this nutrient. Within this context, in order to mitigate the two main problems involving phosphorus, the processes for their removal in effluents from swine farms have been widely studied, with physico-chemical precipitation drawing more attention due to the high efficiency of the process. Thus, this study aimed the physico-chemical characterization of calcium phosphate recovered by a precipitation process after a biological treatment of the pig farm effluents, using calcium hydroxide.

Keywords: phosphorus removal, hydrated lime, swine effluents

INTRODUÇÃO

A agricultura e a pecuária têm crescente demanda por maior produtividade e isso implica na geração contínua de grandes quantidades de resíduos, que exigem manejo e

tratamento correto para tornar as atividades mais sustentáveis. Dentre tais demandas destaca-se a suinocultura e os processos de tratamentos dos dejetos gerados pela atividade (Kunz, et al. 2007). Os esforços atuais empregados em pesquisas, nos sistemas e processos, têm auxiliado o produtor com a gestão desses resíduos.

No atual cenário, o uso de nutrientes como o fósforo é indiscutível. Porém, estudos publicados nos últimos anos apontam para uma futura crise do fósforo (Ashley et al., 2011). Aliada a esse cenário, há a necessidade por sustentabilidade e uso racional dos recursos naturais, uma vez que o mesmo disponibilizado nos recursos hídricos em excesso juntamente com nitrogênio podem causar sérios danos ambientais, tais como a eutrofização (Rast; Thornton, 1996). Diante disso, torna-se imperioso a avaliação das fontes e dos processos para remoção/reutilização do fósforo (Cordell et al., 2011).

A Embrapa Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia-SC, tem estudado como alternativa de tratamento dos dejetos em suas granjas experimentais uma Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS), que remove de forma simultânea carbono e nitrogênio (Kunz et al., 2006). Com o intuito de avaliar a remoção físico-química do fósforo, um protótipo de Módulo P foi acoplado a ETDS. Este sistema é todo automatizado e o controle do processo é feito através do pH, sendo que a variação deste dentro de um limite pré-estabelecido aciona uma bomba dosadora liberando cal a 10 % (hidróxido de cálcio) que promove a precipitação do fósforo na forma de fosfato de cálcio em um sistema de mistura rápida seguindo, posteriormente, para um decantador e por fim para o leite de secagem.

O perfeito funcionamento do Módulo depende do sistema de tratamento estar funcionando adequadamente. Sendo que, sob essas condições a eficiência de remoção do fósforo é elevada. Estudos realizados por Vanotti, et al. (2007) em uma granja com 4.000 matrizes em Unidade de Produção de Leitões (UPL), trabalhando a pH 10,5, apresentaram 94 % de eficiência do processo.

Segundo Miele et al. (2011) o efluente final após o módulo de fósforo pode ser reutilizado em diversas atividades de limpeza na própria granja ou em consórcio com outras atividades como a piscicultura, o que permite minimizar a pressão sobre os recursos hídricos. Há também a possibilidade deste efluente ser liberado em corpos de água, por atingir padrão de lançamento. Outra possibilidade descrita por Dias et al. (2014) sugere que este pode ser usado com segurança para irrigação de culturas. Ainda, quando utilizado reagente alcalino na remoção de fósforo, alguns micro-organismos podem ser inativados se o pH de trabalho for superior a 9,0 ou totalmente inativados em valores de pH superiores a 11,0 (Vanotti, et al, 2007).

Neste processo, muitas partículas sólidas do efluente, micropoluentes e metais pesados são removidos, e o lodo formado pode ser utilizado como fertilizante, visto que o material é rico em fósforo e cálcio (Metcalf & Eddy, 1991). Outra vantagem deste lodo é o seu alto valor de mercado e a possibilidade de ser transportado a grandes distâncias (Miele et al., 2011). É também possível ser adicionado à compostagem, o que irá agregar valor ao composto final. Além de poder substituir o fosfato bicálcico nas rações aves e suínos, ingrediente com maior custo na alimentação animal (Tavernari et al., 2014).

Em relação aos custos de operação e de reagentes para obtenção do fosfato precipitado neste sistema devem ser consideradas as seguintes variáveis: operador do sistema, energia elétrica, tempo de funcionamento do módulo e quantidade de hidróxido de cálcio utilizado, de acordo com Miele et al. (2011).

Sendo assim, este estudo teve por objetivo a caracterização físico-química do fosfato de cálcio recuperado a partir da precipitação do fosfato pela adição de hidróxido de cálcio em um módulo de mistura rápida em processo contínuo, acoplado a um sistema de tratamento de dejetos suínos.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS) pertencente à Embrapa Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia-SC. O lodo foi gerado em um Módulo de P acoplado a estação. A caracterização deste precipitado foi realizada no Laboratório de Análises Físico-Químicas (LAFQ), através de análises físico-químicas que permitem conhecer a composição centesimal do precipitado contendo o fósforo. As análises consistiram da quantificação de cálcio por absorção atômica, fósforo por espectrofotometria, sódio e potássio por fotometria de chama, análise elementar via Analisador Elementar-CHNS, sólidos totais, matéria seca e cinzas (APHA, 2012). As amostras analisadas foram pool de diversas coletas que se tornam representativas do processo. A composição do lodo produzido é de essencial importância para se que se possa valorar este produto, assim como sugerir os seus possíveis usos. Também foram realizadas análises de fósforo solúvel no efluente inicial e final, com o intuito de obter a eficiência do processo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados experimentais referentes ao fósforo solúvel no efluente inicial e final mostraram que a eficiência média do processo foi de 87 ± 8 %. Em relação ao lodo precipitado, os resultados da caracterização estão indicados na Tabela 1.

A quantidade de elementos como sódio e potássio encontrada foi abaixo da expectativa, visto que estes elementos encontram-se em abundância no dejetos. Porém, o lodo apresenta baixa quantidade de carbono, indicando que a amostra contém pouca matéria orgânica, índice positivo em se tratando das aplicações desejadas dispostas acima. Tendo em vista que majoritariamente a composição final do lodo é o fosfato bicálcico e a proporção encontrada entre o cálcio e fósforo foi de 4:1, sugere-se que o lodo apresenta pureza satisfatória, valorando o produto.

CONCLUSÃO

Verificou-se que o processo de extração de fósforo em pH alcalino é eficiente e ambientalmente correto. O estudo demonstra que o lodo gerado, desde que utilizado com critério, é uma alternativa potencial de adubação orgânica e reposição nutricional para as plantas, pois é rico em fósforo e cálcio e contém macro e micronutrientes essenciais para o desenvolvimento de culturas e obtenção de boa produtividade. Outra possibilidade viável é o uso na compostagem, para agregar valor ao composto final. Diante disso, é possível visualizar os positivos impactos ambientais e socioeconômicos, pois o processo remove o fósforo, um contaminante ambiental com efeitos prejudiciais bem definidos, ao mesmo tempo em que oferece ao produtor um subproduto que pode reduzir custos com fertilizantes minerais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA & WEF. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. Washington, DC: American Public Health Association.

Ashley, K.; Cordell, D.; Mavinic, D. A brief history of phosphorus: from the philosophers stone to nutrient recovery and re-use. *Chemosphere*, 84 (2011), pp. 737–746.

Cordell, D.; Rosemarin, A.; Schröder, J.J.; Smit A.L. Towards global phosphorus security: a systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, 84 (2011), pp. 747–758.

Dias, J.R.; Kunz, A.; Vianceli, A.; Chini, A.; Suzin, L.; Tápparo, D.C.; Inativação de circovirus suíno tipo 2 (PCV2) por exposição a pH 10. Anais da 8ª Jornada de Iniciação Científica-JINC, 16 de outubro de 2014.

Kunz, A. et al. In: Seganfredo, Milton Antonio (Ed). Gestão ambiental na suinocultura. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. Cap. 4, p. 105-118.

Kunz, A.; Schierholt, G.; Menozzo, G.; Bortoli, M.; Ramme, M.; Costa, R. Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS) alternativa na redução do impacto ambiental da suinocultura. Embrapa Suínos e Aves, P. 1-6, 2006. (Comunicado Técnico 452).

Metcalf & Eddy; Wastewater Engineering: Treatment disposal reuse. 3rd ed., New York: McGraw Hill, 1991, p. 83-87, p. 303-308, p. 741-744.

Miele, M.; Kunz, A.; Corrêa, J.C.; Bortoli, M.; Steinmetz, R.L.R. Impacto econômico de um sistema de tratamento dos efluentes de biodigestores. Anais do XL Congresso Brasileiro De Engenharia Agrícola-CONBEA, 24 a 28 julho de 2011.

Rast, W.; Thornton, J. A.; Trends in eutrophication research and control. *Hydrol. Process.* 10(1996) p. 295-313.

Tavernari, F.C.; Kunz, A.; Lima, G. J. M. M.; Sordi.; Suzin, L. Disponibilidade de fósforo de fosfato extraído de efluentes da suinocultura. Anais do XIII Seminário Técnico Científico de Aves e Suínos - AveSui, 13 a 15 de maio de 2014.

Vanotti, M. B.; et al.; Development of environmentally superior treatment system to replace anaerobic swine lagoons in the USA. *Bioresour. Technol.* 98 (2007) p. 3184-3194.

Tabela 1. Resultados da caracterização do lodo precipitado no Módulo P.

Caracterização do lodo precipitado										
Ca	P	Na	K	Análise Elementar (%)		Matéria Seca (%)	Cinzas (%)	Sólidos Totais (g/L)	Sólidos Fixos (g/L)	Sólidos Voláteis (g/L)
				C	N					
4640,78	1082,13	2,59	10,22	11,94	0,63	6,96	5,44	63,37	52,05	11,32

PATHOGEN INACTIVATION BY HYDRATED LIME ADDITION IN SWINE WASTEWATER FOR REUSE PURPOSES

Viancelli, A¹.; Kunz, A^{2,3}.; Fongaro, G⁴.; Kich, J.D.².; Barardi, C.R.M.⁴.; Suzin, L.³*

¹ Fellow Capes, 89700-000, Concórdia, SC, Brazil.

² Embrapa Swine and Poultry, 89700-000, Concórdia, SC, Brazil.

³ PGEAGRI/CCET - UNIOESTE - Cascavel, PR, Brazil.

⁴ MIP/LVA - UFSC, 88040-900 Florianópolis, SC, Brazil.

e-mail: alinevbortoli@gmail.com

ABSTRACT: The present study aimed to evaluate pathogens inactivation (*Escherichia coli*, *Salmonella enterica* serovar *typhymurium* and *Porcine circovirus* type 2), in the liquid fraction generated after $\text{Ca}(\text{OH})_2$ addition in swine wastewater, exposed for 3 and 24 hours at different pH conditions: 9.0, 9.5 and 10.0. The results showed the total inactivation of *E. coli*, *Salmonella* and PCV2 at pH 10.0 after 24 h exposition. The liquid fraction could be safely reused for the irrigation of crops, or cleaning the swine production facilities.

Keywords: *Salmonella*, *E. coli*, *Porcine circovirus*.

INTRODUCTION

The presence of pathogenic micro-organisms in the wastewater is a sanitation concern. Multiple studies have identified *Salmonella*, *Escherichia coli* (*E. coli*), *Porcine circovirus* type 2 (PCV2) and many other micro-organisms in swine wastewater even after treatment (Fongaro et al., 2014; Viancelli et al., 2013; Vanotti et al., 2005).

The necessity of inactivating pathogens present in manure prior to land application has justified the use of advanced technologies (Macauley et al., 2006; Wong and Sevan 2009). However, some alternatives, such as ozone, are expensive, and others, such as UV light, are not effective against manure due to the organic material and suspended solids present in the effluent that can inhibit the ability of the UV light to penetrate the liquid (Billota and Daniel, 2012).

The use of hydrated lime (calcium hydroxide, $\text{Ca}(\text{OH})_2$) is an attractive wastewater treatment option due to the ability of lime to kill pathogens (Wong and Selvam 2009). However, it is important to determine the pH value needed to remove pathogens from the wastewater as well.

The present study aimed to evaluate the pathogen inactivation (*E. coli*, *Salmonella enterica* serovar *typhymurium* and PCV2) in the liquid fraction generated after the addition of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ to swine wastewater.

MATERIAL AND METHODS

Pathogen inactivation experiments: Wastewater samples were collected from a secondary settling tank in swine manure treatment system located at Embrapa Swine and Poultry (Kunz et al., 2009). Inactivation experiments were conducted using 1 L of wastewater (with six replicates). $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (10 %, w v⁻¹) was added to the samples under stirring (300 rpm) until the desired pH was reached. The wastewater was inoculated with 10³ NMP of *Salmonella enterica* serovar Typhimurium (ATCC 15631). *E. coli* and PCV2 were not inoculated because they were already present in the wastewater. Three inactivation strategies were performed at pH values of 9.0, 9.5 and 10.0. Liquid fraction samples were collected at t₀, t_{3h} and t_{24h}.

Micro-organisms analysis: *E. coli* quantification was performed using Chromocult® Coliform agar following the manufacturer's instructions. *Salmonella* spp. was quantified as described by Andrews et al. (2011). PCV2 was quantified by qPCR following the protocols described by Viancelli et al. (2012).

RESULTS AND DISCUSSION

An overview of pathogen inactivation is presented in Table 1. Exposure to a pH of 9.0 for three hours resulted in a 3 log₁₀ inactivation of PCV2, but no reduction in the levels of *E. coli* and *Salmonella* was observed. *E. coli* inactivation was first observed after 24 h. The treatment at pH 10.0 was the most effective at inactivating the studied pathogens. All of the bacteria and viruses were killed after 24 h of exposure.

Elevating the pH up to 8.5 results in the formation of carbonate that subsequently forms insoluble metal salt complexes with divalent cations (Mg²⁺, Ca²⁺, Zn²⁺, Fe²⁺). This renders the cations unavailable to bacterial enzymatic activities and consequently kills the bacteria. The divalent cations also help to stabilize the lipopolysaccharide (LPS) in the outer membrane of Gram-negative bacteria such as *E. coli* and *Salmonella*. Therefore, at an elevated pH, the LPS loses structural integrity, and the periplasmic proteins can be damaged (Jarvis, 2001).

The proposed inactivation mechanism for some viruses is the cleavage of nucleic acids by ammonia (Ward, 1978). Koch and Euler (1984) hypothesized that high pH itself was not the cause of viral inactivation; they instead posited that the ammonia released due to the increased pH was responsible for the viral inactivation.

The inactivation of pathogens is an important concern when the goal of the treatment is water reuse. The advantages of reusing water is evident when considering that the amount of water used in agriculture is much higher than the amount used for any other purpose (i.e., for domestic and industrial uses combined) (WHO, 2006). The WHO legislation recommends the reuse of water in drip irrigation when the water contains less than 10⁴ / 100 mL of *E. coli* (as in the present study) (WHO, 2006). However, other regulations recommend that the *E. coli* amount be below 10² / 100 mL in the reused water (EPA, 2012).

In general, the pathogen reduction obtained after 24 h of exposure to a pH of 9.5 is sufficient to allow the liquid fraction to be reused in activities such as root and leaf crop irrigation and cleaning the swine production facilities (WHO, 2006).

CONCLUSION

The results presented in this study show the efficiency of pH elevation with Ca(OH)₂ in the inactivation of *E. coli*, *Salmonella* and PCV2. If wastewater is treated at a pH of 10.0 for 24 h, the pathogenic micro-organisms can be inactivated, and this water could be safely used for the irrigation of crops, cleaning the swine production facilities.

ACKNOWLEDGEMENT

Authors thanks financial support from CAPES.



**IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ**

REFERENCES

- Andrews, W.H, et al. Salmonella. In: Food and drug administration – Bacteriological analytical manual. 9.ed. Gaithersburg: AOAC INTERNATIONAL, 2011. p.5.01- 5.020.
- Bilotta, P.; Daniel, L.A. 2010. Advanced process of microbiological control of wastewater in combined system of disinfection with UV radiation. *Water Sci Technol* 61 (10), 2469-2475.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2012. Guidelines for Water Reuse. Report EPA/625/R-04/108. USEPA, Washington D.C., USA.
- Fongaro, G., Viancelli, A., Magri, M.E., Elmahdy, E.M., Biesus, L.L., Kich, J.D. ; Kunz, A., Barardi, C.R.M. 2014. Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. *Sci Total Environ*, 479, 277-283.
- Jarvis, G.N., Fields, M.W., Adamovich, D.A., Arthurs, C.E., Russell, J.B., 2001. The mechanism of carbonate killing of *Escherichia coli*. *Letters in Appl Microbiol* 33, 196-200.
- Koch K.M.A., Euler B., 1984. Lime as a disinfectant for pig slurry contaminated Aujeszky's disease (pseudorabies) virus (ADV). *Agr Wastes* 9, 289–297.
- Kunz, A., Miele, M., Steinmetz, R.L.R., 2009. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresour Technol* 100, 5485–5489.
- Macauley, J.J.; Qiang, Z.; Adams, C.D.; Surampalli R.; Mormile, M.R., 2006. Disinfection of swine wastewater using chlorine, ultraviolet light and ozone. *Water Res* 40 (10), 2017-2026 .
- Vanotti, M.B., Millner, P.D., Hunt, P.G., Ellison, A.Q., 2005. Removal of pathogen and indicator microorganisms from liquid swine manure in multi-step biological and chemical treatment. *Bioresour Technol* 96, 209–214.
- Viancelli, A., Garcia, L.A.T., Kunz, A., Steinmetz, R., Esteves, P.A., Barardi, C.R.M., 2012. Detection of circoviruses and porcine adenoviruses in water samples collected from swine manure treatment systems. *Res Vet Sc* 93, 538-543.
- Viancelli, A., Kunz, A., Steinmetz, R.L.R., Kich, J.D., Souza, C.K., Canal, C.W., Coldebella, A., Esteves, P.A., Barardi, C. R. M. 2013. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. *Chemosphere* 90, 1539-1544.
- Ward, RL. 1978. Mechanism of poliovirus inactivation by ammonia. *J Virol* 26 (2), 299:305.
- WHO. 2006. Guidelines for the safe use of the wastewater, excreta and grey water. Vol 2, Wastewater use in agriculture. WHO, Geneva, Switzerland.

Wong, J.W.C. and Selvam, A., 2009. Reduction of indicator and pathogenic microorganisms in pig manure through fly ash and lime addition during alkaline stabilization. *J Hazard Mater* 169, 882–889.

Table 1. Overview from the pathogens reduction (\log_{10}) in the reuse water after exposition to different pH and time.

pH	9.0		9.0		10.0	
	T _{3H}	T _{24H}	T _{3H}	T _{24H}	T _{3H}	T _{24H}
<i>E. coli</i> (T _{0h} = 10 ³ CFU)	0	1	1	ND	1	ND
<i>Salmonella</i> (T _{0h} = 10 ⁴ MPN)	0	0	0	1	1	ND
PCV2 (T _{0h} = 10 ⁷ gc)	3	4	3	5	4	ND

ND = not detected.



IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

NITROGEN REMOVAL BY DEAMMONIFICATION PROCESS USING EGSB REACTOR

Scussiato, L.A.*¹; Kunz, A.^{1,2}; Amaral, A.C.¹; Chini, A.¹; Prá, M.C.D.³; Jacinto, I.C.⁴

¹Western Paraná State University, Cascavel-PR-Brazil

²Embrapa Swine and Poultry, Concórdia-SC-Brazil

³Federal University of Santa Catarina, Florianópolis-SC-Brazil

⁴University of Contestado, Concórdia-SC-Brazil

*e-mail: lucas.a.scussiato@gmail.com

SUMMARY: Brazilian swine production has developed an important role in the global market. In this way, with the increase Confined Animal Feeding Operations (CAFOs) processes, high volume wastewater with high pollution potential has been generated. To minimize the environmental impacts, biological treatment of wastewater is an alternative to minimize risks. There are numerous biotechnologies able to mitigate the pollution potential of swine wastewater. However, some aspects must be considered to choice the best alternative as, costs, process reliability, operational complexity and required environmental impact reduction. In this context, new processes for nitrogen removal must be developed, as deammonification processes such as partial nitrification/anammox. These processes are highly efficient and there is no need external carbon source supplementation. However, there need further studies to understand microbial complexity, so that the biotechnology can be transfer to farmers with safety and reliability. The purpose of this study is to investigate the feasibility of applying the deammonification process at ambient temperatures with a high nitrogen loading rate (NLR).

Keywords: Deammonification, nitrogen removal, partial nitrification/anammox.

INTRODUCTION

The last decades, the animal production has changed from subsistence to an industrial model, decreasing production costs but increasing to her higher potential environmental impact (KUNZ, 2009).

In this way, with the increase of Confined Animal Feeding Operations (CAFOs) processes, high volume wastewater with high pollution potential and high concentration of nutrients (N and P). To minimize the activity environmental impacts, biological treatment of wastewater is an alternative to minimize the environmental risks (KUNZ *et al.*, 2007).

Recently, several novel and cost-effective biological nitrogen elimination processes have been developed, including partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation (Anammox), and its combined system deammonification process (single stage or two stage). The single reactor configuration offers the potentiality of cost reduction in wastewaters treatment (AHN, 2006; VANOTTI, *et al.* 2013).

The deammonification process has a good applicability for nitrogen removal in wastewater of animal production and agroindustry. For successful establishment of deammonification process, it is important to pay attention in the influence of management conditions such as the temperature, dissolved oxygen concentration, inhibitory substances and reactor configuration.

However in an EGSB reactor (expanded granular sludge bed) the granular sludge bed is expanded and the hydraulic mixing is intensified in order to improve the wastewater and biomass contact (KATO, 2003).

The purpose of this study is to investigate the applicability the deammonification process at ambient temperatures with a high nitrogen loading rate (NLR).

MATERIAL AND METHODS

This study was conducted using an EGSB bioreactor lab-scale (1L). The bioreactor was inoculated containing nitrifying bacteria/anammox bacteria.

The reactor was fed with a synthetic wastewater consisting of 266-437 mgNH₄-N L⁻¹. The composition of synthetic wastewater was as follows: K₂HPO₄ (100 mg L⁻¹), NaHCO₃ (2911 mg L⁻¹), Na₂CO₃ (391 mg L⁻¹) MgSO₄ (60 mg L⁻¹), FeSO₄ (80 mg L⁻¹), CaCl₂ (80 mg L⁻¹), trace element solution 0.1 mL/L (Magrí, *et al.* 2012).

Nitrogen Removal Rate (NRR) of the reactor was monitored for 40 days. Nitrogen loading rate (NLR) was maintained between 0.9 and 1.5 kg-N m⁻³ d⁻¹. Hydraulic Retention Time (HRT) was fixed at 7.0 h. Operating an ambient temperature was 25°C ±1 and intermittent aeration in cycle of 30 minutes, (15 min anoxic phase/15 min aerobic phase) controlled by a Programmable Logic Controller (PLC) system.

The pH and DO values were determined using a pH meter (Hanna, pH 21) and a DO meter (YSI 55), respectively. Airflow (Q_{air}) was controlled (20 -30 mL/min) using flowmeter (Gilmont, GF-9260).

Samples were collected from the reactor influent and effluent. NH₄-N analyses were performed by potentiometric method. NO₂-N and NO₃-N concentrations were determined by a colorimetric method. Samples in the influent were determined according to standard methods (APHA, 2012).

RESULTS AND DISCUSSION

The reactor performance was monitored for 40 days, during which the influent concentrations and airflow varied, as shown in Table 1.

From day 0 to day 16 (phase I), during which the airflow was 20 mL/min, the NLR was maintained at 0.9 ± 0.02 kgN.m⁻³.d⁻¹ with removal efficiency of nitrogen of 31% ± 4.

After day 17 (phase II), an optimal operation strategy for enhancing the nitrogen removal, the airflow was gradually increased from 20 to 30 mL/min. After only 3 days, a stable and satisfactory reactor performance was achieved under these conditions, with removal efficiency of nitrogen for 45% ± 5.

After 23 days of operation (phase III), the NLR increased by 0.9 to 1.2 ± 0.04 kgN.m⁻³.d⁻¹ by enhancing the influent substrate concentration (Table 1) with removal efficiency of nitrogen of 45% ± 5.

In phase IV, the NLR was 1.42 ± 0.09 kgN.m⁻³.d⁻¹ by enhancing the influent substrate concentration (414 ± 23 mgNH₄-N L⁻¹). It was also observed decreased removal efficiency of nitrogen to 40% ± 2. However, the NRL did not affect the process stability, that can be confirmed by reaction stoichiometric coefficients (Fig. 1) (SLIEKERS, 2002).

The Table 2 compares data from the literature and this study, showing that nitrogen can be successfully removed by deammonification processes reactor is an optimal strategy compared to reactors UASB and Up-flow.

In this study, the EGSB reactor was operated in a way that enabled it to adapt to the progressively Nitrogen loading rate due to a high activity of microorganisms with anammox activity and nitrifying bacteria.

CONCLUSIONS

The EGSB reactor is an optimal strategy for NRR compared to reactors UASB and Up-flow. The high NRL studied did not affect the process stability that can be confirmed by reaction stoichiometric coefficients.

The results of this study demonstrated that deammonification process using EGSB reactor was an effective and stably system for high NLR are reliable at ambient temperatures.



IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

ACKNOWLEDGEMENT

This study had financial support from Araucária Foundation and ITAIPU. Binational.

REFERENCES

- AHN, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**. v. 41, p. 1709-1721. 2006.
- APHA, AWWA & WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association. 2012.
- KATO, M.T.; FLORENCIO, L.; ARANTES, R.F.M. Post-treatment of UASB effluent in an EGSB reactor type using flocculent sludge. **Water Science & Technology**. v. 48. n. 6. p. 279–284. 2003.
- KUNZ, A. Tratamento de dejetos animais. In: GEBLER, Luciano; PALHARES, Julio Cesar Pascale (Org.). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. Cap. 6. p. 169. 2007.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource technology**. v. 100. p. 5485-5489. 2009.
- MAGRÍ, A. et al. Partial Nitritation of Swine Wastewater in View of its Coupling with the ANAMMOX Process. **Journal of Environmental Quality**. 41, p. 1989-2000. 2012.
- PRÁ, M. C. de. **Estabelecimento e estudo cinético do processo de desamonificação utilizando-se um reator único para remoção de nitrogênio à temperatura ambiente. Dissertação de Mestrado**. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2013.
- SLIEKERS, A.O. et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. **Water Research**, v. 36, p. 2475-2482. 2002.
- VANOTTI, M., Kunz, A., Martinez, J. Deammonification reaction in digested swine effluents. III SIGERA. São Pedro – SP. 2013.

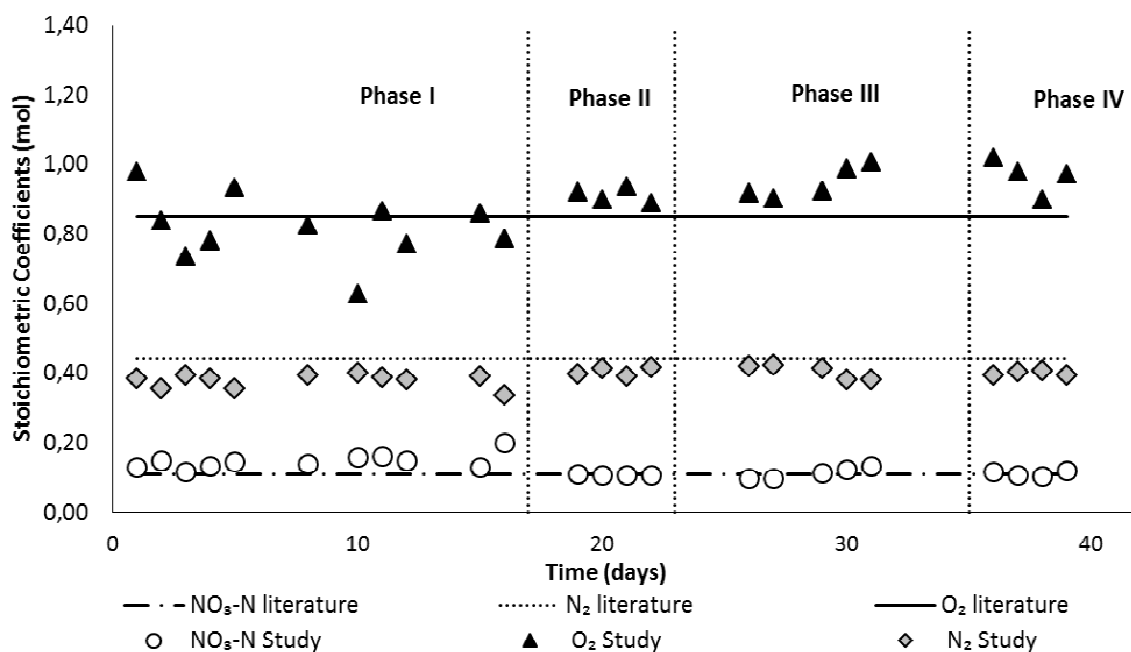


Figure 1. Monitoring of the stoichiometric coefficients

Table 1. Deammonification reactor operating strategy.

Items	Unit	Phase I	Phase II	Phase III	Phase IV
Time	days	1-139	140-145	146-159	160-163
Influent TN	mg L ⁻¹	270 ± 4	270 ± 4	342 ± 11	414 ± 23
N-removal	%	31 ± 4	45 ± 5	45 ± 5	40 ± 2
Airflow (Q _{air})	mL/min	20	30	30	30

Table 2 Different configurations of reactors and rates of nitrogen removal

Process type	Ractor	Substrate	Nitrogen Loading Rate (NLR) (Kg-N m ⁻³ L ⁻¹)	N-removal (%)	Reference
Deammonification	UASB	Synthetic	0.02-0.03	30-50	Ahn (2006)
	Up-flow	Synthetic	0.55	58	Prá (2013)
	EGSB	Synthetic	0.90-1.50	30-52	This Study

RECOVERY OF AMMONIA FROM ANAEROBICALLY DIGESTED MANURE USING GAS-PERMEABLE MEMBRANES

García M.C. ^{*1}, Vanotti M.B. ², Szogi A.A. ²

¹ Agriculture Technological Institute of Castilla and León, Valladolid, Spain.

² USDA-ARS, Coastal Plains Research Center, 2611 W. Lucas St, Florence, SC 29501.
e-mail: gargonmi@itacyl.es

SUMMARY: The gas-permeable membrane process can recover ammonia from wastewater with high nitrogen load, reducing pollution whilst converting ammonia into an ammonium salt fertilizer. The process involves manure pH control to increase ammonium (NH_4^+) recovery rate that is normally carried out using an alkali. Different types of wastewaters can be used to recover N, among these wastewaters anaerobically digested swine manure (digestate) is one of those who contains more nitrogen. It is well known that high NH_3 content in swine manure reduce biogas production by anaerobic digestion inhibition, being one of the reasons to use different substrates to co-digest with manure. Hence, if a large quantity of NH_3 is removed during the anaerobic digestion process, inhibition caused by this compound will be minimized, improving anaerobic digestion and thus methane production. Moreover, final digestate pH is maintained around 7.7 to 8.0, which is convenient for the process or to incorporate in arable soil when the process is finished. As a result, the use of gas-permeable membranes to capture NH_3 from digestate could be used to improve anaerobic digestion process and methane production. In this work we studied the recovery of N using gas-permeable membranes from anaerobically digested swine manure with N content of $4,293\text{mgN-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$. Results showed a total N recovery efficiency of 62% during the 32-days experimentation, and that the recovery rate was higher during the first 25-days of experimentation, with 71% of the N recovered.

Keywords: Gas-permeable membranes, ammonia recovery, anaerobic digestion, manure management

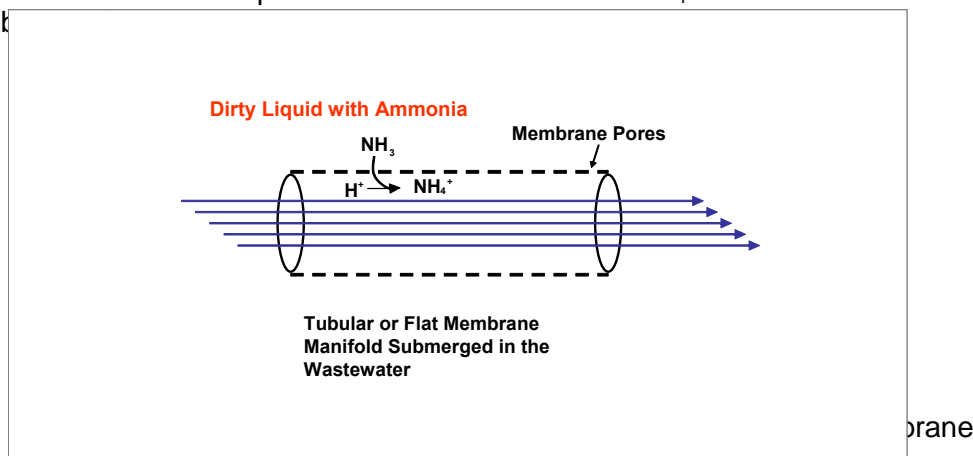
INTRODUCTION

The anaerobic digestion process could be defined as the breaking-down of organic material in the absence of oxygen (Burton and Turner, 2003). Several reactions and microorganisms are involved in the process to carry out the different transformations. Mankind has used this process in order to obtain such benefits as energy or the cleaning of effluents from either anaerobic wastewater treatment plants or the digestion systems of solid wastes. There are many parameters affecting anaerobic digestion such as pH, temperature, volatile fatty acids and ammonia, among others. Ammonia is an important inhibitor in anaerobic digestion specially when treating manure; free NH_4^+ inhibits methanogenesis at initial concentration of $100\text{-}1100 \text{mgNL}^{-1}$ (Angelidaki and Ahring, 1993). Thus the use of gas-permeable membranes is a good technology to recover NH_4^+ and avoid this inhibition; therefore, different strategies to reduce and recover ammonia from manure can be addressed: as recovery prior to anaerobic digestion, during the process or at the end of the process. In the present study, tubular gas-permeable membranes were used at the end of the anaerobic digestion process to evaluate NH_3 recovery from digestate at lab scale.

Gas permeable membranes

The gas-permeable membrane process includes the passage of gaseous NH_3 through a microporous hydrophobic membrane and capture and concentration in a

stripping solution on the other side of the membrane (fig. 1). The membrane manifolds are submerged in the liquid and the NH_3 is removed from the liquid before it escapes into the air (Vanotti and Szogi, 2011); the NH_3 permeates through the membrane pores reaching the acidic solution located on the other side of the membrane. Once in the acidic solution, NH_3 combines with free protons to form non-volatile NH_4^+ ions that are converted into a valuable



MATERIAL AND METHODS

A batch experiment was conducted in 2-L wastewater vessels consisting of polyethylene terephthalate (PET) plastic jars for an effective digestate volume of 1.3 L. The acid tank consisted of 500-mL Erlenmeyer flasks containing 280 mL 1 N H_2SO_4 . A diaphragm pump (Alldos, TrueDos model, Denmark) was used to continuously circulate the acid through the tubular membranes inside the digestate vessels and back into the acid tank using constant flow rate of 5.8 L/day. Gas-permeable tubing (length 60 cm, outer diameter 10.25 mm and wall thickness 0.75 mm) made of expanded polytetrafluoroethylene (ePTFE) (Phillips Scientific Inc., Rock Hill, SC) was used for NH_3 capture.

The experiment was carried out to evaluate nitrogen recovery from manure anaerobically digested. pH adjustment of the digestate was carried out. Adjustment consisted in increasing the digestate pH using sodium hydroxide (5 N), which was added as needed to endpoint pH 8.5-9.0 whenever the pH of the manure decreased below 7.7. Digestate samples from the vessels and acidic solution samples from the concentrator tank were withdrawn daily in order to monitor pH, alkalinity and NH_4^+ . In addition, initial and final samples of swine manure were analyzed in duplicate in accordance with APHA Standard Methods (1989) for pH, alkalinity, total solids (TS), volatile solids (VS), total chemical oxygen demand (CODt), NH_4^+ , total Kjeldahl nitrogen (TKN), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), and total phosphorous (Pt) determination. All experiments were carried out in duplicate and results are expressed as means.

RESULTS AND DISCUSSION

In the experiment using digestate to recover N, NH_4^+ concentration in digestate decreased from $4293 \pm 0 \text{ mgN/L}$ to $381 \pm 55 \text{ mgN/L}$ in the 32 days of the experiment (Fig. 2). Ammonia capture by the membrane continuously increased until day 25, from which point little or no more NH_3 was recovered in the acidic solution, although NH_4^+ in digestate continued diminishing at a steady rate until the end of the experiment (Fig. 2). It is important to emphasize that the acidic solution was the same during the entire experiment, thus the recirculation of this liquid in a closed loop between the treatment vessel and the acid tank achieved an NH_4^+ concentration in the recovery solution ($11200 \pm 1100 \text{ mgNL}^{-1}$) of almost three times higher than in the digestate (4293 mgN/L ; Fig. 2). The 62% of the NH_4^+ lost from the digestate during the experimental period was

recovered in the acidic solution. This findings are in agreement with the reported by García and Vanotti (2014) who observed a high N recovery from manure with different NH_4^+ strengths using the gas-permeable membrane technology.

The NH_4^+ recovery was not linear; it followed a 2nd-order curve (Fig. 3), meaning that the NH_3 capture rate was higher during the first days and decreased as it was being depleted from the manure (Fig. 3). As it occurred with swine manure, it was observed that when FA content in the manure was low NH_3 captured by the membrane diminished (García and Vanotti, 2014).

Most of the NH_3 recovery occurred during the first 25 days of the experimental period, with an average recovery rate of 405mgN/L/day and a high NH_4^+ recovery efficiency of 71%. The average recovery rate during the second part of the batch (25-32 days) was 81mgN/L/day and the corresponding NH_4^+ recovery efficiency was 45% of the remaining NH_4^+ . The inability of the membrane to recover N from day 25 to the end of the experiment can be explained by the NH_3 content in manure. The average free NH_3 in manure until the 25-day of evaluation was 178mgN/L, however from that day until the end of the experiment average free NH_3 in manure decreased to 69mgN/L. This means that NH_3 concentration in manure was low and it permeated slowly through the membrane. Therefore, it is necessary to maintain a high free NH_3 level to continuously recover N.

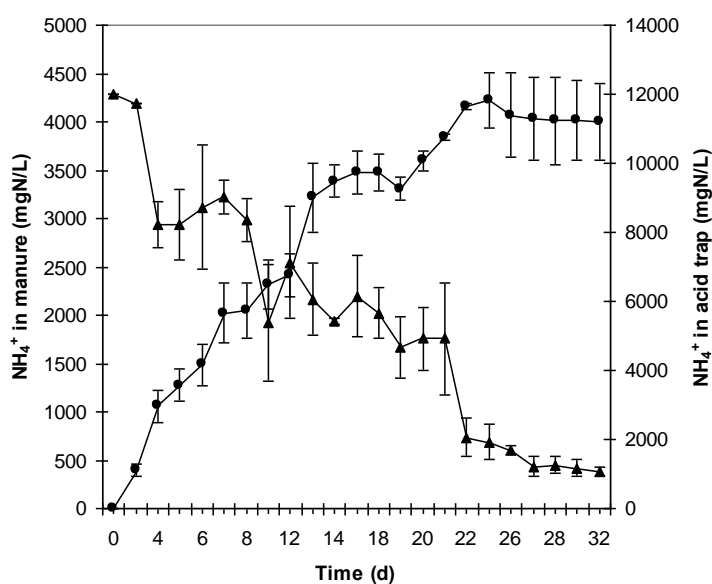


Figure 2. Removal of ammonia in digestate (▲) by the gas membrane system and recovery and concentration in the acidic tank (●). The error bars are the standard deviation of duplicate experiments.

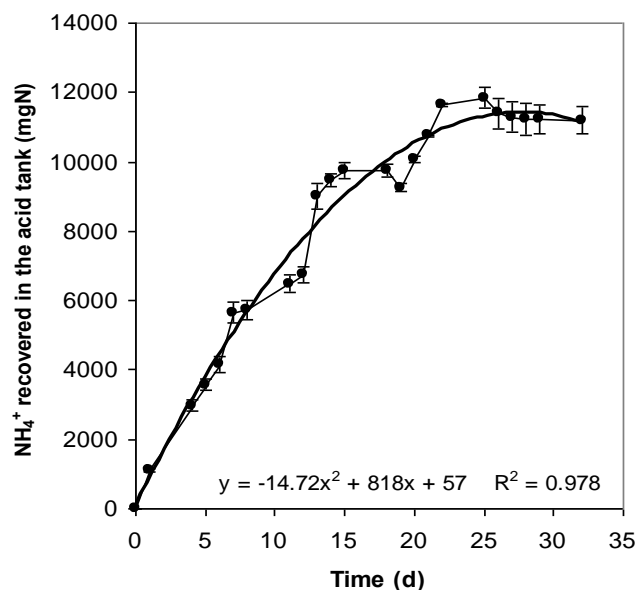


Figure 3. Mass of ammonia recovered in the acid tank. A 2nd order equation and R² are represented. The error bars are the standard deviation of duplicate experiments.

CONCLUSIONS

Ammonia was successfully recovered from digestate using gas-permeable membranes. Removal and recovery efficiencies were 91 and 62% respectively. Therefore, recovery of N from the digestate is a good strategy to reduce NH₄⁺ in an anaerobic digester, avoiding inhibitions and reducing N in digestate that can be used to incorporate in arable soil.

ACKNOWLEDGEMENT

This work has been funded by the INIA/FEDER under the project CC09-072. Cooperation with USDA-ARS Project 6657-13630-001-00D "Innovative Animal Manure Treatment Technologies for Enhanced Environmental Quality" is grateful acknowledged. Mention of trade names or commercial products in this article is solely for the purpose of providing specific information and does not imply recommendation or endorsement by the U.S. Department of Agriculture.

REFERENCES

- Angelidaki I, Ahring BK. Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Appl Microbiol Biotechnol* 1993; 38:560–4.
- APHA. 1989. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 17th ed. Washington, D.D.: American Public Health Association.
- Burton C.H., Turner C. 2003. *Manure management: treatment strategies for sustainable agriculture*. 2nd edition. Silsoe Research Institute. UK.
- García, M.C., Vanotti, M.B. 2014. Nitrogen recovery from liquid manure using gas-permeable membranes: effect of wastewater strength and pH control. In *Proc. ASABE and CSBE/SCGAB Annual International Meeting*, paper number: 141901511. Montreal, Quebec, Canada
- Vanotti MB, Szogi AA. 2011. Systems and methods for reducing ammonia emissions from liquid effluents and for recovering the ammonia. US Patent Appl. SN 13/164,363, filed June 20, 2011. US Patent and Trademark Office, Washington, DC.

KINETIC MODELS FOR NITROGEN INHIBITION IN ANAMMOX PROCESS ON DEAMMONIFICATION SYSTEM

Prá, M.C.de^{*1}; Kunz, A.^{2,4}; Bortoli, M.³; Scussiato, L.A.⁴; Soares, H.M.¹; Coldebella, A.²; Vanotti, M.⁵

¹Department of Chemical Engineering, Federal University of Santa Catarina, UFSC, Florianópolis-SC-Brazil.
e-mail: marinacdepra@gmail.com

²Embrapa Swine and Poultry, Concórdia-SC-Brazil.

³Department of Environmental Engineering, Federal Technological University of Paraná, UTFPR, Francisco Beltrão-PR-Brazil.

⁴Department of Agricultural Engineering, PGEAGRI/CCET-Unioeste- Cascavel-PR-Brazil.

⁵USDA-ARS, Coastal Plains Soil, Water and Plant Research Center, 29501, Florence-SC-USA.

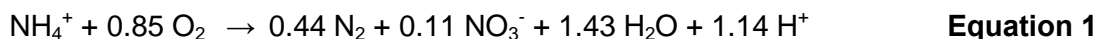
SUMMARY: The performance of the deammonification process depends on the microbial activity of ammonia oxidizing bacteria (AOB) and ANAMMOX bacteria, and the autotrophic organisms involved in this process have different preferences for substrate, that may cause inhibition or imbalance of the system. The aim of this work was to adjust the best kinetic model for nitrogen inhibition by ammonium and nitrite in an ANAMMOX system (AMX) and in a deammonification system (DMX), both with the same operational conditions and suspended biomass. Four kinetic inhibition models were processed through non-linear regression to represent the inhibitions by substrate of the AMX and DMX processes: Edwards I, Monod, Teissier and Andrews models. The statistical criteria proved that the model proposed by Edwards I, was the best model to describe ammonium and nitrite inhibition of the AMX system, and show that the inhibitory effect of substrate concentrations were more evident and rapid for NO_2^- -N than NH_3 -N in the ANAMMOX process. While in the DMX system, the Monod model was the best model to describe the performance of the deammonification process, show that increasing in the substrate concentration is not limiting for the ammonia consumption rate.

Keywords: ANAMMOX, kinetic study, mathematical models.

INTRODUCTION

Since the discovery of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) (Mulder et al., 1995) several processes using ANAMMOX activity bacteria have been implemented to improve the autotrophic nitrogen removal in wastewater. Among these processes, the deammonification was recently proposed seeking more effectiveness for the treatment of concentrated effluents with low carbon/nitrogen ratio, as digestate swine wastewater.

Deammonification process combines partial nitrification with ANAMMOX process, both working together in two (Okabe et al., 2011) or in a single reactor (Chang et al., 2013). The reaction consists in the partial oxidation of ammonia to nitrite (by the ammonia oxidizing bacteria - AOB - activity) under limited oxygen conditions and subsequently in conversion of the nitrite produced and ammonium remaining to nitrogen gas (by the ANAMMOX bacteria activity), producing a small amount of nitrate. The overall nitrogen removal reaction is described by Equation 1.



The main advantage of this process is it being completely autotrophic, without the need for carbon source addition, as well as having reduced energy requirements and lower biomass production compared to other processes. The deammonification in a single-step could be very economical compared with two-step nitrogen removal process since it requires less operational control and reach nitrogen removal in a single reactor.

The performance of the deammonification process depends on the microbial activity of AOB and ANAMMOX bacteria, and the autotrophic organisms involved in this process have different preferences for substrate, operating conditions and some external factors that may cause inhibition or imbalance of the system. Knowing this, the study of the kinetics and

modeling of deammonification process can be valuable tools to better understand and use this technology more efficiently.

The aim of this work was to adjust the best kinetic model for nitrogen inhibition by ammonium and nitrite in an ANAMMOX system (AMX) containing only ANAMMOX bacteria and in a deammonification system (DMX) containing AOB and ANAMMOX bacteria, both with the same operational conditions and suspended biomass.

MATERIAL AND METHODS

Systems for kinetics of substrate consumption were developed and chosen such methodology to quantify the rates at different ammonium and nitrite concentrations.

ANAMMOX system

One glass conical flask (1000 mL) with usable volume of 600 mL was used as a reactor for batch tests, coupled with a system for sample collection. The experiments were conducted in an Incubator Shaker (Lucadema, Luca-222) with temperature control at 25 °C and a rotation speed of 60 rpm, making it possible to maintain the constant temperature and homogenized system. To evaluate the effect of substrate in the bacteria consumption rate, tests were performed using concentrations of approximately 20, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 600 and 800 mg L⁻¹ NT, these being 50% in the NH₃-N form and 50% in the NO₂⁻-N form, as required by the stoichiometry of the ANAMMOX process. Samples were collected every 30 minutes for 8 hours or until substrate concentrations below 10 mg L⁻¹. The cellular concentration of ANAMMOX biomass used for the tests was 1.7 gVSS L⁻¹ and derived from the batch reactor with stable activity. The system monitoring was performed by analysis of pH, temperature, ammonia, nitrite and nitrate, all according to the methodology established by APHA, 2012.

Deammonification system

The batch tests were performed in a reactor with stable deammonification activity (Pra, 2013) and usable volume of 1.1 L. The temperature was controlled at 25 °C and the air flow rate was set at 20 mL min⁻¹ in all batch tests. Intermittent aeration was used and controlled by Programmable Logical Controller (Dexter, model µDX series 100), with cycles of 30 minutes (22 minutes for oxic cycle and 8 minutes for anoxic cycle). The total cellular concentration of AOB:ANAMMOX used for the tests was 2.4 gVSS L⁻¹, in proportion to AOB:ANAMMOX 58:200 mL v/v. To evaluate the effect of substrate in the microorganisms consumption rate, tests were performed using concentrations of 50, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 550, 650, 800 and 1000 mgNH₃-N L⁻¹. Samples were collected at the end of each cycle (30 minutes) for 8 hours. All samples were filtered and system monitoring was performed by analysis of pH, temperature, dissolved oxygen, total alkalinity, ammonia, nitrite and nitrate (APHA, 2012).

Fitting of mathematical models to experimental data

The substrate consumption rates was determined from the linear regression of substrate concentrations versus time for AMX and DMX systems. Starting from these and the respective substrate concentrations used, four kinetic models were processed through non-linear regression (SAS 9.2 software, 2008) to represent the inhibitions by substrate of the AMX and DMX processes, as shown in Table 1. The Akaike Information Criterion (AIC) was used to choose the best model.

RESULTS AND DISCUSSION

Figure 1 shows, in graphical form, the response of kinetic models fitting for experimental data AMX system. Due to the ANAMMOX bacteria consume ammonia and nitrite as a substrate simultaneously, the statistical analysis was performed separately, thus enabling to obtain the kinetic coefficients and the specific kinetic model for each substrate. One realizes that the kinetic model of Edwards I was the best fit to the experimental data for both NH₃-N and NO₂⁻-N, obtaining a correlation coefficient of R² = 0.962 and R² = 0.919, respectively. This model may have the best fit because it has been proposed considering the inhibition constant K_i, which in

this case represents the inhibitory effect of substrate concentration on biomass when exposed to high concentrations.

For AMX system, the Edwards I model found a maximum specific consumption rate of $9.971 \text{ mgNH}_3\text{-N gVSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ for ammonia and $9.573 \text{ mgNO}_2\text{-N gVSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ for nitrite. The K_S values were 96.435 mg L^{-1} for ammonia and 56.402 mg L^{-1} for nitrite. Already the substrate inhibition constant K_I was $603.53 \text{ mgNH}_3\text{-N L}^{-1}$ for ammonia and $525.34 \text{ mgNO}_2\text{-N L}^{-1}$ for nitrite. The values for these kinetic coefficients presented, associated with Figure 1, shows that the inhibitory effect of substrate concentrations were more evident and rapid for $\text{NO}_2\text{-N}$ than $\text{NH}_3\text{-N}$, i.e. while the NO_2^- activity began to decrease around $100 \text{ mgNO}_2\text{-N L}^{-1}$ (Figure 1B), the NH_3 activity decreased only close to $800 \text{ mgNH}_3\text{-N L}^{-1}$ (Figura1A).

Figure 2 shows the curves of kinetic models fitting to the experimental data for DMX system. Despite the similar behavior, you can see that the kinetic model of Monod was the best fit to the experimental data for $\text{NH}_3\text{-N}$, obtaining a correlation coefficient of $R^2 = 0.978$. The data intersection after non-linear regression allows estimating the values of the kinetic coefficients of DMX biomass and were of $7.513 \text{ mgNH}_3\text{-N gVSS h}^{-1}$ for the maximum specific consumption rate of $\text{NH}_3\text{-N}$ and $175.48 \text{ mgNH}_3\text{-N L}^{-1}$ for the constant substrate saturation K_S . The absence of K_I variable associated with the values provided by the Monod model and Figure 2, show that increasing in the substrate concentration is not limiting for the ammonia consumption rate, displaying the large capacity of the DMX system to withstand high removal loads without inhibiting activity of the bacteria.

The interpretation of these results confirms that the AMX system is much more sensitive to substrate inhibition than the DMX system. Musabyimana (2008) assessing the impact of nitrite concentration on the ANAMMOX bacteria during deammonification process concluded that ANAMMOX bacteria are more resistant to nitrite concentrations when they are in the DMX process than found themselves in enriched mixed cultures. This is because deammonification reactors with suspended biomass tend to eliminate nitrogen by forming granules which on the outside are OAB bacteria and inside are ANAMMOX bacteria (Chang et al., 2013). Thus, the ANAMMOX bacteria would not be totally exposed substrate concentrations, existing a concentration gradient in the aggregate which makes them more tolerant to inhibition than if they were alone. Finally, from an operational standpoint, the results provided by the kinetic models allow better recognize and control the substrate inhibition in DMX and AMX systems, considering that these concentrations are very important for the stability of the process, since they can both favor or inhibit activity of the bacteria involved.

CONCLUSIONS

The statistical criteria proved that the model proposed by Edwards I, was the best model to describe ammonium and nitrite inhibition of the AMX system, and show that the inhibitory effect of substrate concentrations were more evident and rapid for $\text{NO}_2\text{-N}$ than $\text{NH}_3\text{-N}$ in the ANAMMOX process. While in the DMX system, the Monod model was the best model to describe the performance of the deammonification process, show that increasing in the substrate concentration is not limiting for the ammonia consumption rate.

The comparison between the kinetic coefficients in both systems, especially K_I , suggest that the DMX coefficients were influenced by the internal mass transfer in the granule and arrangement of bacteria, making ones more resistant than when found themselves in enriched mixed cultures.

ACKNOWLEDGEMENT

Authors thanks financial support from CAPES.

REFERENCES

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

CHANG, X. et al. **Performance of a completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process for treating wastewater with different substrates at ambient temperature.** Environmental Sciences, 25: 688-697, 2013.

MULDER, A. et al. **Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized reactor.** FEMS Microbiology and Ecology, 16: 177-184, 1995.

MUSABYIMANA, M. **Deammonification process kinetics and inhibition evaluation.** Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, 2008.

OKABE, S. et al. **Development of long-term stable partial nitrification and subsequent ANAMMOX process.** Bioresource Technology, 102: 6801-6807, 2011.

PRA, M. C. de. **Estabelecimento e Estudo Cinético do Processo de Desamonificação utilizando-se um reator único para remoção de nitrogênio à temperatura ambiente.** Master Thesis, Federal University of Santa Catarina, 2013.

Tabela 1. Kinetic models used for fitting data during the experiment.

Equations			
Monod	Andrews	Teissier	Edwards I
$\mu_x = \mu_m \cdot \frac{S}{K_s + S}$	$\mu_x = \mu_m \cdot \frac{S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}}$	$\mu_x = \mu_m \cdot \left(1 - e^{-\frac{S}{K_s}}\right)$	$\mu_x = \mu_m \left(\exp\left(-\frac{S}{K_i}\right) - \exp\left(-\frac{S}{K_s}\right) \right)$

μ_x = specific growth rate (d^{-1}); μ_m = maximum specific growth rate (d^{-1}); S= substrate concentration ($mg L^{-1}$); K_s = saturation substrate constant ($mg L^{-1}$); K_i = inhibition substrate constant ($mg L^{-1}$);

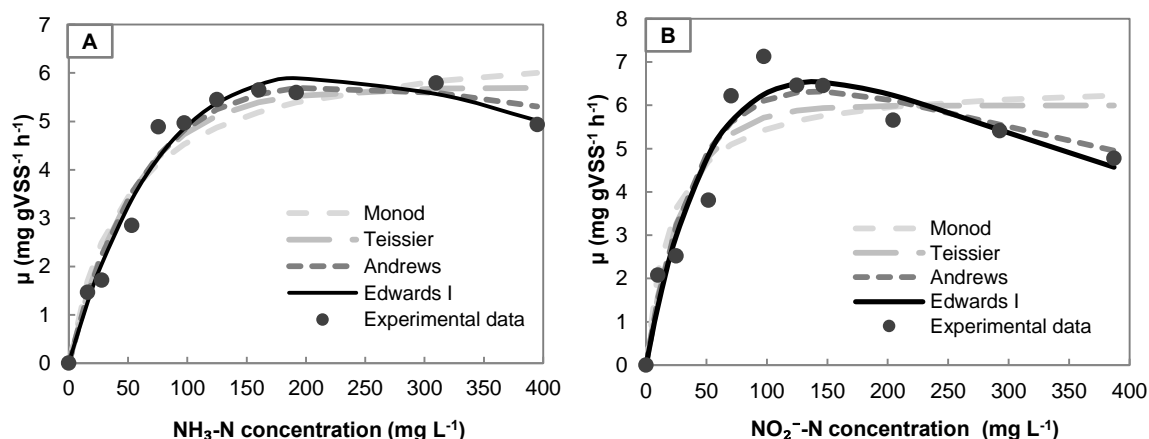


Figure 1. Models fitting to the experimental data for AMX system. A: data from the specific ammonia consumption rate versus substrate concentration, B: data from the specific nitrite consumption rate versus substrate concentration.

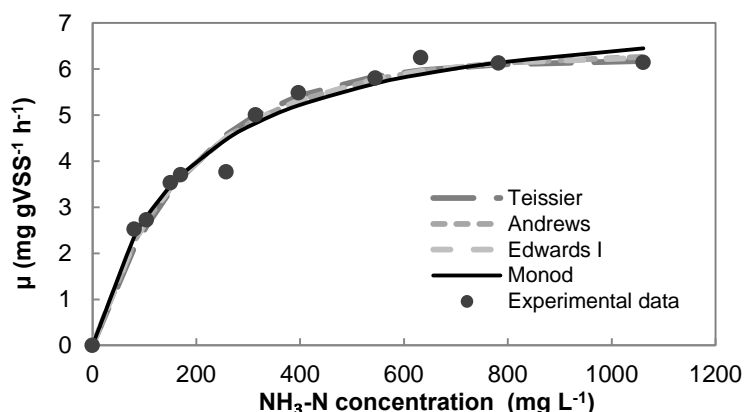


Figure 2. Models fitting to the experimental data for DMX system.

DEVELOPMENT OF TREATMENT MODULES FOR CAPTURING AMMONIA EMISSIONS FROM POULTRY MANURES AND RECOVERING THE NITROGEN

Vanotti, M.B.^{*1}; Sanchez Bascones, M.²; Millner, P.³; Szogi, A.A.¹; Hashem, F.⁴

¹USDA-ARS Coastal Plains Soil Water and Plant Research Center, Florence, SC, USA

²Universidad de Valladolid, E.T.S.I.I.A.A, Palencia, Spain

³USDA-ARS Environmental Microbial and Food Safety, Beltsville, MD, USA

⁴University of Maryland Eastern Shore, Dept. of Agriculture, Food and Resource Sciences,
Princess Anne, MD, USA

e-mail: matias.vanotti@ars.usda.gov

SUMMARY: The recovery of nitrogen (N) from wastes will be important in agriculture because of the high cost of commercial N fertilizers and the environmental damage of the release of reactive nitrogen. We are developing new systems and methods that use gas-permeable membranes to recover significant amounts of ammonia when operated inside barns to remove the ammonia from the air. The new process includes the passage of gaseous ammonia through a gas-permeable membrane and subsequent capture and concentration in a stripping solution. Experiments were carried out in Maryland using a pilot prototype system with turkey litter inside controlled chambers. For stripping solutions, we tested both diluted sulfuric acid and water. They were contained in concentrator tanks and continuously recirculated through the membrane-containing manifolds. The amount of nitrogen recovered was higher using water as the stripping solution. Further analyses showed that the ammonia was recovered as ammonium bicarbonate, indicating that the membrane system was permeable to both gaseous ammonia and carbon dioxide. This finding may lead to more economical recovery systems for ammonia in the future. The presentation will also discuss design and current testing of two pilot recovery systems using gas-permeable membranes installed at a poultry facility at University of Maryland Eastern Shore. The installed modules will demonstrate the ammonia recovery and the potential poultry production benefits from cleaner air.

Keywords: nutrient recovery, ammonia emissions control, poultry manure.

INTRODUCTION

In the United States, the agricultural sector remains the major source of NH₃ emissions. NH₃ emissions from animal husbandry operations (dairy, beef, poultry and swine) were estimated at 2.4 million tons/year in 2010 and 2.5 million tons/year in 2015 (EPA, 2014). Therefore, significant efforts are required to abate NH₃ emissions from livestock operations. In this context, new technologies to recover the NH₃ are needed.

Volatilization of NH₃ inside poultry barns often results in an excessive accumulation of NH₃ in air, which can negatively affect the health of both workers and birds (Ritz et al., 2004). Although increased ventilation can lower the NH₃ in poultry houses to safe levels, it is expensive due to energy costs during winter months (Moore et al., 1995). Conservation and recovery of nitrogen (N) is also important in animal agriculture because of the high cost of commercial NH₃ fertilizers. Thus, there is major interest from producers and the public on implementing best control technologies that would abate NH₃ emissions from confined livestock and poultry operations by capturing and recovering N. In this work, we continued investigation on development of gas-permeable membrane modules as components of new processes to capture and recover gaseous ammonia inside poultry houses, composting facilities and other livestock installations (Fig. 1). The overall research objective was to conduct the initial phase of a NIFA project to improve poultry houses with the nitrogen emission capture technology. There were two milestones

during the initial phase of the project: 1) to test ammonia recovery with gas-permeable membranes in a bench system using Maryland's poultry manure; and 2) to construct and install a pilot ammonia recovery system at the UMES Poultry Research facility.

MATERIAL AND METHODS

The prototype ammonia recovery bench system using gas-permeable modules (Rothrock et al., 2013) was moved from ARS-Florence to ARS-BARC in Sept. 2013 and tested during three consecutive runs using turkey and chicken manure mixes (Fig. 2). The bench unit had two chambers: one was used with recirculating acid solution (1 N H₂SO₄) and the other was a control that used recirculating water.

Two pilot ammonia recovery systems using gas-permeable membranes were constructed at ARS-Florence during spring 2014 and installed at UMES poultry facility in June 2014 (Fig. 3). One ammonia recovery module was developed using flat membranes mounted on troughs. The other module was developed using tubular gas-permeable membranes. The recovery manifolds were placed close to the litter inside the experimental barns (400 chickens) hanging from the roof. Both systems were completed with the ammonia concentrator tanks outside the barns. They were tested continuously for four months without chickens in the barns. The first batch of birds will be placed Nov. 2014. The installed modules will demonstrate the ammonia recovery and the potential poultry production benefits from cleaner air.

RESULTS AND DISCUSSION

Surprisingly, the control that used water as stripping solution was very effective recovering the ammonia. Further analyses of ammonia and carbonate concentrations in the recirculated water showed that the gaseous ammonia was recovered as ammonium bicarbonate salt (Fig. 4). This indicated that carbon dioxide also permeated through the membrane and drove the fixation of the ammonia with water (Fig. 5). In the acid solution treatment, the pH of the stripping solution was maintained < 1 throughout the 37-day experiment. In the water treatment, the pH dropped from 6.6 to 4.5 in the first four days as a result of CO₂ fixation, and increased slowly with ammonia fixation and stabilized at pH 8.3-8.5 in 27-27 days. The amount of nitrogen recovered in the concentrator tank in 37 days was 1,156 mg N/L in the treatment that used recirculated acid solution, and 4,012 mg N/L in the treatment that used distilled water as the stripping solution. This finding may lead to more economical ammonia recovery systems in the future.

CONCLUSIONS

The results show development improvements in a new gas-permeable membrane technology that captures and recovers ammonia from poultry manures. Since the ammonia is recovered close to the source inside the barns, the technology has implications in the future design of poultry facilities.

ACKNOWLEDGEMENT

We acknowledge NIFA Project "Novel Integration of Solar Heating with Electricity Generation Technology and Biofiltered Poultry Litter Biofertilizer Production System" and ARS Project 6657-13630-001-00D "Innovative Animal Manure Treatment Technologies for Enhanced Environmental Quality". Funding by University of Valladolid/Banco Santander for participation of Dr. Sanchez Bascones as Visiting Scientist is also acknowledged.

REFERENCES

- EPA. 2014. National emission inventory—Ammonia emissions from animal husbandry operations. U.S. Environmental Protection Agency, http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch09/related/nh3inventorydraft_jan2004.pdf
- Moore Jr, P.A., Daniel T.C., Edwards D.R., Miller D.M. 1995. Effect of chemical amendments on ammonia volatilization from poultry litter. *Journal of Environmental Quality* 24, 293-300.
- Ritz C.W., Fairchild B.D., Lacy M.P. 2004. Implications of ammonia production and emissions from commercial poultry facilities: A review. *Journal of Applied Poultry Research* 13, 684-692.
- Rothrock Jr, M.J., Szogi, A.A., Vanotti, M.B. 2013. Recovery of ammonia from poultry litter using flat gas permeable membranes. *J. of Waste Management*. 33:1531-1538
- Sánchez Báscones ,M., Vanotti, M.B., Millner, P., Szögi, A.A.. 2014. Captura de amonio procedente de estiércol mediante membranas permeables de gases. In: Proc. IV Jornadas REC, Murcia, Spain, Nov. 12-14, 2014.
- Szogi, A.A., Vanotti, M.B., and Rothrock, M.J. 2011. Gaseous ammonia removal system. US Patent Application SN13/048,375 (allowed 9/2014). USPTO Pub #20110229403.

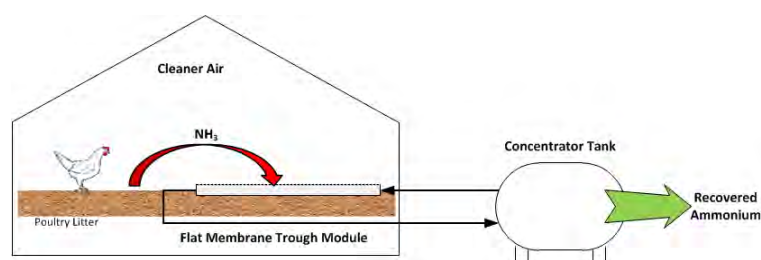


Figure 1. System for the recovery of gaseous ammonia from poultry waste using gas-permeable membrane module.



Figure 2. Prototype ammonia recovery system using gas-permeable modules (duplicate tests). One chamber circulated acid solution and the other circulated just water.



Figure 3. Pilot ammonia recovery systems installed in a chicken barn at UMES Poultry Research Facility. At left is a recovery module that uses tubular gas-permeable membranes. At right is a recovery module that uses flat as-permeable membranes.

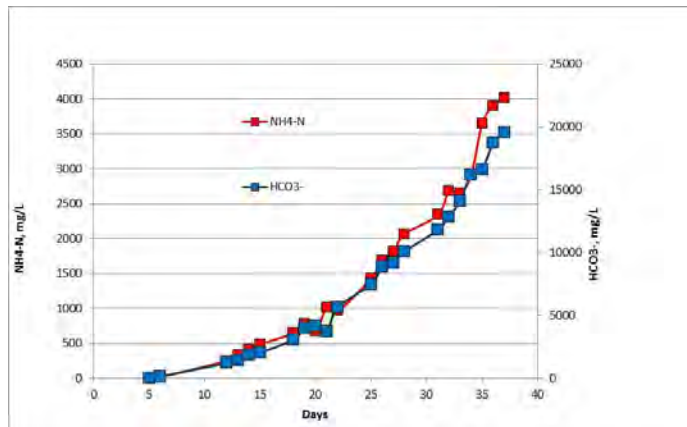


Figure 4. Recovery of ammonia from poultry litter using gas-permeable membranes and water in a bench prototype. Data show fixation of the NH_3 as ammonium bicarbonate.

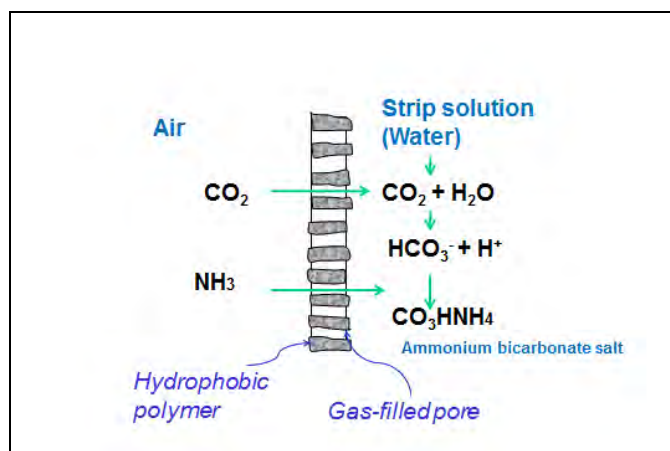


Figure 5. Schematic diagram showing formation of ammonium bicarbonate salt using gas-permeable membrane system in environment rich in ammonia and CO_2 .

COMPOSIÇÃO CELULAR DE MICROALGAS OBTIDAS DA FICORREMEDIAÇÃO DE EFLUENTES SUINÍCOLAS

Michelson, W.*¹; Da Silva, M.L.B.²; Mezzari, M. P.³; Bedendo, G.C.²; Soares, H. M.¹

¹Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, SC -Brasil

²Embrapa Suínos e Aves, Concordia-SC-Brasil

³Universidade do Oeste de Santa Catarina – UNOESC, Videira, SC – Brasil
e-mail: eng.williammichelson@gmail.com

RESUMO: A remoção do nitrogênio e fósforo do digestato utilizando processos de ficorremediação foi demonstrada. A composição celular das microalgas cultivadas foi avaliada. Dois tipos de efluentes foram utilizados: do UASB e de reator aeróbio para nitrificação-desnitrificação (RBA). Fotobiorreatores (FBRs) em escala de laboratório foram utilizados para os testes. A amônia e o fósforo foram eficientemente removidos (> 99%) após 100 dias de experimento. A biomassa de microalgas foi constituída por 50, 41 e 1% de proteínas, carboidratos e lipídios, respectivamente. Os resultados sugerem que a ficorremediação pode ser promissora como tratamento terciário. Além disso, a produção excedente da biomassa de microalgas pode ter valor agregado nas diversas aplicações biotecnológicas, incluindo a de uso para nutrição animal.

Palavras-chave: amônia, composição celular, microalgas, fósforo, ficorremediação.

MICROALGAE CELL COMPOSITION FROM PHYCOREMEDIATION OF SWINE WASTEWATER SOURCES

ABSTRACT: The swine production plays an important role in the economy, however, the practice of this activity is still associated with significant environmental concerns especially when it comes to the fate of wastewaters. This paper evaluates the efficiency of microalgae to remove nitrogen and phosphorus from swine wastewaters tertiary treatment. Two effluents were evaluated; digestate from an Anaerobic Upflow Sludge Blanket (UASB) and effluent from an air-sparged tank used to enhance nitrification-denitrification bioprocesses (Biological Aerated Reactor - RBA). Lab scale photobioreactors (FBRs) were used to simulate phycoremediation. Ammonia and phosphorus were efficiently removed from the effluent 100 and 99.5%, respectively after 11 days. Microalgae biomass was constituted by 50.3, 41 and 1.3% of proteins, carbohydrates and lipids content, respectively. The results suggest that phycoremediation is a promising tertiary treatment process approach to remove nutrients from swine wastewater effluents. In addition, the produced exceeding microalgae biomass rich in proteins and carbohydrates certainly holds interests to biotechnology applications including animal nutrition.

Keywords: ammonia, cell composition, microalgae, phosphorus, phycoremediation.

INTRODUÇÃO

A aplicação de microalgas em tratamentos de águas residuárias e na produção de biomassa de diferentes espécies vem ocorrendo nos últimos 75 anos (ABDEL-RAOUF, 2012). A utilização de microalgas no tratamento terciário ou de polimento de águas residuárias estabilizadas oriundas da suinocultura é promissor, pois estas conseguem crescer em diferentes condições com capacidade de tolerar altas concentrações de amônia e fósforo. Além dos benefícios gerados nos processos de polimento dos efluentes, a biomassa produzida ao final do processo vem recebendo atenção especial atualmente servindo como matéria prima para diversos produtos de interesse biotecnológicos (BILAD et al., 2014) Por exemplo, espécies de microalgas podem acumular quantidades consideráveis de carboidratos, proteínas e/ ou lipídios (SUN et al.,

2014) e assim servirem como interessante fonte de suplemento alimentar animal. Pesquisas demonstraram que o seu uso pode substituir até 50% das dietas de proteína em rações existentes, além disso, verificou-se um aumento de peso e melhor crescimento em suíno, e ainda uma melhora no metabolismo de aves (HARUN et al., 2010) Diante do exposto, o estudo tem por objetivo determinar a taxa de remoção de N e P de dois diferentes efluentes suinícolas previamente digerido e avaliar a composição bioquímica da biomassa algal produzida.

MATERIAL E MÉTODOS

Inoculo de microalgas foi obtido de uma lagoa facultativa na EMBRAPA Suínos e Aves. Fotobioreatores de 9L em vidro (20 cm Ø) e condições mixotróficas foram utilizados para os testes. Agitação do meio foi realizada com bombas internas de aquário. A iluminação foi fornecida por lâmpadas fluorescentes de 40 W ($44,8 \text{ mmol. m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$). Dois tipos de efluentes suinícola foram utilizados. Um efluente proveniente da saída do reator UASB e o outro efluente proveniente do tanque biológico aerado - RBA onde ocorre a estimulação da nitrificação e denitrificação.

Cada FBRs recebeu 30% (v/v) do inoculo de microalgas, efluente UASB (a 6% v/v) ou RBA (6 ou 50% v/v) diluídos em água destilada. O nitrogênio amoniacal total foi analisado pelo método potenciométrico (APHA, 2012). O fósforo foi analisado em espectrofotômetro UV-Visível (VARIAN, INC. Cary® 50 UV-Vis) usando o método do ácido ascórbico (APHA 2012). Previamente as análises, as amostras foram filtradas em membrana de nylon 0,45 μm (Milipore Millex-HN). Ao final dos experimentos, as microalgas foram coletadas por coagulação e floculação (MEZZARI et al., 2014). A fração lipídica celular foi obtida pelo método de determinação do Extrato Etéreo (EE) extraído com éter de petróleo a 90 °C por 90 minutos em sistema Ankom XT15. O teor de proteínas foi analisado pelo método de combustão (NTD) onde a concentração de N foi determinada em analisador Leco FP-528. O teor de cinzas foi quantificado conforme o método nº 36 do CBAA (2009). A porcentagem de carboidrato foi determinada pela diferença das concentrações de lipídios, proteínas e cinzas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os processos de fitorremediação, o nitrogênio removido dos efluentes é utilizado pelas microalgas para formação de ácidos nucléicos, aminoácidos, proteínas e pigmentos. O fósforo é utilizado para a formação dos ácidos nucléicos, membranas lipídicas, e moléculas de ATP nas células (PECCIA et al., 2013). A eficiência da remoção de fósforo (Figura 1 e 2) e amônia (Figura 3 e 4) ao longo dos 11 dias de experimento foi > 99%. A concentração de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (Figura 3, 4 e 5) aumentaram ao longo do tempo muito provavelmente devido aos processos de nitrificação que ocorrem simultaneamente. A alta concentração de oxigênio dissolvido ($>8,50 \text{ mg.L}^{-1}$) nos FBRs resultante dos processos intrínsecos da fotossíntese estimula a nitrificação que geralmente é limitada pela concentração de oxigênio no meio (MEZZARI et al., 2013).

As máximas diluições de efluentes suportadas que não acarretaram inibição do crescimento das microalgas foi de 6 e 50% (v/v) para o efluente proveniente do UASB e RBA, respectivamente (Figura 2, 3 e 5). A inibição a partir de 6% v/v do efluente do UASB foi decorrente da alta concentração de sólidos e turbidez ($1063,5 \pm 18,8 \text{ NTU}$) que impediu adequada penetração da luz no sistema, comparado ao efluente do RBA ($530,3 \pm 2,9 \text{ NTU}$). As concentrações de amônia testadas não foram responsáveis pela inibição do crescimento das microalgas pois estas podem suportar de 250 à $1,000 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ (TAM & WONG, 1996).

A composição bioquímica celular das microalgas pode sofrer alterações conforme variações: físicas (pH, luz e temperatura) e químicas (diferentes concentrações de N e P) do meio de cultivo (BRENNAN & OWENDE; 2010). Neste trabalho, a alta concentração

de nitrogênio na forma de N-NH₃ propiciou à produção de proteínas (50,3%) e de carboidratos (41%) comparado a fração lipídica (1,3%) conforme esperado (HO et al., 2013). Os resultados obtidos demonstraram que a biomassa excedente de microalgas apresenta constituição bioquímica rica em proteínas e carboidratos que são de extremo interesse a indústria de rações. Portanto, a produção de alimentos a partir da biomassa de microalgas pode ocorrer simultaneamente aos processos de tratamento terciário dos efluentes suínoclas.

CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram a eficácia das microalgas na remoção (> 99%) da amônia e fosforo dos efluentes testados. O crescimento das microalgas foi afetado em meio contendo efluentes do UASB e RBA acima de 6 e 50% v/v, respectivamente. A biomassa excedente de microalgas apresentou alto teor protéico e de carboidratos que despertam interesses para uso comercial, agregando valor econômico a ficorremediação.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao programa CAPES-EMBRAPA (Nº 001/2011) e EMBRAPA # 02.12.08.004.00.05.

REFERENCIAS

- ABDEL-RAOUF, N. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, **19**(3), 257-275.
- APHA (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd Ed, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington DC, USA.
- BILAD, M. R., et al. (2014). Membrane technology in microalgae cultivation and harvesting: A review. *Biotechnology advances*. **32**(7), 1283–1300.
- BRENNAN, L.; OWENDE, P. (2010). Biofuels from microalgae—a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and sustainable energy reviews*, **14**(2), 557-577.
- CBA - Compêndio Brasileiro de Alimentação Animal. Método nº 36. Cinzas ou Matéria mineral, p. 137, 2009.
- HARUN, R., et al. (2010). Bioprocess engineering of microalgae to produce a variety of consumer products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **14**(3), 1037-1047.
- HO, S. H., et al. (2013). Characterization and optimization of carbohydrate production from an indigenous microalga *Chlorella vulgaris* FSP-E. *Bioresource technology*, **135**, 157-165.
- HU, Q., et al. (2008). Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: perspectives and advances. *The Plant Journal*, **54**(4), 621-639.
- MEZZARI, M. P. (2014). Assessment of a tannin-based organic polymer to harvest *Chlorella vulgaris* biomass from phycoremediation process treating swine wastewater digestate. *Water Science and Technology*. **70**(5), 888-894.
- MEZZARI, M. P. et al. (2013). Assessment of N₂O emission from a photobioreactor treating ammonia-rich swine wastewater digestate. *Bioresource technology*, **149**, 327-332.
- PECCIA, J. et al. Nitrogen supply is an important driver of sustainable microalgae biofuel production. (2013). *Trends in biotechnology*, **31**(3), 134-138
- PEREZ-GARCIA, O; et al. Heterotrophic cultures of microalgae: metabolism and potential products. (2011). *Water research*, **45**(1), 11-36.
- SUN, X., et al. (2014). Effect of nitrogen-starvation, light intensity and iron on triacylglyceride/carbohydrate production and fatty acid profile of *Neochloris oleoabundans* HK-129 by a two-stage process. *Bioresource technology*, **155**, 204-212.
- TAM N.F.Y.;WONG Y.S. (1996). Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media. *Bioresource Technology*. **57**, 45-50.

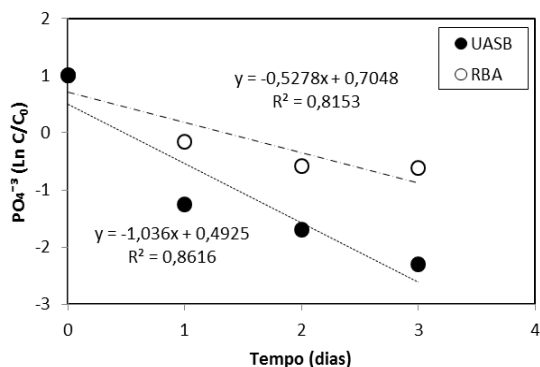


Figura 1. Perfil da remoção de fósforo ao longo do tempo utilizando 6% v/v efluente. Concentrações iniciais (C_0) de 10,3 e 3,0 $mg.L^{-1}$ para o efluente do UASB e do RBA, respectivamente.

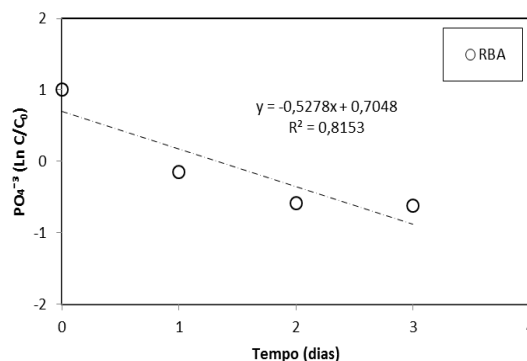


Figura 2. Perfil da remoção de fósforo ao longo do tempo utilizando 50% v/v do efluente RBA. Concentração inicial (C_0) de 6,7 $mg.L^{-1}$.

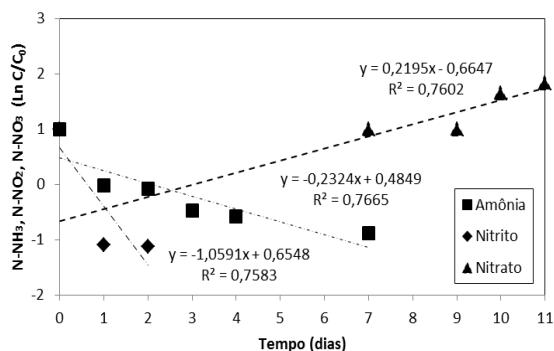


Figura 3. Perfil da remoção de amônia do efluente do UASB (a 6% v/v) ao longo do tempo. Concentrações iniciais (C_0) de 45,4, 0,1 e 2,7 $mg.L^{-1}$ para amônia, nitrito e nitrato, respectivamente.

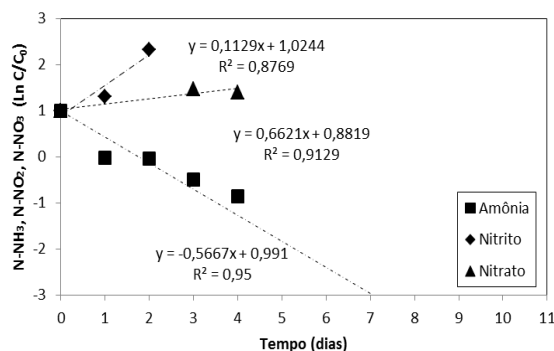


Figura 4. Perfil da remoção de amônia do efluente do reator RBA (a 6% v/v) ao longo do tempo. Concentrações iniciais (C_0) de 27,1, 0,1 e 14,9 $mg.L^{-1}$ para amônia, nitrito e nitrato, respectivamente.

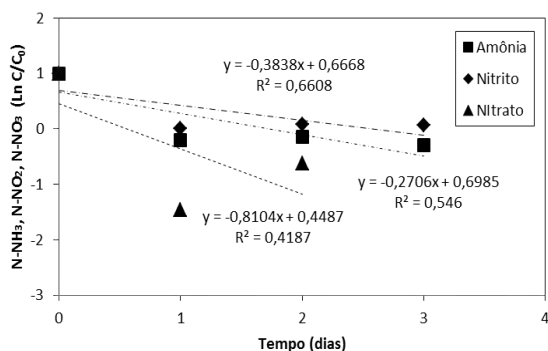


Figura 5. Perfil da remoção de amônia do efluente do reator RBA (a 50% v/v) ao longo do tempo. Concentrações iniciais (C_0) de 154,9, 2,3 e 0,4 $mg.L^{-1}$ para amônia, nitrito e nitrato, respectivamente.

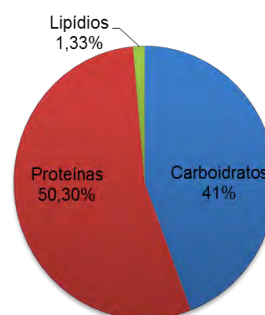


Figura 6. Composição bioquímica celular da biomassa de microalgas coletadas após tratamento do efluente UASB (a 6% v/v).

ASSESSMENT OF BACTERIAL AND ARCHAEOAL COMMUNITY STRUCTURE IN SWINE WASTEWATER TREATMENT PROCESSES

Da Silva, M.L.B.¹; Cantão, M.E.¹; Mezzari, M.P.²; Ma, J.³; Nossa, C.W.⁴

¹EMBRAPA, BR153 Km 110 P.O. Box 21, Concórdia, SC, 89700-000 Brazil

²UNOESC, Biotechnology and Sciences Program, Videira, SC, 89560-000 Brazil

³China University of Petroleum, 18 Fuxue Rd., Beijing, 102249, China

⁴Department of Ecology and Evolutionary Biology, Rice University, Houston, TX, USA.

*Email: marcio.busi@embrapa.br

SUMMARY: Microbial communities from two field scale swine wastewater treatment plants (WWTPs) were assessed by pyrosequencing analyses of bacterial and archaeal 16S rDNA fragments. Effluent samples from secondary [anaerobic covered lagoons and upflow anaerobic sludge blanket (UASB)] and tertiary treatment systems (open pond natural attenuation lagoon and air-sparged nitrification-denitrification tank followed by alkaline phosphorus precipitation process) were analyzed. A total of 56,807 and 48,859 high quality reads were obtained from bacterial and archaeal libraries, respectively. Dominant bacterial communities were associated with the phylum Firmicutes, Bacteroidetes, Proteobacteria or Actinobacteria. Bacteria and archaea diversity were highest in UASB effluent sample. Among the archaeal communities, 80 % of the reads was related to hydrogenotrophic methanogens *Methanospirillum*. Enrichment of hydrogenotrophic methanogens detected in effluent samples from the anaerobic covered lagoons and UASB suggested that CO₂ reduction with H₂ was the dominant methanogenic pathway in these systems. Overall, the results served to improve our current understanding of major microbial communities' changes downgradient from the pen and throughout swine WWTP as result of different treatment processes.

Keywords: Archaeal, bacterial, pyrosequencing, swine wastewater.

INTRODUCTION

Brazil is the sixth largest swine meat consumer (15 kg yr⁻¹ person⁻¹) and the fourth largest exporter (0.52 Mt yr⁻¹) in the world (ABIPECS, 2011). The increase in swine agribusiness activities is accompanied by larger volumes of wastewater that requires adequate treatment prior to land application and/ or discharge into water bodies. Among the swine wastewater treatment processes known, anaerobic biodigesters followed by open pond storage lagoons are widely used (Viancelli et al., 2013).

Molecular biology tools have been used to characterize microbial communities present in swine wastewater lagoons, pit storage and anaerobic biodigesters (Kim et al., 2010). These studies contribute to valuable information about WWTPs biological system performance and efficiency. Moreover, these studies can elucidate the effects that each particular treatment may exert on microorganism's selective pressure and growth of specific strains which could be detrimental to water quality and biosafety (Jeong et al., 2011). The latter is especially important when considering the significantly high water demands employed (ranging from 0.63 to 3.63 gallons pig space⁻¹ day⁻¹) and the emerging needs for water reuse (Viancelli et al., 2013). Nonetheless, little is known about the microbial population shifts that are likely to occur downgradient from the swine pens throughout the different treatment processes.

Therefore, the objective of this work was to investigate the microbial communities present in the effluent samples from two independent field-scale swine WWTPs. The structure of both bacterial and archaeal communities encountered on the pen floor sediment and effluents from anaerobic covered lagoons, open pond storage lagoon, UASB and air-sparging denitrification system followed by phosphorus alkaline

precipitation were assessed by high-throughput pyrosequencing analyses of 16S rDNA fragments.

MATERIAL AND METHODS

Bacterial and archaeal communities were sampled from different swine wastewater treatment plants: WWTP1 and WWTP2. Samples from WWTP1 were collected from two anaerobic covered lagoons connected in series (designated as bio1 and 2, respectively) and the final effluent. Samples from WWTP2 were collected from the pen, the UASB reactor and the final effluent. Genomic DNA was extracted using MoBio UltraClean® kit for the liquid or PowerSoil® kit (Carlsbad, CA, US) for sediment samples according to the manufacturer's protocol. Pyrosequencing of the 16S rDNA region was performed with primers for bacterial 16S and for archaeal 16S according to Nossa et al. (2010). All 16S rDNA pyrosequencing reads were analyzed using the original standard flowgram format (SFF) output file from the sequencer in Mothur, version 1.32.1 following the 454 standard operating process (Schloss et al., 2009). Sequence alignment was performed in Mothur using SILVA database (release 111) clustered at 97% similarity as reference (Caporaso et al. 2010).

RESULTS AND DISCUSSION

A total of 56,807 and 48,859 high quality sequence reads were obtained from bacterial and archaeal 16S rDNA, respectively. Among the samples evaluated, the effluent sample from the UASB at WWTP 2, showed the highest number of bacteria OTUs (2,015 at 97% similarity, or 660 if normalized sequences). However, the highest number of archaea OTUs (56 or 31 if normalized sequences) was observed in the effluent sample from bio1 at the WWTP 1. Bacterial diversity from highest to lowest was UASB > final effluent from WWTP 2 > pen floor > effluent from bio1 > final effluent from WWTP 1 > effluent from bio2. The increased bacterial diversity observed in the UASB effluent sample could be explained by the reactor intrinsic characteristic that stimulates the growth of different microorganism's communities living in syntrophic association in suspended cell granules as biofilms (Chong et al., 2012). Bacterial communities were mostly associated with phylum Firmicutes, Bacteroidetes, Proteobacteria or Actinobacteria. Negligible bacteria phylogenetic distances ($p < 0.01$) were verified among the pen floor (at WWTP 2) and all effluent samples analyzed from WWTP 1. These results served as circumstantial evidence to support that both WWTPs had similar bacteria diversity entering in the systems as inoculum. Significant discrepancy in bacteria phylogenetic distances ($p < 0.01$) was only verified for the sample collected at the UASB effluent at WWTP 2.

The methanogenic enrichment was related to (% of the total 16S rDNA relative abundance) *Methanospirillum*, *Methanogenium*, *Methanobrevibacter*, *Methanocorpusculum*, *Methanosarcina*, and *Methanoculleus* (Figure 2). *Methanosarcina* population was higher in UASB effluent sample as compared to anaerobic covered lagoons (bio1 and bio2) effluent samples. Members of this genus are metabolically very versatile and capable of producing methane from all three known pathways i.e., hydrogenotrophic, acetoclastic and methylotrophic. Methane production in the anaerobic bioreactors from both WWTPs was predominantly associated with the reduction of CO₂ with H₂ by hydrogenotrophic methanogens.

CONCLUSIONS

Bacterial and archaeal 16S rDNA pyrosequencing analyses performed in effluent samples from two independent and full scale swine wastewater treatment plants served to improve our current understanding on microbiology at these systems. Bacteria and archaea diversities were significantly higher in UASB effluent sample. Among the identified archaea, hydrogenotrophic *Methanoculleus* and *Methanocorpusculum* were only observed in UASB effluent sample. The relative abundance of *Methanosarcina* was also notably much higher in the UASB effluent as compared to the anaerobic covered lagoons. The increased abundance of hydrogenotrophic methanogens (>80% of the 16S rDNA relative abundance) provides fundamental information to support that methane production in swine anaerobic biodigesters is largely dependent on CO₂ reduction with H₂ in these anaerobic systems.

ACKNOWLEDGEMENT

This research was supported by the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA) grant # 01.11.07.002.05.00.

REFERENCES

- ABIPECS (2011) Annual Report. Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados-ingles/Abipecs_annual_report_2011.pdf. Accessed 07 July 2014
- Caporaso JG, Kuczynski J, Stombaugh J, Bittinger K, Bushman FD, Costello EK, Fierer N, Pena AG, Goodrich JK, Gordon JI, Huttley GA, Kelley ST, Knights D, Koenig JE, Ley RE, Lozupone CA, McDonald D, Muegge BD, Pirrung M, Reeder J, Sevinsky JR, Turnbaugh PJ, Walters WA, Widmann J, Yatsunenko T, Zaneveld J, Knight R (2010) QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature methods* 7: 335-336.
- Chong S, Sen TK, Kayaalp A, Ang HM (2012) The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. *Water research* 46: 3434-3470.
- Jeong JY, Park HD, Lee KH, Weon HY, Ka JO (2011) Microbial community analysis and identification of alternative host-specific fecal indicators in fecal and river water samples using pyrosequencing. *Journal of microbiology (Seoul, Korea)* 49: 585-594.
- Kim W, Lee S, Shin SG, Lee C, Hwang K, Hwang S (2010) Methanogenic community shift in anaerobic batch digesters treating swine wastewater. *Water research* 44: 4900-4907.
- Nossa CW, Oberdorf WE, Yang L, Aas JA, Paster BJ, Desantis TZ, Brodie EL, Malamud D, Poles MA, Pei Z (2010) Design of 16S rRNA gene primers for 454 pyrosequencing of the human foregut microbiome. *World journal of gastroenterology : WJG* 16: 4135-4144.
- Schloss PD, Westcott SL, Ryabin T, Hall JR, Hartmann M, Hollister EB, Lesniewski RA, Oakley BB, Parks DH, Robinson CJ, Sahl JW, Stres B, Thallinger GG, Van Horn DJ, Weber CF (2009) Introducing mothur: open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Appl Environ Microbiol* 75: 7537-7541.
- Viancelli A, Kunz A, Steinmetz RLR, Kich JD, Souza CK, Canal CW, Coldebella A, Esteves PA, Barardi CRM (2013) Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. *Chemosphere* 90: 1539-1544.

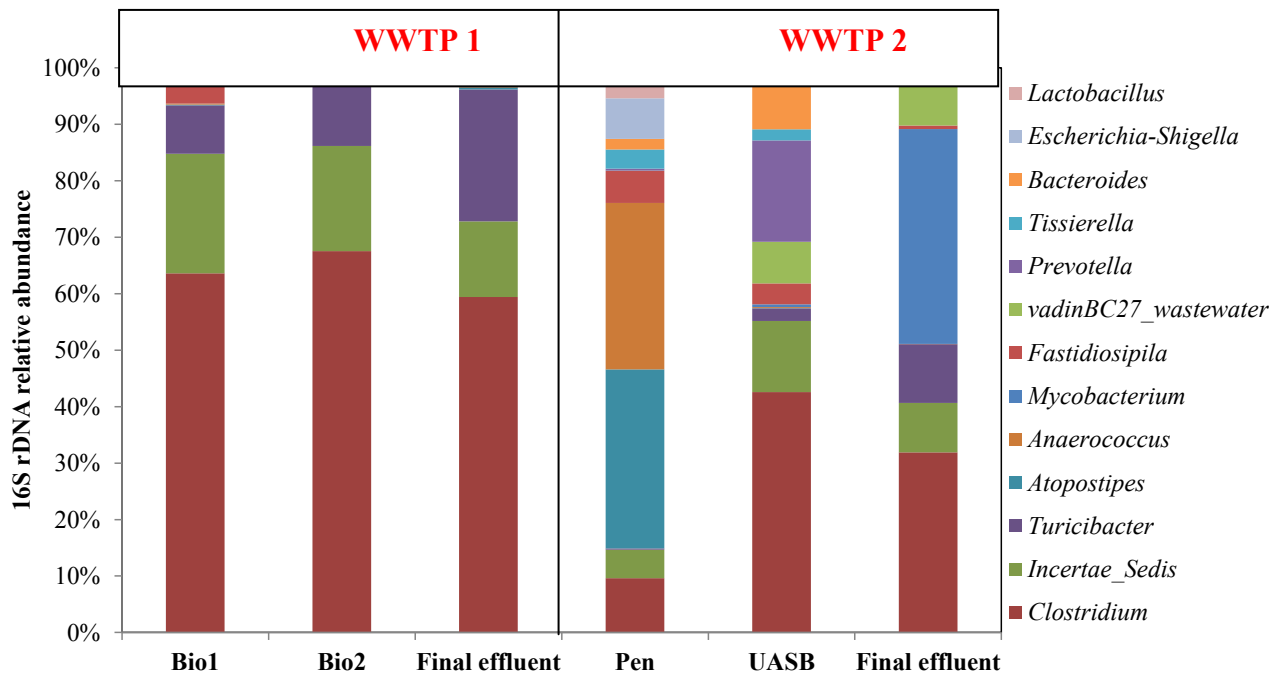


Figure 1. The relative abundance of bacterial 16S rDNA genes found in sediment from the pen floor and effluent samples from two independent WWTPs.

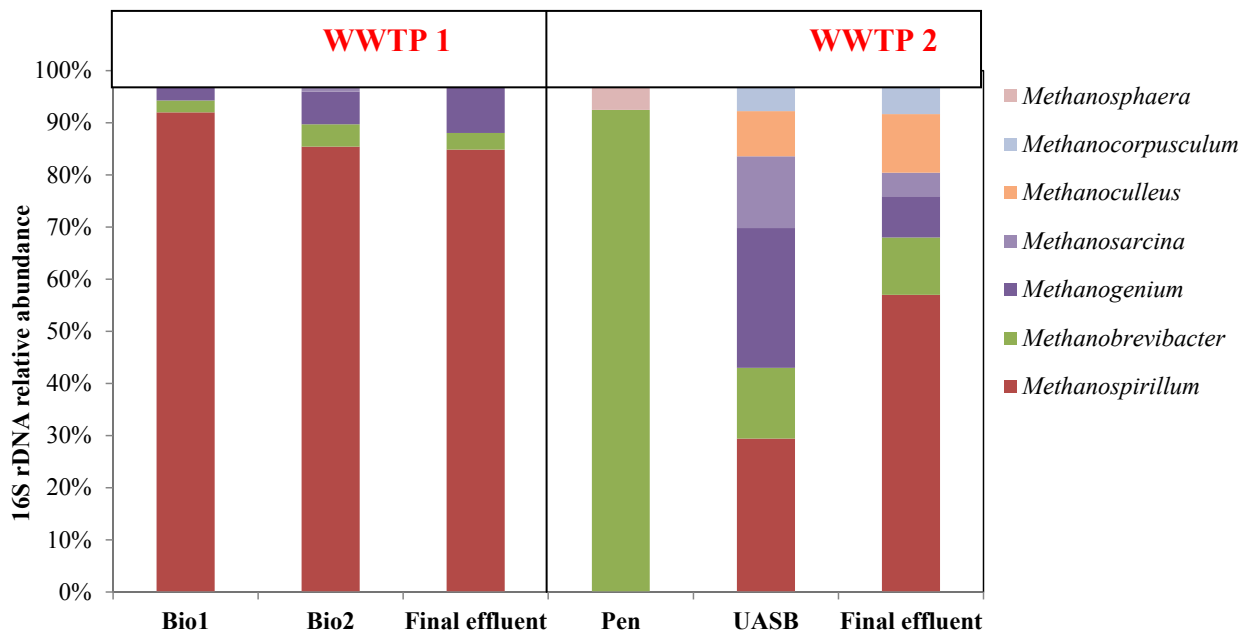


Figure 2. The relative abundance of archaeal 16S rDNA genes found in sediment from the pen floor and effluent samples from two independent WWTPs.

INSIGHTS ON PUTATIVE PATHOGEN REDUCTION FROM SWINE WASTEWATER TREATMENT PROCESSES THROUGH 16S rDNA PYROSEQUENCING ANALYSES

Mezzari, M.P.¹; Da Silva, M.L.B.²; Cantão, M.E.²; Ma, J.³; Nossa, C.W.⁴

¹UNOESC, Biotechnology and Sciences Program, Videira, SC, 89560-000 Brazil

²EMBRAPA, BR153 Km 110 P.O. Box 21, Concórdia, SC, 89700-000 Brazil

³China University of Petroleum, 18 Fuxue Rd., Beijing, 102249, China

⁴Department of Ecology and Evolutionary Biology, Rice University, Houston, TX, USA.

*Email: melissa.mezzari@unoesc.edu.br

SUMMARY: Pyrosequencing analyses of bacterial and archaeal 16S rDNA fragments were performed in effluent samples from two distinct field scale swine wastewater treatment plants (WWTP). A total of 83,333 and 63,636 sequence reads were obtained from Bacterial and Archaeal 16S rDNA, respectively. Bacterial communities were mostly associated with phylum Firmicutes, Bacteroidetes, Proteobacteria or Actinobacteria. Archaeal members of the phylum Eurychaeota were dominant in all samples evaluated. Different from *Escherichia*, and/ or *Atopostipes*, that are microorganisms conventionally utilized as indicators of fecal contamination, Bacteroidetes and/ or *Prevotella* were detected in most samples from the WWTP validating at some extent their usefulness as biomarker to predict environmental contamination by swine wastewaters. Satisfactory putative pathogen reduction was observed after the open pond natural attenuation lagoon but not after the air sparged nitrification/ denitrification followed by alkaline phosphorus precipitation treatment processes. Treated effluents from WWTPs could still contain pathogenic bacteria, thus presenting a potential threat to public health.

Keywords: bacterial biomarkers, pathogens, swine wastewater.

INTRODUCTION

Pathogens pose great risk to human health and traditional methods have been used to monitor total fecal coliforms, *Escherichia coli* and enterococci to indicate fecal contamination in aquatic environments. However, these methods are now considered obsolete since they cannot quantify, trace the sources of fecal contamination and cannot differentiate contamination between human or animal pollution. Molecular biology tools, which are based on identification of a host-specific gene marker or host-specific molecular fingerprint from test samples, have been used successfully to detect bacterial pathogens from contaminated environmental waters (Okabe et al., 2007; Jeong et al., 2011). Pyrosequencing is a high-throughput sequencing technology and a complementary molecular tool that can identify and quantifying fecal pollution sources in the environment by broadening microbial community detection, evaluating existing host-specific markers and enhancing the effectiveness of fecal source tracking (Jeong et al., 2011).

Molecular biomarkers developed to target swine fecal contamination are based on the 16S rRNA gene sequences of dominant Eubacteria or methanogenic Archaeobacteria of the pig intestinal tract (Marti et al., 2010). Dominant groups of pig fecal Eubacteria, include Bacteroides-Prevotella, Eubacterium-Clostridiaceae, Lactobacillus-Streptococcus, and to a lesser extent Bifidobacterium (Marti et al., 2010). These are bacteria that have restricted anaerobic enteric nature from warm-blooded animals and that are commonly used as indicators of environmental pollution by swine wastewaters. PCR-based methods targeting members of the Bacteroides-Prevotella group has been particularly well studied for analysis of community composition and diversity among fecal swine samples (Jeong et al., 2011). In the present study, *Escherichia*, Bacteroides, *Prevotella* (Okabe et al., 2007)

and *Lactobacillus* (Marti et al., 2010) were used as biomarkers to infer on the reduction of putative pathogens throughout two distinct swine wastewater treatment plants (WWTPs). An ancillary objective of this study focused on determining the efficacy of different treatment process on the reduction of putative pathogens based on the use of bacterial biomarkers.

MATERIAL AND METHODS

Bacterial and archaeal communities were sampled from different swine wastewater treatment plants: WWTP1 and WWTP2 (Figure 1). Samples from WWTP1 were collected from two anaerobic covered lagoons connected in series (designated as bio1 and 2, respectively) and the final effluent. Samples from WWTP2 were collected from the pen, the UASB reactor and the final effluent. WWTP 1 has been treating the effluent of approximately 3,000 confined animals from a full-scale commercial farm located in southern Brazil for the last 7 years. WWTP 2 has been treating effluent from approximately 2,850 confined swine at Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA, Concórdia, Santa Catarina, Brazil) for the last 10 years.

Genomic DNA was extracted using MoBio UltraClean® kit for the liquid or PowerSoil® kit (Carlsbad, CA, US) for sediment samples according to the manufacturer's protocol. Pyrosequencing of the 16S rDNA region was performed with primers for bacterial 16S and for archaeal 16S according to Nossa et al. (2010). All 16S rDNA pyrosequencing reads were analyzed using the original standard flowgram format (SFF) output file from the sequencer in Mothur, version 1.32.1 following the 454 standard operating process (Schloss et al., 2009). Sequence alignment was performed in Mothur using SILVA database (release 111) clustered at 97% similarity as reference.

RESULTS AND DISCUSSION

Among the biomarkers tested, *Escherichia* was only detected in the pen floor sediment (Table 1). Thus, the usefulness of *Escherichia* as biomarker for water contamination by swine wastewater may be limited to infer on recent outbreaks on fecal contamination by fresh, untreated swine wastewaters. The relative abundance of bacterial biomarkers was highest at the pen floor (Table 1) because of its direct exposure to fecal contamination. *Salmonella* spp., which is commonly reported in swine wastewaters (Jeong et al., 2011; Viancelli et al., 2013), was not detected in any of the analyzed samples.

Due to tropical conditions the anaerobic biodigesters from both WWTPs have been operating without a heating source to stimulate thermophilic conditions. Under mesophilic conditions, these anaerobic biodigesters may not remove pathogens effectively (Viancelli et al., 2013). This could explain why bacteria pathogens were not completely removed during the anaerobic digestion processes in both WWTPs (Table 1). Bacteroidetes and Prevotella, were detected in higher abundances in effluent samples from Bio1 and Bio2 (at WWTP1) and UASB (at WWTP2) (Table 1). The relative abundance of putative pathogens was highest in the UASB effluent sample as compared to the anaerobic covered lagoons (i.e., Bio1 and Bio2). This could be related to UASB lower hydraulic retention times (HRT of 1 to 2 days) as compared to the anaerobic covered lagoons (30 – 35 days) which ultimately affects pathogens removal efficacy. The survival of bacteria pathogens throughout wastewater treatment systems is recognized, and their proliferation can be adversely exacerbated by the anaerobic system configuration and operational conditions (Topp et al., 2009).

The relative abundance of biomarkers in the final effluent from WWTP1 and WWTP2 were < 0.1% and 0.7%, respectively (Table 1). The natural attenuation lagoon at WWTP1 served not only as a polishing step to remove nutrients (N and P) (Table 1) but

also to effectively reduce pathogens. The mechanism of pathogen removal in natural attenuation lagoons was likely associated to effluent exposure to sunlight as natural source of bacterial inactivation by UV light (Vanotti et al., 2005). Regarding to pathogens reduction at WWTP2, it is plausible to assume that nitrification/ denitrification processes followed by the phosphorus precipitation step which requires high pH (pH of 9; Vanotti et al., 2005) were the main mechanisms of bacteria inactivation. Despite of the observed decrease in biomarkers relative abundance throughout the treatment processes, however, a final disinfection/ filtration step is still desirable to minimize or even eliminate concerns with infectious diseases due to proliferation of unwanted waterborne bacterial pathogens. This is particularly necessary when the treated effluent is considered for reuse (Viancelli et al., 2013) and needs to be handled to wash the pens.

CONCLUSIONS

Among the biomarkers tested to infer on putative pathogens (i.e., *Escherichia*, *Lactobacillus*, *Bacteroides* and/ or *Prevotella*), *Bacteroides* and *Prevotella* were less sensitive to secondary and tertiary treatment processes which validates its usefulness as indicators to better predict potential environmental contamination by swine wastewaters. Satisfactory pathogen reduction was attained after tertiary open pond natural attenuation lagoon treatment but not after the air sparged nitrification/ denitrification tank followed by alkaline phosphorus precipitation treatment. Thus, to minimize or even eliminate concerns on waterborne water pathogens that can have adverse implications on water reuse biosafety a final disinfection treatment process is desirable.

ACKNOWLEDGEMENT

This research was supported by the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA) grant # 01.11.07.002.05.00.

REFERENCES

- Jeong JY, Park HD, Lee KH, Weon HY, Ka JO (2011) Microbial community analysis and identification of alternative host-specific fecal indicators in fecal and river water samples using pyrosequencing. *Journal of microbiology* (Seoul, Korea) 49: 585-594.
- Marti, R., P. Dabert, C. Ziebal, and A.M. Pourcher. 2010. Evaluation of *Lactobacillus sobrius*/*L. amylovorus* as a new microbial marker of pig manure. *Appl. Environ. Microbiol.* 76, 1456-1461.
- Nossa CW, Oberdorf WE, Yang L, Aas JA, Paster BJ, Desantis TZ, Brodie EL, Malamud D, Poles MA, Pei Z (2010) Design of 16S rRNA gene primers for 454 pyrosequencing of the human foregut microbiome. *World journal of gastroenterology* : WJG 16: 4135-4144.
- Okabe, S., N. Okayama, O. Savichtcheva, and T. Ito. 2007. Quantification of host-specific *bacteroides-prevotella* 16S rRNA genetic markers for assessment of fecal pollution in freshwater. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 74, 890-901.
- Schloss PD, Westcott SL, Ryabin T, Hall JR, Hartmann M, Hollister EB, Lesniewski RA, Oakley BB, Parks DH, Robinson CJ, Sahl JW, Stres B, Thallinger GG, Van Horn DJ, Weber CF (2009) Introducing mothur: open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Appl Environ Microbiol* 75: 7537-7541.
- Topp E, Scott A, Lapen DR, Lyautey E, Duriez P (2009) Livestock waste treatment systems for reducing environmental exposure to hazardous enteric pathogens: Some considerations. *Bioresource technology* 100: 5395-5398.

Vanotti MB, Millner PD, Hunt PG, Ellison AQ (2005) Removal of pathogen and indicator microorganisms from liquid swine manure in multi-step biological and chemical treatment. *Bioresource technology* 96: 209-214.

Viancelli A, Kunz A, Steinmetz RLR, Kich JD, Souza CK, Canal CW, Coldebella A, Esteves PA, Barardi CRM (2013) Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. *Chemosphere* 90: 1539-1544.

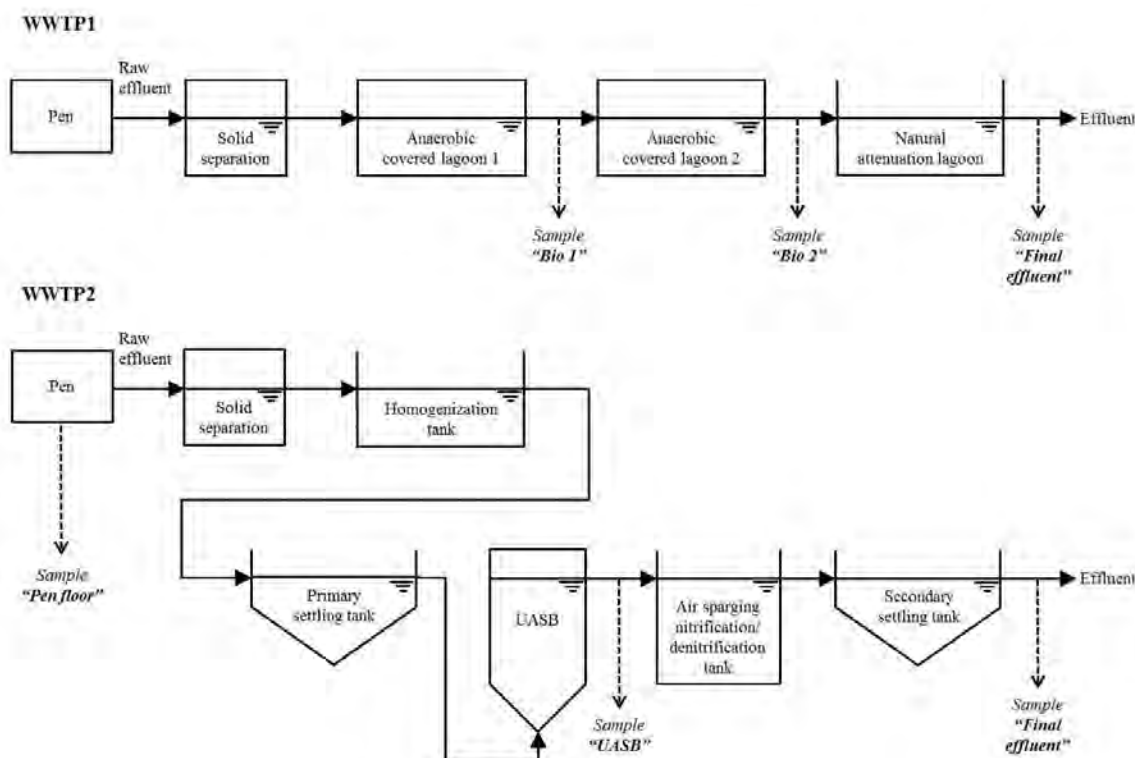


Figure 1. Schematic of the two independent WWTPs configurations indicating the sampling locations.

Table 1. 16S rDNA gene sequence reads obtained for selected bacterial genera used as biomarkers to infer on putative pathogen removal throughout the WWTPs. Data shown as percentage (%) of 83,333 16S rDNA total sequence reads.

BIOMARKERS	WWTP 1			WWTP 2		
	Bio1	Bio2	Final effluent	Pen floor	UASB	Final effluent
<i>Prevotella</i>	<0.1	0.2	<0.1	0.3	6.3	<0.1
<i>Bacteroides</i>	0.2	0.1	<0.1	1.5	2.9	0.7
<i>Escherichia</i>	<0.1	<0.1	<0.1	5.8	<0.1	<0.1
<i>Lactobacillus</i>	0.1	<0.1	<0.1	4.4	0.9	<0.1

EFICIÊNCIA DA PENEIRA DE ESCOVA ROTATIVA PARA REMOÇÃO DE SÓLIDOS E NUTRIENTES DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS

Dalla Costa, M.¹; Nicoloso, R.S.^{2*}, Feddern, V.²

¹Bolsista de Iniciação Científica, Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC, Brasil.

²Pesquisadores da Embrapa Suínos e Aves

*e-mail: rodrigo.nicoloso@embrapa.br

RESUMO: A separação da fração sólida grosseira é recomendável para melhorar a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia dos dejetos líquidos de suínos (DLS). O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência da peneira de escova rotativa na remoção de sólidos e nutrientes do DLS gerado em granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos. O estudo foi realizado na Estação de Tratamento de Dejeito de Suínos (ETDS) da Embrapa Suínos e Aves, onde o DLS e o resíduo sólido retido na peneira foram quantificados e caracterizados durante quatro meses de monitoramento. A eficiência de remoção de sólidos do DLS pela peneira de escova rotativa apresentou a seguinte ordem de acordo com o tipo de granja de suínos geradora do efluente: melhoramento genético (30,7%) > terminação (15,4%) > maternidade (11,3%). A peneira de escova rotativa apresenta baixa eficiência de remoção para o NTK (4,6%) e K (2,6%), devido à alta solubilidade destes nutrientes. Apesar de dependente da qualidade do DLS gerado nos diferentes tipos de granjas avaliadas, a eficiência da peneira de escova rotativa foi maior para a remoção do P (12,2%) e Cu (19,3%) e intermediária para os demais nutrientes analisados (7,5, 8,4 e 9,9% para Zn, Ca e Mg, respectivamente).

Palavras-Chave: separação de sólidos e líquidos, tratamento de dejetos.

EFFICIENCY OF ROTARY BRUSH SCREEN FOR SOLIDS AND NUTRIENTS REMOVAL FROM SWINE SLURRY

ABSTRACT: The separation of gross solids from swine slurry (SS) is recommended to improve the efficiency of the anaerobic biodigestion process. The objective of this study was to evaluate the efficiency of the rotary brush screen for solids and nutrients removal from SS effluent from breeding, maternity and finishing swine farms. The study was conducted in the Swine Slurry Treatment Station (SSTS) at Embrapa Swine and Poultry, where the SS and the solid residue retained on the screen were quantified and characterized during four months of monitoring. The efficiency for solids removal from SS by the rotary brush screen showed the following order according to the type of swine production farm producing the SS: breeding (30.7%) > finishing (15.4%) > maternity (11.3%). The rotary brush screen had low removal efficiency for TKN (4.6%) and K (2.6%), due to the high solubility of these nutrients. Despite the influence of SS quality produced from the evaluated swine farms, the rotary brush screen efficiency was higher for P (12.2%) and Cu (19.3%) removal and intermediate for the other analyzed nutrients (7.5, 8.4, and 9.9% for Zn, Ca, and Mg, respectively).

Key Words: solid-liquid separation, manure treatment.

INTRODUÇÃO

A separação da fração sólida grosseira (> 1 mm) dos dejetos líquidos de suínos é uma técnica recomendada para melhorar a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia (fração líquida), além de reduzir o tempo de retenção hidráulica e tamanho dos biodigestores (Orrico Junior, 2007). Além disso, a redução do teor de sólidos grosseiros de baixa degradabilidade no dejeito líquido de suínos (DLS) também reduz o açoreamento e a necessidade de abertura frequente do biodigestor para limpeza. Ainda, a fração sólida obtida através da separação de fases dos DLS apresenta um menor conteúdo de

umidade e maior concentração de nutrientes, o que promove maior valorização deste resíduo como fertilizante orgânico para sua reciclagem na agropecuária.

A peneira de escova rotativa é um equipamento de baixo custo para a remoção da fração sólida grosseira dos DLS que permite a recuperação de até 30% dos sólidos totais (INVTEC, 2014). No entanto, a eficiência do sistema de remoção de sólidos e de recuperação de nutrientes depende da qualidade do efluente a ser tratado, que por sua vez varia conforme a categoria animal geradora, tempo de armazenamento em canaletas, desperdício de água e ração na granja, entre outros fatores. Desta maneira o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de um conjunto de peneiras de escovas rotativas na remoção de sólidos e recuperação de nutrientes dos dejetos líquidos de suínos gerados em granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS) da Embrapa Suínos e Aves, em Concórdia-SC, entre Agosto e Novembro de 2013. A ETDS está equipada com um conjunto de peneira de escova rotativa para o pré-tratamento e remoção da fração sólida grosseira (> 1 mm) do DLS proveniente das granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos da Embrapa Suínos e Aves. O resíduo sólido retido na peneira é posteriormente encaminhado para tratamento via compostagem, enquanto que a fração líquida é submetida a tratamento por biodigestão anaeróbia (Kunz et al., 2009).

A avaliação da eficiência do conjunto de peneiras foi realizada através da quantificação e caracterização do DLS e da fração sólida retida na peneira. Todas as amostras coletadas foram analisadas para determinação dos teores de sólidos totais (ST), nitrogênio total por Kjeldahl (NTK), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu) e zinco (Zn), conforme APHA (2005). As coletas das amostras foram realizadas duas vezes por semana, seguindo o cronograma de operação da ETDS, totalizando 22, 10 e 4 amostras oriundas de efluentes de granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos, respectivamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O volume médio de efluente na entrada da peneira rotativa foi de 3,5, 4,3 e 5,5 m³ por dia de amostragem para o DLS oriundo das granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos, respectivamente (Tabela 1). A concentração média de ST foi menor no efluente oriundo das granjas de melhoramento genético (17,4 g/L) do que nas granjas de terminação (24,1 g/L) e maternidade (32,9 g/L). Esta variação está relacionada com o desperdício de água nas instalações, visto que os valores observados no presente estudo, independente da origem do DLS, foram significativamente menores do que os valores médios de ST no DLS (58,1 g/L) verificados em 15 granjas comerciais de terminação de suínos da região de Concórdia-SC, onde a produção de dejetos média foi de 4,5 L/suíno/dia (Tavares, 2012). O teor de nutrientes no DLS variou de acordo com o teor de ST do DLS e também com as características das rações fornecidas aos animais em cada tipo de granja, sendo que as maiores concentrações de NTK e K foram observadas no DLS oriundo das granjas de terminação e as maiores concentrações de P, Ca, Mg, Cu e Zn foram observados no DLS gerado nas granjas de maternidade de suínos. Na média de cada dia de amostragem, foram separados através do sistema de peneira de escova rotativa 106, 100 e 128 kg de resíduos sólidos (massa úmida) com teor de matéria seca com 17,6, 15,9 e 16,0% oriundos das granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos, respectivamente. A variação na concentração de nutrientes no resíduo sólido retido na peneira de 1 mm foi significativamente menor do que o observado para o DLS entre os três tipos de granjas analisados.

A eficiência de remoção de sólidos foi também influenciada pela fonte geradora do DLS (Tabela 2). Considerando a concentração ST no DLS gerado nas granjas de melhoramento genético de suínos, a retenção e a matéria seca da fração sólida separada via peneira de escova rotativa, observa-se que 30,7% dos sólidos foram removidos do DLS. No entanto, para o DLS originado nas granjas de maternidade e terminação a eficiência de remoção de sólidos foi menor: 11,3 e 15,4%, respectivamente. Na média do DLS gerado pelos três tipos de granjas, a eficiência de remoção de sólidos foi de 19,1%. A eficiência de remoção de nutrientes do DLS também variou conforme a origem do DLS submetido à separação de fases. Os nutrientes que apresentam maior solubilidade em água (NTK e K) foram removidos em menor quantidade através da separação de sólidos, variando entre 3,4 e 6,9% para o NTK e 2,1 e 3,2% para o K. Na média dos três tipos de granja, a eficiência de remoção de NTK e K do DLS foi de 3,6 e 2,6% que ficaram retidos na fração sólida > 1 mm. A peneira de escova rotativa apresentou melhor eficiência de remoção de P, Ca, Mg, Cu e Zn do DLS oriundo das granjas de melhoramento genético e terminação em relação ao DLS oriundo das granjas de maternidade de suínos. Na média dos três tipos de granjas de suínos analisados, a eficiência de remoção foi de 12,2, 8,4, 9,9, 19,3 e 7,5%, para os mesmos nutrientes, respectivamente.

CONCLUSÃO

A eficiência de remoção de sólidos do DLS pela peneira de escova rotativa apresentou a seguinte ordem de acordo com o tipo de granja de suínos geradora do efluente: melhoramento genético (30,7%) > terminação (15,4%) > maternidade (11,3%). A peneira de escova rotativa apresenta baixa eficiência de remoção para o NTK (4,6%) e K (2,6%), devido à alta solubilidade destes nutrientes. Apesar de dependente da qualidade do DLS gerado nos diferentes tipos de granjas avaliadas, a eficiência da peneira de escova rotativa foi maior para a remoção do P (12,2%) e Cu (19,3%) e intermediária para os demais nutrientes analisados (7,5, 8,4 e 9,9% para Zn, Ca e Mg, respectivamente).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Rede Biogásfert Embrapa/Itaipú (projeto nº 02.12.08.004.00.06) pelo apoio na execução deste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Ed. American Public Health Association. Washington, DC, 2005.
- INVTEC - SISTEMAS DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS: INVENTÁRIO TECNOLÓGICO. Embrapa Suínos e Aves. Disponível em <<http://www.cnpsa.embrapa.br/invtec/>>. Acesso em 14 de Outubro de 2014.
- KUNZ, A., MIELE, M., STEINMETZ, R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. Bioresour. Technol. 100, 5484–5489, 2009.
- ORRICO JUNIOR, M.A.P. Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos. Dissertação de mestrado em Zootecnia. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP/Jaboticabal. 2007. 77p.
- TAVARES, J.M.R. Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2012. 230p.

Tabela 1. Composição do dejetos líquido de suínos e do sólido retido na peneira de escova rotativa de granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos.

Variável ^a	Unidade	Melhoramento	Maternidade	Terminação
Volume	m ³	3,5 ± 0,4 ^b	4,3 ± 0,3	5,5 ± 1,6
ST	g/L	17,4 ± 3,0	32,9 ± 6,7	24,1 ± 4,5
NTK	mg/L	2016,1 ± 220,5	2620,2 ± 427,9	3448,3 ± 328,9
P	mg/L	485,4 ± 67,6	832,6 ± 149,6	486,3 ± 148,1
K	mg/L	853,4 ± 107,1	837,3 ± 140,8	1492,5 ± 199,1
Ca	mg/L	531,7 ± 80,3	991,4 ± 175,9	636,3 ± 212,2
Mg	mg/L	237,7 ± 35,6	437,3 ± 81,9	352,3 ± 83,6
Cu	mg/L	10,5 ± 1,9	15,9 ± 2,3	14,3 ± 4,5
Zn	mg/L	43,5 ± 9,5	80,1 ± 15,6	43,5 ± 5,4
Sólido retido na peneira				
Massa	kg	106,0 ± 6,3	100,0 ± 6,5	128,0 ± 10,4
MS	%	17,6 ± 1,0	15,9 ± 1,0	16,0 ± 1,3
NTK	mg/kg	4563,0 ± 184,3	3840,9 ± 451,5	5098,8 ± 820,3
P	mg/kg	2820,1 ± 227,2	2273,1 ± 284,1	2623,8 ± 236,9
K	mg/kg	907,2 ± 52,6	923,8 ± 90,8	1348,5 ± 71,0
Ca	mg/kg	5547,5 ± 996,4	3831,8 ± 606,0	4705,8 ± 723,7
Mg	mg/kg	887,1 ± 59,2	827,2 ± 64,3	1053,5 ± 112,2
Cu	mg/kg	46,4 ± 3,4	34,9 ± 3,6	42,1 ± 4,0
Zn	mg/kg	214,4 ± 14,2	169,1 ± 24,7	184,6 ± 29,9

^aTeor de nutrientes expresso em base úmida. ^bMédia ± erro padrão, n= 22 (melhoramento), 10 (maternidade) e 4 (terminação).

Tabela 2. Remoção de sólidos e nutrientes no pré-tratamento dos dejetos líquidos de granjas de melhoramento genético, maternidade e terminação de suínos em peneira de escova rotativa.

Variável	Melhoramento	Maternidade	Terminação	Média
Sólidos	30,7	11,3	15,4	19,1 ± 5,9
NTK	6,9	3,4	3,4	4,6 ± 1,1
P	17,6	6,3	12,6	12,2 ± 3,2
K	3,2	2,6	2,1	2,6 ± 0,3
Ca	13,3	5,1	6,9	8,4 ± 2,5
Mg	14,9	4,9	9,9	9,9 ± 2,9
Cu	31,6	9,0	17,2	19,3 ± 6,6
Zn	11,6	4,4	7,0	7,5 ± 2,0

REDUÇÃO DA DQO NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS E AVES COM MANIPUEIRA

Andrade, W. R.^{1*}; Xavier, C. A. N.²; Santos, T. M. B.¹; Gomes, F. O. C.³; Cappi, N.¹
Trevizan, P. S. F.¹

¹Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/Aquidauana, email: willian_rufino_andrade@hotmail.com;

²Universidade de São Paulo – FZEA – Pirassununga – SP; ³Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – FAMEZ – Campo Grande – MS.

RESUMO: A codigestão de resíduos pode ser uma alternativa para redução do potencial poluente de um ou mais resíduos, mitigando decorrentes problemas como poluição do ar, solos, e cursos receptores d'água. Nesse sentido, objetivou-se avaliar a redução de DQO de substratos contendo dejetos de aves ou suínos e manipueira submetidos à digestão anaeróbia. Foram utilizadas garrafas de polietileno tereftalato com volume útil de 600 mL contendo 400 mL de substrato formado por dejetos de suínos e/ou aves, 10% (volume/volume) de manipueira, água e bicarbonato de sódio (0,5%; massa/volume). Os substratos foram formulados para que contivessem 7% de ST com base no teor de ST dos dejetos de suínos e aves de 35,42 e 43,70%, respectivamente. As garrafas foram mantidas em estufa BOD a 32°C por 30 dias. Observou-se que os valores médios de DQO dos afluentes foi de 39,33 g O₂/L e dos efluentes de 12,08 g O₂/L. As reduções de DQO observadas em substratos formados por dejetos de suínos e/ou aves codigeridos com manipueira foram de 69,81 a 68,87%, respectivamente. A redução de DQO em substratos contendo dejetos de aves ou suínos com 10% de manipueira foi superior a 68% após 30 dias de tempo de retenção. Contudo, maiores eficiências de remoção de matéria orgânica devem ser estudadas pois os efluentes ainda apresentaram elevados valores de DQO.

Palavras-Chave: Digestão anaeróbia, água residuária do processamento da mandioca; *Manihot esculenta*

COD REMOVAL IN THE ANAEROBIC CODIGESTION OF SWINE OR POULTRY MANURE AND MANIPUEIRA

ABSTRACT: Anaerobic codigestion might be an alternative to decrease the pollutant potential of some organic waste, which plays an important role with the mitigation of issues such as pollution of the air, soil and water. The primary aim of this study was to evaluate the reduction of the Chemical Oxygen Demand (COD) in the codigestion of manure from poultry and/or swine with 10% of manipueira (wastewater of cassava processing). Polyethylene terephthalate bottles (600 mL) were fed with 400 mL of substrate compounded by poultry or swine manure, 10% of manipueira (volume/volume), water and sodium bicarbonate (0.5%; mass/volume). The substrates were formulated in order to present 7% of total solids (TS), based on TS content of poultry and swine manure of 43.70 and 35.42% respectively. The bottles were kept on BOD incubator under 32°C during 30 days. COD value from affluent was 39.33 g O₂/L and effluent was 12.08 g O₂/L. The COD removal observed in those substrates compounded by swine or poultry manure codigested with 10% of manipueira were 69.81 a 68.87% respectively. COD removal in substrate with poultry or swine manure and manipueira was higher than 68% after 30 days of retention time. Nevertheless, higher efficiency of reduction in terms of organic matter should be sought since the effluents still have high content of DQO.

Keywords: Anaerobic digestion, wastewater of cassava processing, *Manihot esculenta*

INTRODUÇÃO

Significativa expansão e desenvolvimento no setor agropecuário têm sido observados nas últimas décadas, devido principalmente a competitividade entre unidades de produção que anseiam espaço no mercado. Uma das características que tem marcado essa rápida expansão é a restrição de espaço destinado à produção e incorreta disposição de seus resíduos no ambiente.

O sistema intensivo de produção de aves e suínos, por exemplo, apresenta elevadas densidades populacionais e, por consequência, geram grandes quantidades de dejetos, que por sua composição, falta de tratamento adequado e inadequado uso do biofertilizante, pode se tornar uma fonte poluidora do ar, solos e águas por alta carga de nutrientes e microrganismos (Steinfeld et al., 2006).

A manipueira, resíduo da prensagem da mandioca, possui elevada Demanda Química de Oxigênio (DQO), parâmetro que indica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica a um composto orgânico estável. A composição química da manipueira pode diferir quanto a variedade, local de produção, variações climáticas e o manejo da cultura até o momento de seu processamento (Giongo, 2011). Tal resíduo é constituído por considerável teor de matéria orgânica, o que confere grandes problemas em termos de DQO (Ribas, 2003).

A elevada quantidade de matéria orgânica e baixo pH contribuem para a baixa eficiência de sistemas biológicos de tratamento da manipueira como a digestão anaeróbia. É possível que a digestão anaeróbia da mistura de manipueira com outro resíduo seja mais eficiente para o seu tratamento. A utilização de dois ou mais resíduos como substratos de biodigestores é denominada de codigestão anaeróbia e apresenta algumas vantagens como o balanceamento mais adequado de nutrientes; redução de compostos inibidores já presentes nos resíduos ou formados durante o processo de tratamento e melhor poder de tamponamento (Holm-Nielsen et al., 2009).

Dejetos de animais como cosubstratos de biodigestores poderiam contribuir para uma melhor relação carbono:nitrogênio ao ser misturado com manipueira, oferecendo melhores condições para o desenvolvimento dos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia.

Nesse sentido, objetivou-se avaliar a redução de DQO de substratos contendo dejetos de aves ou suínos e manipueira submetidos à digestão anaeróbia.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Resíduos de Origem Animal da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/Aquidauana, o qual situa-se em local com coordenadas geográficas: 20° 28' ao Sul e 55° 48' à Oeste e altitude média de 184 metros.

O clima da região segundo classificação de Köppen é Tropical Úmido (AW), é dividido em duas estações, chuvosa no verão e seca no inverno. A precipitação média anual está em torno de 1350 mm. A média térmica da região é de 25° C.

Os dejetos de aves foram provenientes do setor de Avicultura de Postura do Campus de Aquidauana – UEMS, e os dejetos de suínos da Fazenda Experimental da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Terenos-MS.

O nível de inclusão utilizado, obtido após realização de testes preliminares, foi de 10:90 (volume/volume) de manipueira em substratos formados por dejetos de aves e/ou suínos.

Para a realização do ensaio de codigestão anaeróbia foram utilizadas garrafas de polietileno tereftalato (PET) com volume útil de 600 mL, que receberam 400 mL de substrato composto por dejetos de suínos ou aves, manipueira, água e bicarbonato de sódio (0,5%; massa/volume). Os substratos foram formulados para que contivessem

7% de ST com base no teor de ST dos dejetos de suínos e aves de 35,42 e 43,70%, respectivamente.

As garrafas foram mantidas em câmara incubadora BOD com temperatura controlada de 32°C em período de retenção de 30 dias. Diariamente foi realizada a liberação do biogás produzido.

Realizou-se análise de DQO seguindo metodologia padrão descrita por APHA, AWWA, WPCF (2005). As amostras foram expostas a dicromato de potássio, em meio ácido, catalisado por sulfato de prata e submetidas à digestão por duas horas à 150°C. A quantificação da carga orgânica após a digestão foi realizada por espectrofotometria. Os dados coletados foram tabulados e comparados por meio de média e desvio padrão.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Elevados teores de matéria orgânica em todos os afluentes indicaram se tratar de um material com alto potencial poluidor. As concentrações médias observadas após a codigestão anaeróbia em efluentes formados por dejetos de suínos e de aves variaram de 10,42 a 13,75 g O₂/L (Tabela 1).

Verificou-se redução de DQO em substratos formados por dejetos de suínos e/ou aves da ordem de 69,81 e 68,87% e respectivamente.

Os resultados indicaram diminuição de material orgânico presente no resíduo inicial, considerado altamente danoso ao ambiente. Valor inferior foi encontrado por Panichnumsin et al (2006) que observaram redução média de DQO na ordem de 65% realizando a codigestão anaeróbia de manipueira com dejetos de suínos na proporção de 20:80. No mesmo estudo os autores observaram que quando realizada a digestão do dejetos isoladamente a média de redução de DQO é menor (62%) quando comparado ao processo de codigestão de dejetos de suínos com manipueira. Tal fato evidencia que o uso de 10% de manipueira na codigestão com dejetos apresenta melhor desempenho na redução de DQO.

O valor médio de redução de 69,34% observado para efluentes após a codigestão de dejetos de suínos e/ou aves com manipueira é superior ao valor padrão mínimo estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011) quanto ao lançamento de efluentes em corpos d'água que é de 60%. Porém, o resíduo apresenta valores superiores ao recomendado de 0,15 g O₂/L (Nagalli & Nemes, 2009), inviabilizando o despejo em cursos receptores d'água. Maior tempo de retenção hidráulica se faz necessário para maior promoção da redução de DQO do resíduo.

Contudo, na tentativa de se agregar valor ao sistema de produção e obter possíveis reduções de gastos com uso de fertilizantes, vantagens podem ser obtidas se utilizado o efluente como insumo no sistema de produção animal por meio de irrigação de pastagens.

CONCLUSÃO

A codigestão de dejetos de aves ou suínos com 10% de manipueira, após 30 dias de tempo de retenção, é eficiente em reduzir os valores de DQO em 68%. Contudo, maiores eficiências de remoção de matéria orgânica devem ser estudadas pois os efluentes ainda apresentaram elevados valores de DQO.

AGRADECIMENTO

Ao CNPq pela bolsa concedida ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WPCF – **American Public Health Association**. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. Washington, 1998,

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução, N. 430, 2011.

GIONGO, CITIELI. **Produção de ácidos graxos voláteis por biodigestão anaeróbia da manipueira**. 66p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2011.

HOLM-NIELSEN, J. B., AL SEADI, T., & OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource technology**, 100 (22), 5478-5484, (2009).

NAGALLI, A.; NEMES, P. D. Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. **Rev. Acad. Ciênc. Agr. Amb., Curitiba**, v. 7, n. 2, p. 131-144, 2009.

PANICHNUMSIN, P., NOPPHARATANA, A., AHRING, B. K., & CHAIPRASERT, P. Anaerobic Co-digestion of Cassava Pulp and Pig manure: Effects of Waste Ratio and Inoculum Substrate Ratio. **SEE 2006 Sustainable Energy and Environment Technology and Policy Innovations**, 1, 932-937. (2006).

RIBAS, M.M.F.; BARANA, A.C. Start-up Adjustment of a plug-flow digester for cassava wastewater (manipueira) treatment. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.60, n.2, p.223-229, 2003.

STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., & HAAN, C. D. **Livestock's long shadow: Environmental issues and options**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), (2006). 390p.

Tabela 1. Concentração média de DQO nos afluentes e efluentes dos digestores e respectivas reduções, observadas na codigestão anaeróbia de dejetos de suínos e/ou aves com 10% de manipueira

Dejetos	DQO (g O ₂ /L)		
	Afluente	Efluente	Redução (%)
Suínos com 10% de manipueira	34,50	10,42	69,81
Aves com 10% de manipueira	44,17	13,75	68,87
Média	39,33	12,08	69,34
Desvio P	48,34	16,67	

IMPLANTAÇÃO DE SISTEMA ALTERNATIVO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO ASSOCIADO A DEJETOS SUÍNOS EM PROPRIEDADES RURAIS

Santos, J. R. ¹; Rubio, F. ^{2*}; Mezalira, V. P. ¹; Curcel, M. ¹; Santos, F.T. dos ³; Lorin, H. A. F. ³;

¹Engenheiro Ambiental – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas. ²Docente do curso de Engenharia Ambiental – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas e Instituto Federal do Paraná. ³Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – UNIOESTE.
e-mail: fernandarubiofz@hotmail.com

RESUMO: O objetivo deste estudo é minimizar a problemática do lançamento de esgoto bruto ao meio ambiente. Desta forma, realizou-se o tratamento do esgoto doméstico juntamente com os dejetos de suínos existentes em uma propriedade rural no município de Capanema – PR, por meio de zona de raízes. O sistema constitui cinco fases de tratamento, sendo: fossa séptica, camada de rachão, pedras britas e pedrisco e por fim areia. Os resultados apresentaram valores satisfatórios, sendo o tratamento altamente indicado para purificação do efluente estudado, pois houve reduções dos parâmetros de qualidade. Problemas como proliferação de vetores, contaminação dos recursos hídricos e do solo e geração de maus odores foram eliminados e houve melhoria no aspecto visual do local. Conclui-se que inserir dejetos suínos a esgoto doméstico para tratamento por zona de raízes refere-se a um sistema de grande importância em zonas com falta de rede de tratamento de esgoto, e onde não há viabilidade de construção de biodigestores devido ao número reduzido de animais.

Palavras-chave: fossa séptica, esgoto doméstico, resíduos orgânicos.

DEPLOYMENT SYSTEM FOR ALTERNATIVE TREATMENT OF DOMESTIC SEWAGE CONNECTION WITH PIG MANURE IN RURAL PROPERTIES

ABSTRACT: The objective of this study is to minimize the issue of release of raw sewage to the environment. Thus, we carried out the treatment of domestic sewage with waste from pigs on a farm in the municipality of capanema - pr through the root zone. The system constitutes five phases of treatment, as follows: septic, rachão layer, gravel and pebbles stones and finally sand. The results showed satisfactory values, being highly recommended for the treatment of effluent purification studied because there were reductions in quality parameters. Problems like proliferation of vectors, contamination of water and soil resources and generation of bad odors were eliminated and there was improvement in the visual appearance of the site. We conclude that pig manure entering the sewage treatment for the root zone refers to a system of great importance in areas lacking sewage treatment network, and where there is no feasibility of building digesters due to the reduced number of animals.

Key Words: septic tanks, sewage, organic waste.

INTRODUÇÃO

A contaminação das águas é um dos grandes problemas ambientais atuais, e a principal origem destas contaminações são os lançamentos inadequados de efluentes ao ambiente. Hoje, em vários locais do planeta, os esgotos são lançados diretamente em corpos d'água ou infiltrados no solo, gerando além de contaminação, vários problemas de saúde pública. Nas zonas rurais não é diferente, como é inviável a construção de redes de esgoto nestas áreas, cada residente é responsável pelo destino do seu esgoto, que na maioria das vezes é lançado em fossas que não possuem qualquer tipo de isolamento. Além de existir a geração de dejetos animais, principalmente de suínos que é cerca de cem vezes mais poluente que o esgoto doméstico e normalmente é lançado a céu aberto em pequenas propriedades, gerando um local de proliferação de vetores com potencial de contaminação hídrica, do solo, animal e humana. Diante disso, alternativas sustentáveis devem ser estudadas e possivelmente implantadas em propriedades com estas características. Sendo assim, este trabalho teve por objetivo verificar a viabilidade da implantação de um sistema

alternativo no tratamento de esgoto doméstico rural associado a dejetos suínos, por meio de zona de raízes.

METODOLOGIA

A estação de tratamento de esgoto foi constituída primeiramente de uma fossa séptica com dimensões de 2,20 x 2,80 x 2,00m, esta com volume útil de aproximadamente 12 m³, onde os dois esgotos (domiciliar e suíno) foram direcionados. A fossa foi construída em alvenaria, as camadas das paredes são tijolos, reboco e impermeabilizante. A área construída para as zonas de raízes foi dimensionada de acordo com o ressaltado por Vieira (2010), que descreve, que o dimensionamento ideal para evitar transbordos na estação é de 2 m² por pessoa. Porém, neste caso, há acrescido no tratamento os dejetos de nove suínos da propriedade, sendo assim, foi necessário redimensionamento. Deste modo foi adotado 4 m² para cada suíno na zona de raízes construída, totalizando uma área de 42 m². O primeiro filtro utilizado na zona de raízes foram pedras com diâmetro máximo de 20 cm. Esta camada ocupou área de 8 m² do tanque, com volume total de 4 m³. A segunda camada da zona de raízes é constituída por pedras britas número 2. Este filtro também utilizou 8m². A terceira camada foi constituída de pedrisco, que possuía aproximadamente 0,5 cm de diâmetro, também ocupou área de 8m². Posterior às pedras britas foi adicionada areia, que foi o último filtro, esta camada possui área total de 16 m² e volume de 8 m³. Esta areia é de tamanho médio, sendo que suas partículas chegam até 2 mm de diâmetro. Foram utilizados três tipos de vegetação, sendo: Taboa (*Typha ssp.*), Bananeiras (*Musa spp*) e Taiobas (*Xanthosoma sagittifolium*).Na primeira camada foram inseridas as taboas. Estas foram plantadas dentro de canos de PVC de 100 mm perfurados para conferir sustentação. As bananeiras (*Musa spp.*) também foram inseridas dentro de canos de PVC, porém para esta espécie foram utilizados canos de 300 mm perfurados. Deste modo as bananeiras foram inseridas no sistema com pedras britas, evitando assim que as raízes pudessem estourar o tanque da zona de raízes. Na última camada, foram inserias as taiobas, também utilizou-se canos perfurados, porém de 250 mm. Nesta camada foram inseridas quatro mudas. Para melhor entendimento de todo o sistema, segue Figura 1 representando corte lateral de toda a estação. Para avaliação da eficiência da estação, ao final de cada camada foi instalado um cano de inspeção (Figura 2). Os métodos utilizados para realização das análises foi espectrofotométrico para os parâmetros de DQO, Fósforo total e Amônia, potenciométrico para DBO, gravimétrico para sólidos totais e membranas filtrantes para coliformes termotolerantes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os níveis de DQO encontrados na fossa séptica ficaram em 1.895 mg O₂ L⁻¹. nível extremamente alto, devido ao lançamento dos dejetos suínos junto ao tratamento. Na análise do efluente final o nível de DQO ficou em 91 mg O₂ L⁻¹. Se comparado ao efluente da fossa séptica, houve redução de 95,2% deste parâmetro. A DBO analisada na fossa séptica chegou a 525,73 mg O₂ L⁻¹, quando comparado o valor de DBO do efluente final com o da fossa séptica, obtem-se redução de 500 mg O₂ L⁻¹, valor correspondente a 95,1%. Outros trabalhos como o de Gunes et al (2012) obteve redução de 92% da DBO em um sistema de zona de raízes, porém este sistema é de grande escala e trata o efluente de um bairro de uma cidade da Turquia. Já Almeida (2007) obteve redução de 79% da DBO, utilizando como plantas: taboa, lírio do brejo, capim angola e conta-de-lágrima. O fósforo total da fossa séptica ficou em 54,01 mg P L⁻¹. Se comparado os níveis finais e da fossa séptica, chegamos a redução de 98,6% de fósforo total. Ucker (2012) utilizando capim vetiver (*Vetiveria zizanioides* Stapf) para tratamento de águas residuárias, conseguiu reduzir os níveis de fósforo total em 90,5%, porcentagem considerada muito boa nos tratamentos de efluente. Por outro lado, Almeida (2007) conseguiu redução de 72% em seu sistema de tratamento com taboas, Presznhuk et al. (2003) observaram 76% de remoção deste parâmetro e Parolin (2012) 77,5% o que demonstra que a aplicação de estações de

tratamento de esgoto por zona de raízes se destaca na remoção deste nutriente. Este parâmetro ficou muito próximo do aceitável pela legislação para lançamento em ambientes lênticos que é de 0,03 mg P L-1. Porém, observa-se a grande eficiência do sistema para a redução deste parâmetro, que será melhorado ainda mais quando as plantas estiverem mais desenvolvidas, assim necessitando de maiores quantidades de nutrientes. Já os níveis de amônia chegaram a 284,35 mg N-NH₃ L-1 na fossa séptica. Porém se comparado com o efluente final, houve redução de 99,96%. Costa (2004) utilizando as espécies de *P. purpureum* e *P. australis* obteve redução de 46,5% e 75% respectivamente. Observa-se grande diferença na eficiência de remoção deste elemento, certamente diferindo-se devido a utilização de diferentes espécies de plantas e filtros. Os sólidos totais na fossa séptica ficaram em 8.381 mg L-1. Konzen (2005) destaca que os sólidos totais dos dejetos suínos é em torno de 11.155 mg L-1. Valor esse, pouco acima do encontrado, porém esta diferença ocorreu devido a diluição do esgoto doméstico junto aos dejetos suínos. Quando comparado os sólidos totais do efluente final e inicial verificamos redução de 98%. Os coliformes termotolerantes foram analisados apenas na fossa séptica e efluente final para análise de eficiência total. Na fossa séptica os valores de coliformes termotolerantes chegaram a 10.000 UFC 100 mL-1 e após o tratamento 1800 UFC 100 mL-1, sendo uma redução de 82%. Almeida et al (2010) obteve redução de 99,9% de coliformes termotolerantes em estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando como vegetação taboa e lírio-do-brejo. Com isso, pode-se concluir que quando as plantas inseridas neste sistema estiverem desenvolvidas, a quantidade de termotolerantes reduzidos será maior, pois as análises foram feitas 60 dias após a inserção das plantas. Ao final da obra os custos de implantação chegaram a R\$ 6.239,94, valor este elevado se comparado com a maioria das estações de tratamento de esgoto por zona de raízes já construídas, no entanto, sistemas alternativos e de menor custo pode ser obtido, como exemplo de Lemes et al. (2008) que obteve custo de R\$ 844,50, para uma residência de 5 pessoas, porém há efluente final que é infiltrado no solo e a vida útil do sistema implantado é reduzida, além do mais não há tratamento de dejetos suínos que acaba elevando o dimensionamento do sistema.

CONCLUSÃO

Conclui-se que inserir dejetos suínos a esgoto doméstico para tratamento por zona de raízes refere-se a um sistema de grande importância em zonas com falta de rede de tratamento de esgoto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, Rogério de Araújo; OLIVEIRA, Luiz Fernando Coutinho de; KLIEMAM Humberto José. Deformação em inflorescência de Taboa (*Typha angustifoli* L.) submetida a esgoto sanitário, **Pesquisa Agropecuária**, Goiânia – GO, v 37, n. 2, p. 125-129, Jun. 2007.
- ALVES, G. P. M.; FONINI, A.; GIRARDELLO, Vinícius; ANTÔNIO, T. Caracterização do Esgoto Sanitário Coletado na Cidade de Passo Fundo. **Teoria e Prática na Engenharia Civil**, Passo Fundo, n. 10, p.25-29, Julho, 2007.
- COSTA, S. M .S. P. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluente industriais em “wetlands” construídos**. Disponível: < <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000333518>> Acesso em: 20.out.2013.
- DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA J. E. L; KONING A.; Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande - PB v.9, p.226-230, 2005.
- GUNES, Kemal; TUNCSIPER, Bilal; AYAZ, Selma; DRIZO, Aleksandra. **The ability of free water surface constructed wetland system to treat high strength domestic wastewater: A case study for the mediterranean**. Turquia, 2012.
- KONZEN, E. A. Dejetos Suínos Fermentados em Biodigestores e seu Impacto Ambiental como Insumo Agrícola – Comunicado Técnico. Disponível em: <

http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2005/comunicado/Com_124.pdf> Acesso em: 22.jun.2013

KOUKI, S.; M'HIRI, F. SAIDI, N.; BELAID, S.; HASSEN, Abdnnaceur. **Performances of a constructed wetlands treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle.** Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916409004615>> Acesso em: 12.mai.2013

PAROLIN, M.; CRISPIM, J.Q.; KAICK, T. S. V. Tratamento de esgoto por zona de raízes: Análise e Eficiência. **Rev. GEOMAE.** Campo Mourão – PR, v. 3, n. 1, p 45-57, 1º semestre/2012.

RODRIGUES, A. S. L.; CARVALHO, F.F.; CASTRO, A.L.S.; VEIGA, B. G. A.; PINTO, G.M. Gerenciamento do tratamento de água e esgoto realizados pela companhia de saneamento básico de Pires do Rio – GO: Um estudo de caso. **Gl. Sci. Technol.**, Rio Verde, V. 5, n. 01, p.40 – 51, jan/abr. 2012.

SANTOS, M.A.A., SCHIMIDT, V., BITENCOURT V.C., MAROSO, M.T.D. Esterqueiras: Avaliação físico- química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. **Eng. Agríc.** Jaboticabal, v.27, n.2, p. 537-543, maio/ag. 2007

SCHULZ, G. **Sistemas de tratamento de efluentes com plantas aquáticas emergentes (PAE) para o processo de parboilização de arroz.** Disponível em < <http://www.biomapampa.com.br/download/mestrado%20guilherme%20schulz%20pae.pdf>> Acesso em: 20.out.2013

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Revista Ambientes & Água.** Goiânia – GO, v. 7, n. 3, 2012.

VAN KAICK, T.S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná, Curitiba.** Tese (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, 116 p, 2012.

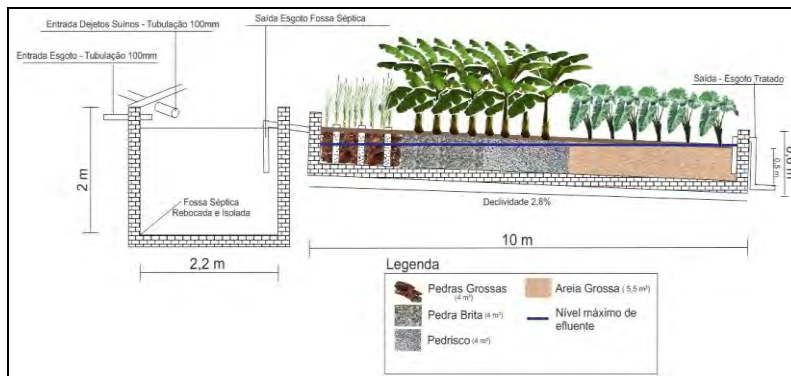


Figura 1: Croqui sistema completo.



Figura 2: Canos de inspeção instalados.

EFEITOS DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS DO TRATAMENTO POR ELETROFLOCULAÇÃO DE AGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA

Mores, R.^{*1}; Dallago, R. M.¹; Steffens, J.¹; Kunz, A.^{2,3}; Amaral, A. C.³

¹Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim-RS-Brasil

^{2,3}Embrapa Suínos e Aves, Concordia-SC-Brasil

³PGEAGRI/CCET – UNIOESTE – Cascavel, PR, Brasil

e-mail: rubiamores@yahoo.com.br

RESUMO: A água residuária da saída do biodigestor apresenta elevado potencial poluidor podendo ocasionar impactos ambientais indesejáveis, quando aplicado em excesso no solo. Neste contexto, a eletrofloculação (EF) apresenta-se como uma técnica promissora, devido a sua facilidade de operação e elevada eficiência. O objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho da EF no tratamento de água residuária da suinocultura, submetida a pré-digestão anaeróbia, em sistema batelada. O efluente utilizado no tratamento foi coletado na saída de um biodigestor na unidade da Embrapa Suínos e Aves. O reator de EF em batelada possui capacidade de tratar 1,7 litros de efluente, com dois pares de eletrodos de alumínio, com dimensões de 130 mm de altura e 70 mm de largura, ligados a uma fonte de corrente contínua, sendo o sistema mantido sob agitação constante, o pH do efluente foi ajustado para 6,0 e o tempo de tratamento foi de 60 minutos. Um planejamento fatorial 2² foi aplicado para avaliar as variáveis: distância entre os eletrodos e a voltagem. Resultados de eficiência de remoção (%) para a condição 3cm 6V foram de 99%, 71%, 3% e 83% para turbidez, COT, N_{total} e DQO, respectivamente. O sistema de EF em batelada reproduziu resultados satisfatórios, assim tornando-se uma alternativa promissora a ser aplicada para tratamento de resíduos líquidos provenientes da suinocultura.

Palavras-chave: Eletrofloculação, Águas Residuárias, Suinocultura.

INTRODUÇÃO

A expansão acelerada da produção de suínos no Brasil tem aumentado a geração de resíduos líquidos (BROETTO, 2014) ricos em matéria orgânica, nutrientes e metais com alto potencial de poluição do ar, água e solos (STEINMETZ, 2009).

Uma solução difundida para o tratamento desses resíduos líquidos é a digestão anaeróbia, um processo biológico que converte matéria orgânica em metano (KOTHARI, 2014) e gera um efluente que pode ser usado como biofertilizante. No entanto, o sistema ainda enfrenta algumas limitações vitais ao seu bom funcionamento, proporcionando uma perda de eficiência do biodigestor, assim, o biofertilizante não pode ser utilizado ou descartado diretamente nos corpos d'água, pois ainda apresenta alto potencial poluidor (KUNZ, 2005).

Neste contexto, a eletrofloculação (EF) surge como uma alternativa de tratamento para esse resíduo da digestão anaeróbia. Este sistema possui vantagens quando comparado aos métodos convencionais, tais como: equipamento simples, fácil de operar, menos tempo de retenção, redução ou ausência de adição de produtos químicos e sedimentação rápida dos flocos eletrogerados (TEZCAN UN, 2009).

O processo de EF envolve três mecanismos principais: formação de coagulantes por oxidação eletrolítica nos ânodos de sacrifício, desestabilização dos contaminantes e

suspensão das partículas, quebra de emulsões e agregação das fases desestabilizadas para formação do floco (BADU, 2007).

No presente estudo, avaliaram-se os parâmetros operacionais voltagem e a distância entre os eletrodos sobre a eficiência de remoção de contaminantes de águas residuais da suinocultura.

MATERIAL E MÉTODOS

O efluente utilizado no estudo foi coletado da saída do biodigestor de fibra, com fluxo ascendente, de volume útil de 10 m³, com vazão de alimentação de 15 L/h de dejetos e TRH de 28 dias, na estação de tratamento de dejetos suínos da Embrapa Suínos e Aves, localizada em Concórdia, Santa Catarina.

O reator de EF em batelada possuía capacidade de tratar 1,7 litros de efluente, com dois pares de eletrodos de alumínio, com dimensões de 130 mm de altura e 70 mm de largura, ligados a uma fonte de corrente contínua (MIT DC POWER SUPPLY MS 3005), sendo o sistema mantido sob agitação constante (LOGEN scientific) e duração de 60 minutos de tratamento. Previamente a cada experimento, o pH do efluente foi ajustado para 6,0 com uma solução de ácido clorídrico 12 molL⁻¹ (Vetec).

A fim de extrair informações sobre os efeitos das variáveis distância entre os eletrodos (DE) e a voltagem (V), um planejamento fatorial 2² foi elaborado, realizando-se um total de 7 experimentos, sendo 4 combinações distintas e 3 pontos centrais. Os valores reais e codificados das variáveis estão descritos na Tabela 1.

O desempenho do processo da EF foi avaliado por meio das seguintes respostas: turbidez, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N_{total}) e demanda química de oxigênio (DQO). A turbidez foi mensurada através do método espectrofotométrico, utilizando o colorímetro o HACH (DR870). Os níveis de COT e N_{total} foram analisados segundo a metodologia padrão ISO-1987 em equipamento Shimadzu (TOC-5000a). A DQO foi determinada usando o método colorimétrico em microescala (5220d, APHA, 1992), onde as amostras foram preparadas e conduzidas para digestão em um termoreator Marconi (DRY BLOCK MA 4004), após a digestão realizou-se as leituras no colorímetro digital HACH (DR870). Também se realizou o acompanhamento do pH e da densidade de corrente (DC). O pH foi medido usando-se o pHmetro da Metrohm (pH lab 837) e a DC mensurada na fonte de corrente contínua (MIT DC POWER SUPPLY MS 3005).

Os resultados foram avaliados no software STATISTICA versão 8.0 (StatSoftinc®, USA), utilizando-se o módulo *experimental design*, com nível de confiança de 95%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 mostra a matriz do planejamento fatorial 2², com seus respectivos valores reais e codificados e as respostas em percentagem de remoção, após 60 minutos de tratamento.

Os resultados (Tabela 1) dos ensaios 2, 4, 5, 6 e 7 mostraram uma notável eficiência de remoção para Turbidez, COT e DQO. Neste estudo, entre as respostas de remoção avaliadas o COT foi considerado como o principal critério de desempenho da EF. Desta forma, o ensaio 4 (DE 3 cm e 6 V) apresentou o melhor desempenho, com remoções de 99%, 71% e 83% para turbidez, COT e DQO, respectivamente. O aumento da voltagem favoreceu a lixiviação do alumínio (o agente coagulante) para o meio, melhorando a eficiência do processo (CRESPILO, 2004). Já os ensaios conduzidos empregando 1cm de DE, seja com 4V ou 6V, não apresentaram eficiência de remoção para nenhuma das respostas avaliadas. De acordo com CRESPILO (2004), a DE influencia na eficiência do processo de EF, pois a aproximação excessiva dos eletrodos pode dificultar a

homogeneização do efluente. Para a resposta N_{total} , o sistema de EF não apresentou remoção satisfatória para nenhuma das condições operacionais estudados.

Em relação ao pH, independente da condição avaliada, o mesmo apresentou um aumento em função do tempo operacional. A EF tem a propriedade de aumentar o valor do pH do efluente, após seu tratamento, devido a produção de OH^- no cátodo (TEZCAN UN, 2013).

Em todos os processos eletroquímicos, a DC é o parâmetro mais importante de controle da taxa das reações químicas dentro do reator eletroquímico determinando a taxa de produção de coagulante (AJI, 2012). Esse comportamento é observado claramente ao compararmos os valores de remoção com os valores de DC (2,5, 4,5 e 4,9 $A.m^{-1}$) apresentados na Tabela 1, maior a DC aplicada melhor a eficiência de remoção.

Para melhor avaliar a influencia da DE e a V no processo de EF a análise das estimativas dos efeitos das variáveis sobre as respostas (%) com 95% de confiança estão apresentados na Tabela 2.

Verificou-se que a variável DE sobre as respostas Turbidez ($p=0,00001$), COT ($p=0,003$) e DQO ($p=0,00007$) apresentou efeitos estatisticamente significativos e positivos e a variável V apresentou efeitos estatisticamente significativos e positivos para a remoção da Turbidez ($p=0,05$) e DQO ($p=0,02$), assim indicando que ao passar dos níveis inferiores para os superiores, ocorre um incremento na remoção dos poluentes. A resposta N_{total} não apresentou efeito significativo para as variáveis DE e V e a resposta COT não apresentou efeito significativo para a variável V.

CONCLUSÕES

A partir dos resultados, pode se dizer que a distância entre os eletrodos e a voltagem influenciam na EF sobre o tratamento de águas residuárias provenientes da saída do biodigestor.

A tecnologia de EF em batelada mostra-se promissora para a remoção de turbidez, COT e DQO, de águas residuárias da suinocultura submetidas a pré-digestão anaeróbia, sendo a EF uma etapa alternativa a ser incorporada no sistema de tratamento.

AGRADECIMENTOS

URI – Campus de Erechim, CAPES e a Embrapa Suínos e Aves

REFERÊNCIAS

BABU, R. R.; BHADRINARAYANA, S. N.; MEERA, K.M.; ANANTHARAMAN, N. (2007). Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. Journal of The University of Chemical Technology and Metallurgy, 42 (2), 201-206.

BROETTO, T.; TORNQUIST, C. G.; BAYER, C.; CAMPOS, B. C.; MERTEN, C. G.; WOTTRICH, B. (2014). Soils and surface waters as affected by long-term swine slurry application in oxisols of southern Brazil. Pedosphere, 24 (5) 585–594.

CRESPILHO, F. N., REZENDE, M.O.O., Eletroflotação: Princípios e Aplicações, Editora Rima, São Carlos, 1ª ed., 2004.

KOTHARI, R.; PANDEY, A. K.; KUMA, S.; TYAGI, V.V.; TYAGI, S.K. (2014). different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: an overview. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, 39, 174–195.

KUNZ, A.; Higarashi, M. M.; Oliveira, P. A. (2005). Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. *Caderno De Ciência e Tecnologia*, 22 (3), 652-665.

STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; DRESSLER, F. E. M. M.; MARTINS, A. F. (2009). Study of metal distribution in raw end screened swine manure. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 37 (3), 239-244.

TEZCAN ÜN, Ü.; KOPARAL, A. S.; ÖĞÜTVEREN, Ü. B. (2009). Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 164 (30), 580-586.

TEZCAN UN, U.; OZEL, E. (2013). electrocoagulation of yogurt industry wastewater and the production of ceramic pigments from the sludge. *Separation And Purification Technology*, v. 120,n.13, p. 386-391.

AJI. B. A.; YAVUZ, Y.; KOPARAL, A. S. (2012). Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Separation and Purification Technology*, 86, 248–254.

Tabela 1 – Matriz do planejamento experimental 2² com valores codificados (reais) e respostas de turbidez, COT, N_{total} e DQO para 60 minutos de tratamento.

Ensaio	Variáveis do Processo		Respostas (%)					
	DE (cm)	Voltagem (v)	Turbidez	COT	N _{total}	DQO	pH final	DC (A.m ⁻²)
1	-1 (1)	-1 (4)	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	4,6
2	1 (3)	-1 (4)	96,6	60,4	5,4	74,7	7,6	2,5
3	-1 (1)	1 (6)	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	4,6
4	1 (3)	1 (6)	98,9	71,4	3,1	82,9	8,1	4,9
5	0 (2)	0 (5)	98,5	62,7	12,1	68,8	8,1	4,5
6	0 (2)	0 (5)	98,4	69,7	11,4	68,2	8,1	4,5
7	0 (2)	0 (5)	98,9	65,2	14,3	69,5	8,5	4,5

Sendo: Turbidez_{inicial} = 4760,0 UNT; COT_{inicial} = 1937,2 mg.L⁻¹; N_{total inicial} = 1349,8 mg.L⁻¹; DQO_{inicial} = 6185,0 mgO₂.L⁻¹

Tabela 2 – Estimativa dos efeitos para as variáveis turbidez, COT, N_{total} e DQO referente ao planejamento 2².

Variável	Turbidez			COT			N _{total}			DQO		
	*	**	***	*	**	***	*	**	***	*	**	***
Média	70,19	0,10	0,00	47,06	1,34	0,00	6,61	0,57	0,01	52,01	0,25	0,00
DE	97,75	0,26	0,00	65,90	3,55	0,00	4,25	1,51	0,11	78,80	0,65	0,00
V	1,15	0,26	0,05	5,50	3,55	0,26	-1,15	1,51	0,53	4,10	0,65	0,02

*Efeito **Desvio Padrão ***P-Valor

AVALIAÇÃO DO ACÚMULO DE ÁCIDOS VOLÁTEIS EM UM REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO TRATANDO VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCARVuitik, G.A.*¹; Conceição, V.M. da²; Fuess, L.T.³; Del Nery, V.⁴; Pires, E.C.⁵

Pesquisadores da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo (EESC/USP), Departamento de Hidráulica e Saneamento.

1guilhermevuitik@usp.br; 2viniciusmasquetti@sc.usp.br; 3lt_fuess@hotmail.com; 4vdelnery@terra.com.br; 5secpires@sc.usp.BR

Abstract: Anaerobic digestion is a viable option for the treatment of sugarcane stillage, since it reduces the pollution load without affecting the fertilizer potential of this wastewater, besides producing biogas, a gaseous fuel characterized by a high energy content. Regarding reactor models applied to stillage, the literature still lacks studies on the use of the anaerobic baffled reactor (ABR), which theoretically may partially separate acidogenesis and methanogenesis. The aim of this study was to evaluate the behavior and function of the different baffles of an ABR treating sugarcane stillage. For this purpose, an ABR with four compartments was fed with sugarcane stillage, under increasing organic loading rates (OLR). The results show that the reactor is able to self-regulate, even in adverse conditions. At the end of the 20th week of operation, the concentration of volatile fatty acids in the reactor effluent was 228 mg.L⁻¹ and the overall efficiency of COD removal was 91.8%. The reactor showed imbalance in the production of organic acids with a maximum OLR about 2.0 kg DQO.m⁻³.d⁻¹. These results make the ABR promising to be employed in the treatment of sugarcane stillage, however further studies are required.

Keywords: anaerobic baffled reactor, sugarcane stillage, volatile fatty acids.

INTRODUÇÃO

Vinhaças resultantes do processamento de cana-de-açúcar podem apresentar valores de demanda química de oxigênio (DQO) variando na faixa de 20 a 84,9 g.L⁻¹, dependendo do tipo de matéria-prima usada (i.e. caldo ou melaço) (Wilkie *et al.*, 2000). A quantidade de matéria orgânica presente na vinhaça a caracteriza como uma água residuária de elevado potencial poluente, verificando-se a necessidade de aplicação de algum tipo de tratamento previamente ao seu descarte.

A taxa de geração de vinhaça corresponde, em média, a 13 L para cada litro de etanol produzido (BNDES; CGEE, 2008) e a principal forma de reaproveitamento ocorre por meio da fertirrigação das lavouras. Contudo, a disposição inadequada da vinhaça nas lavouras, devido à aplicação de superdosagens e à falta de critérios técnicos no dimensionamento dos sistemas de reuso, tende a comprometer a capacidade produtiva dos solos, a produtividade da lavoura e até mesmo a qualidade dos corpos d'água do entorno.

A digestão anaeróbia é uma opção viável para redução da carga orgânica e para o aproveitamento do potencial energético da vinhaça, pois reduz sua carga poluidora sem perda do potencial de fertilização, bem como gera biogás, combustível gasoso com elevado conteúdo energético.

Diversos modelos de reatores anaeróbios têm sido avaliados no tratamento de vinhaça, tais como: (Braun; Huss, 1982; Polanco *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2011). Um modelo ainda pouco estudado é o reator anaeróbio compartimentado (RAC), composto por um sistema de tanques em série e de fluxo ascendente, projetado para que o fluido seja alimentado no primeiro compartimento, percorrendo-o de forma ascendente, e deixando-o por meio de um tubo que é introduzido no fundo do próximo compartimento. A vantagem mais significativa deste reator é a sua

capacidade de separar parcialmente a acidogênese e a metanogênese no sentido longitudinal do reator, permitindo que o mesmo se comporte como um sistema de duas fases (Weiland; Rozzi, 1991).

Reatores compartimentados são comprovadamente eficientes no tratamento de água residuárias de baixa a média cargas, desde que a matéria orgânica esteja presente predominantemente na forma solúvel (Bachmann *et al.*, 1985; Barber; Stuckey, 1999). A hidrólise de sólidos em suspensão é um processo lento em qualquer modelo de reator mesofílico, portanto não se trata de uma desvantagem exclusiva do reator compartimentado.

Águas residuárias concentradas requerem elevados tempos de detenção hidráulica, devido principalmente à elevada produção de gás, que resulta em expansão do leito de lodo, modificando por sua vez toda a dinâmica de transferência de massa (Barber; Stuckey, 1999). Como as vazões de operação devem ser baixas, o tratamento de efluentes concentrados em reatores compartimentados muitas vezes pode se tornar inviável.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento e função das diferentes câmaras de um reator anaeróbio compartimentado tratando vinhaça de cana-de-açúcar, um efluente que apresenta duas características pouco recomendadas para este tipo de reator: elevadas concentrações de matéria orgânica e de sólidos suspensos.

METODOLOGIA

Um reator anaeróbio compartimentado construído em PVC, com quatro compartimentos (C1, C2, C3 e C4), com 650 mm de altura e 100 mm de diâmetro, e volume reacional de 5 L em cada câmara, foi operado durante 20 semanas e alimentado com vinhaça de cana-de-açúcar (aproximadamente 18 g DQO.L⁻¹ e 1,5 g SS.L⁻¹).

A carga orgânica volumétrica aplicada (COV) foi aumentada gradativamente, através de incrementos de vazão de alimentação aplicados semanalmente. O aumento da vazão foi condicionado à verificação da concentração de ácidos voláteis, que no máximo poderia ser 20% superior em cada câmara em relação à câmara anterior. Alcançada essa condição, a carga foi reduzida em aproximadamente 50% e o incremento semanal de vazão foi iniciado até que a condição limite fosse observada.

Foram monitorados os parâmetros de cada câmara, de modo a avaliar seu papel na conversão da vinhaça, através de ensaios de pH, alcalinidade, ácidos voláteis e DQO. Os ensaios foram realizados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1 são apresentados os valores de COV para o volume total do reator, bem como o COV das câmaras individuais, ao longo das 20 semanas de operação. Durante todo o período avaliado, mesmo quando houve acúmulo de ácidos voláteis, o pH nas câmaras não foi inferior a 6,5, pH limite para a garantia da atividade metanogênica (Speece, 1981).

Na 10ª semana ($COV_{TOTAL} = 1,88 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$), a relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP) era de 0,6; 0,3; 0,2 e 0,1, em C1, C2, C3 e C4, respectivamente.

Na 11ª semana de operação ($COV_{TOTAL} = 2,07 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$), a concentração de ácidos voláteis em C1 era de 4080 mg.L^{-1} , que ultrapassou 20% a concentração de ácidos na vinhaça afluyente (1778 mg.L^{-1}), com concomitante acúmulo de ácidos em C2 (2624 mg.L^{-1}), C3 (1570 mg.L^{-1}) e C4 (1046 mg.L^{-1}). A relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP) era de 1,2; 0,8; 0,6 e 0,4, em C1, C2, C3 e C4, respectivamente, indicando desequilíbrio na produção de ácidos no processo anaeróbio (Ripley et al, 1986).

Na 12ª semana de operação a vazão de alimentação foi reduzida pela metade ($COV_{TOTAL} = 0,87 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$). Na 13ª semana ($COV_{TOTAL} = 0,94 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$), o reator novamente passou a apresentar uma operação estável, com a concentração de ácidos voláteis de 3366 mg.L^{-1} , 894 mg.L^{-1} , 285 mg.L^{-1} e 233 mg.L^{-1} , respectivamente em C1, C2, C3 e C4..

Na 20ª semana de operação ($COV_{TOTAL} = 1,92 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$), mais uma vez foi observado que a concentração de ácidos voláteis em C1 (3643 mg.L^{-1}) ultrapassou a concentração de ácidos na vinhaça afluyente (2263 mg.L^{-1}) em mais de 20% e novamente ocorreu acúmulo de ácidos em C2 (2404 mg.L^{-1}), C3 (496 mg.L^{-1}) e C4 (228 mg.L^{-1}). A relação AI/AP foi de 1,3; 0,6; 0,3 e 0,3 em C1, C2, C3 e C4, respectivamente.

A operação estável do reator compartimentado, mesmo em condições de $AI/AP \gg 0,3$ nas suas primeiras câmaras, revela que ele é capaz de se autorregular em condições adversas, como a aplicação de elevada COV nas primeiras câmaras. Contudo é necessário utilizar essa habilidade do reator com cautela, pois em condições de $AI/AP > 1$, o reator opera próximo da eminência do colapso e as câmaras finais podem ser incapazes de remover os ácidos acumulados, conforme foi verificado nas duas fases de operação.

Na Figura 2 são apresentados os valores de DQO da vinhaça afluyente ao reator e efluente de cada câmara. É possível observar que a eficiência total de remoção de DQO do reator foi superior a 80% durante todo o período de operação. A eficiência de remoção não dependeu apenas do tempo de detenção hidráulico, pois após a 12ª semana de operação ($COV_{TOTAL} = 0,87 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) o reator passou a operar em vazões semelhantes às da primeira fase. Dentre outros fatores esta eficiência inferior de remoção de DQO se deve à concentração de ácidos voláteis nas câmaras, que era maior na fase 2, devido ao residual gerado na fase 1.

Embora as últimas câmaras apresentem eficiência de remoção de DQO da ordem de 50% em relação à câmara anterior, a experiência acumulada na primeira fase de operação mostrou que essa situação pode ser alterada repentinamente, com pequenos incrementos de vazão.

Ao término da 20ª semana de operação ($COV_{TOTAL} = 1,92 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$), a concentração de ácidos voláteis no efluente do reator era de 228 mg.L^{-1} e a eficiência global de remoção de DQO era de 91,8%.

CONCLUSÃO

O reator apresentou desequilíbrio na produção de ácidos orgânicos com a carga máxima em torno de $2,0 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

A capacidade de operar em condições de $AI/AP > 0,3$, bem como reverter essa situação, tornam o RAC um modelo promissor a ser empregado no tratamento de vinhaça de cana-de-açúcar. Estudos sobre estratégias de partida e operação serão desenvolvidos, como o emprego de recirculação do efluente tratado, de modo a garantir resultados mais estáveis em cargas orgânicas mais elevadas.

REFERÊNCIAS

- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st. Edition. Washington D.C., 2005. 1600 p.
- Bachmann, A.; Beard, V. L.; McCarty, P. L. (1985) Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor. *Water Resource*, 19, 99-106.
- Barber, W.P.; Stuckey, D.C. (1999) The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. *Water Resource*, n.33, 1559-1578.
- BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social; CGEE – Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2008) *Bioetanol de cana-de-açúcar: energia para o desenvolvimento sustentável*. 1 ed. Rio de Janeiro, 316 p.
- Braun, R.; Huss, S. (1982). Anaerobic filter treatment of molasses distillery slops. *Water Research*, 16: 1167-1171.
- Brown, A.I.T.; Rocha, V.C.; Pires, E.C.; Damianovic, M.H.R.; Del Nery, V. (2011). Influência do carregamento orgânico, hidráulico e recirculação sobre o desempenho de reator UASB empregado no tratamento de vinhaça. In: *X LATIN American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion*, Ouro Preto, MG, Brasil.
- Polanco, F.F., Polanco, M.F, Fernadez, N., Urueña, M.A., Garcia, A.G., Villaverde, S. (2001). New process for simultaneous removal of nitrogen and sulphur under anaerobic conditions. *Water Research*, 35 (4), 1111-1114.
- Ripley, L.E.; Boyle, W.C.; Converse, J.C. (1986) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 58(5), 406-411.
- Speece, R.E. (1981) - Review – *Environmental requirements for anaerobic digestion of biomass*. Environmental Studies Institute, Drexel University, Philadelphia
- Weiland, P; Rozzi, A. (1991) The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussers report. *Water Science and Technology*, 24, 257-277.

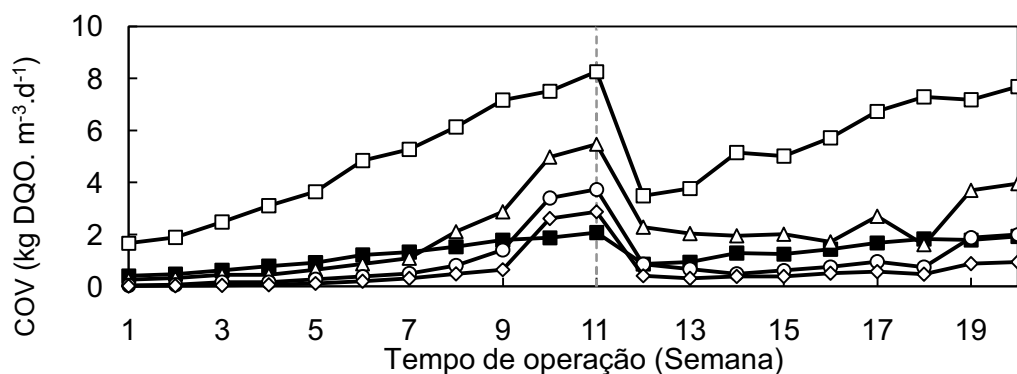


Figura 1 - Variação da carga orgânica volumétrica ao longo do experimento (C1: -□-, C2: -△-, C3: -○-, C4: -◇-, Total: -■-).

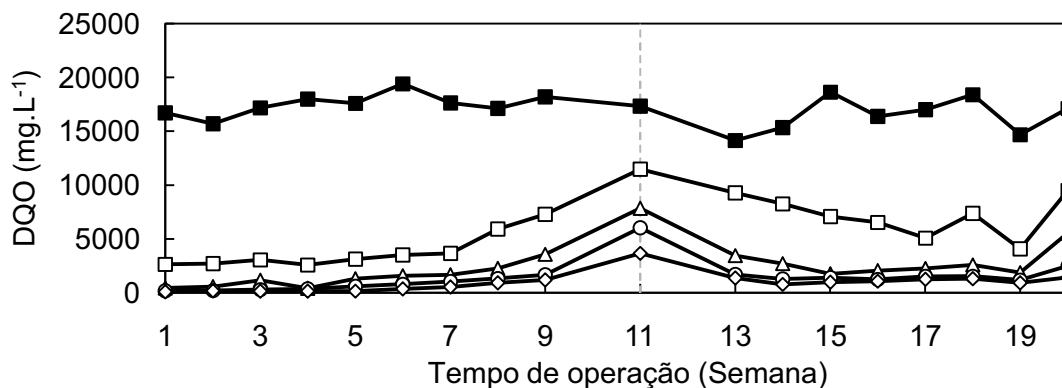


Figura 2- Variação da DQO ao longo do experimento (C1: -□-, C2: -△-, C3: -○-, C4: -◇-, Bruta: -■-).

TRATAMENTO DA TORTA DE CRAMBE POR VERMICOMPOSTAGEM

Jara, P.T. Cardozo^{*1}; Rubio, F.²; Oliveira, R. S³; Santos, F.T. dos.⁴

¹Engenheira Ambiental, Centro Universitário União das Cataratas ²Docente do Centro Universitário União das Cataratas e IFPR ³Docente do IFPR ⁴Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
e-mail: tahiss_k@hotmail.com

RESUMO: Sabendo que o crambe (*Crambe abyssinica* Hochst) trata-se de uma oleaginosa com potencial para produção de biodiesel e que sua torta apresenta toxicidade devido a precisa glucosinatos, este trabalho teve por objetivo avaliar a ação das minhocas para a estabilização da torta de crambe e assim propor um tratamento ambientalmente correto para este resíduo agroindustrial. Foram construídos 20 vermireatores, os quais receberam doses de sólidos totais de torta de crambe (T0 – testemunha, T1 - 10% de crambe, T2 – 20% de crambe, T3 – 30% de crambe, T4 – 40% de crambe) e dejetos bovinos pré-compostados, totalizando 5 tratamentos com 4 repetições. Durante 40 dias, os vermireatores foram monitorados quanto à sobrevivência das minhocas. Ao final do experimento foi constatado que as minhocas foram resistentes a ação da torta de crambe, já que em todos os tratamentos não houve morte das minhocas, além disso, foi verificado que mesmo com as maiores doses de crambe, as minhocas não sofreram danos, não havendo alteração na massa corpórea. Desta forma, conclui-se que a vermicompostagem é um tratamento alternativo e ambientalmente correto para a torta de crambe.

Palavras-Chave: *Crambe abyssinica* Hochst, resíduos agroindustriais, vermicompostagem.

TREATMENT OF PIE IN *Crambe* VERMICOMPOSTING

ABSTRACT: Knowing that crambe (*Crambe abyssinica* Hochst) it is an oilseed crop with potential for biodiesel production and your pie is toxic glucosinolates due to need , this study aimed to evaluate the action of earthworms to stabilize the pie and crambe thus propose an environmentally friendly treatment for this agroindustrial residue . Vermireatores and 20 , which received doses of total solids pie crambe (- witness, T1 - 10% crambe , T2 - 20% crambe , T3 - - 30% crambe crambe T4 40 % of T0) were built pre - composted cattle manure , totaling five treatments with four replications . For 40 days, the vermireatores were monitored for survival of earthworms . At the end of the experiment was to see that the worms were resistant to the action of the pie crambe , since in all treatments there was no death of the worms , in addition, it was found that even with the highest doses of crambe , suffered damage in earthworms , no change in body mass . Thus , it is concluded that vermicomposting is an alternative treatment and environmentally correct for pie crambe .

Key words: *Crambe abyssinica* Hochst , agroindustrial waste , vermicomposting

INTRODUÇÃO

Os biocombustíveis são fontes de energias renováveis e podem ser derivados de produtos agrícolas como a cana-de-açúcar, culturas oleaginosas, biomassa florestal e outras fontes de matéria orgânica, a vantagem pela escolha do uso de biocombustíveis é pela sua capacidade de diminuir os gases de efeito estufa, o que o torna sustentável (JASPER, 2009). As oleaginosas que se destacam para a produção de biodiesel são; a soja atingindo o 90% da produção brasileira em óleos vegetais, seguido pelo dendê, coco e girassol já que essas culturas apresentam elevado teor de óleo (MAPA, 2005). Além das culturas citadas destacam-se também outras oleaginosas como a palma, canola, babaçu, pinhão manso e crambe para a produção de biodiesel (ANDRADE, 2012). Para a

produção de biodiesel utiliza-se comumente o processo de transesterificação, onde o óleo extraído é misturado com etanol e mediante uma reação química gera biodiesel como produto (MENDOÇA, 2012). Entre as oleaginosas ideais para produção de óleo estão as culturas de algodão, canola, amendoim, soja e crambe (TRZECIAK *et al.*, 2008). O óleo do crambe é diferenciado dos demais óleos vegetais pelo seu elevado teor de ácido erúcido, entre 50 a 60% (FALASCA *et al.*, 2009). A torta de crambe é originada após o processo de prensagem para extrair o óleo da semente (OLIVEIRA e FRANCA, 2009). Os resíduos do setor agroindustrial podem conter substâncias tóxicas, encaixando-se nos resíduos classe I (BRASIL, 2004), após a geração dos resíduos agroindustriais é necessário prever um destino adequado, pois se acumulado no local onde foram produzidos pode trazer riscos para o meio ambiente (PELIEZER *et al.*, 2006). São vários os tipos de tratamento empregados com os resíduos sólidos agroindustriais, sendo os mais comuns; biodigestão, compostagem e vermicompostagem. A vermicompostagem é uma variante da compostagem, nesse processo são introduzidas minhocas que irão produzir um composto orgânico (húmus) que está constituído por excrementos das minhocas e de matéria orgânica humificada (VERAS e POVINELLI, 2003). Em condições adequadas, as minhocas podem ingerir com uma grande rapidez, quase todo tipo de substâncias de origem orgânica, até mesmo aqueles resíduos industriais de difícil decomposição (LIMA, 2004). Vários estudos avaliam a mistura de diferentes tipos de resíduos na vermicompostagem, a justificativa para essa avaliação é que um substrato puro poderia ser tóxico, causando a morte das minhocas, porém, se misturado com outros tipos de resíduos tende a promover benefícios ao sistema (CESTONARO, 2013). O objetivo do estudo foi avaliar a ação das minhocas para a estabilização da torta de crambe e assim propor um tratamento ambientalmente correto para este resíduo agroindustrial.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Cidade do Leste – Paraguai nas coordenadas geográficas 25° 31' 0" S, 54° 37' 0" W, a qual possui um clima subtropical (ITAIPU, 2014). Primeiramente, no mês de julho de 2014 foi realizada a pré-compostagem de uma pilha de esterco bovino de aproximadamente 40 kg durante o período de 30 dias. Foram construídas 20 caixas de madeira (vermireatores) de forma horizontal com o fundo revestido de sombrite para um melhor intercâmbio de ar, com dimensões 18,4 x 28 x 45 cm, de altura, largura e comprimento respectivamente. Foram determinados sólidos fixos e voláteis do crambe e pré-composto por meio da metodologia de Brasil (2005) para posterior distribuição nos vermireatores, sendo que os tratamentos receberam 10% (T₁), 20% (T₂), 30% (T₃), 40% (T₄) de sólidos totais de crambe, além da testemunha (somente dejetos bovinos). Finalizada a distribuição do esterco e doses de crambe, foram inseridas em cada reator, 10 minhocas da espécie *Eisenia foetida*. Os vermireatores foram distribuídos aleatoriamente em duas mesas, seguindo um método estatístico inteiramente casualizado (DIC), onde receberam irrigação três vezes por semana, ou de acordo a necessidade. O desenvolvimento das minhocas foi avaliado semanalmente durante quatro meses, retirando-as do vermireator e colocando-as em uma bandeja de plástico para proceder à contagem, após isso depositada novamente em seu respectivo vermireator. Foi utilizada uma balança de precisão para pesagem de minhocas, no início e final do experimento. A interpretação dos resultados foi realizada por meio de uma análise estatística, realizada pelo software Assistat, por meio do teste Tukey a 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após os 40 dias de vermicompostagem, verificou-se que a torta de crambe não afetou o desenvolvimento das minhocas tanto no tratamento 4 que era composto por 40% da torta e 60% de dejetos bovinos como no tratamento 1 com 10% da torta e 90% de dejetos, não houve mortalidade das mesmas, pelo contrário foi constatado a multiplicação nos 20 vermireatores, ou seja, em todos os tratamentos e suas respectivas repetições.

A sobrevivência das minhocas durante o tratamento proposto é um fato interessante, já que segundo Pitol *et al.*, (2010) o crambe é rico em glucosinolatos, além de possuir ácido erúcido, que para Onorevoli (2012) são substâncias tóxicas, o que não permite o uso do mesmo em altas porcentagens para alimentação de animais ruminantes, e alerta os danos causados a outros tipos de animais se consumido nas mais baixas porcentagens.

No experimento feito por Curcel (2013) onde o mesmo inseriu torta de crambe em dois biodigestores BII e BIII, ocorreu a morte das bactérias inviabilizando a produção de biogás no sistema, o autor atribui este fato as substâncias tóxicas presentes no crambe citadas acima.

CONCLUSÃO

A vermicompostagem pode ser considerada como um tratamento alternativo e ambientalmente correto para a torta de crambe, já que as minhocas foram resistentes à ação da torta de crambe, em todos os tratamentos não houve morte das minhocas, também, foi verificado que mesmo com as maiores doses de crambe, as minhocas não sofreram danos, não havendo alteração na massa corpórea.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, Grazielle S. S. **Produção de Biodiesel a partir de Óleos Vegetais usando Células Íntegras Imobilizadas de Fungos Filamentosos com Elevada Atividade Lipolítica (Glicerol – Éster Hidrolase – E.C. 3.1.1.3)**. Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de Lorena. 2012. Tese de Doutorado (Pós graduação em Biotecnologia Industrial).
- BRASIL. Instrução Normativa n.17, de 21 de maio de 2007. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análises de Substratos e Condicionamentos de Solos. Diário Oficial da União, Brasília, 24 maio. 2007. Seção 1, p. 8.
- BRASIL. ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação. 2004. Disponível em: <http://www.aslaa.com.br/legislacoes%20n%2010004-2004.pdf>. Acesso em: 26 abril. 2014.
- Instrução Normativa n.17, de 21 de maio de 2007. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 maio. 2007. Seção 1, p.8.
- CESTONARO, T. **Adição de dejetos bovinos de corte em processos biológicos de estabilização de cama de ovinos**. Cascavel, Universidade Estadual do Paraná, 2013. 59p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola).
- CURCEL, M. **Uso de torta de crambe no sistema de biodigestão**. Foz do Iguaçu, Centro Universitário União das Cataratas, 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental).
- FALASCA, S. L.; FLORES, N.; CARBALLO, S. M.; ANSCHAU, A. **Crambe abyssinica: Um cultivo casi desconhecido pero promissório para produzir biodiesel**. Tercer Congreso Nacional – Segundo Congreso Iberoamericano de Hidrogeno e Fuentes

Sustentables de Energia. Argentina. 2009. Disponível em: http://www.cab.cnea.gov.ar/ieds/images/2009/hyfusen_2009/trabajos/12-051.pdf.

Acesso em: 9 maio.2014.

JASPER, S. P. **Cultura do Crambe, (Crambe abyssinica Hochst): Avaliação energética, de custo de produção e produtividade em sistema de plantio direto.** Botucatu: Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, 2009. 120f. Tese (Doutorado em agronomia/energia na agricultura).

LIMA, Luiz Mário Queiroz., **Lixo: tratamento e Biorremediação.** 3ed. Brasil: Hemus. 2004.p. 183 – 225.

MAPA. Ministério da Agricultura e Pecuária. Cadeia Produtiva da Agroenergia. **Serie de Agronegócios.**vol. 3. 2005. Disponível em: <<http://www.iica.org.br/Docs/CadeiasProdutivas/Cadeia%20Produtiva%20da%20Agroenergia.pdf>>. Acesso em: 18 maio. 2014.

MENDOÇA, Bruno Pietsch Cunha., **Coproduto de Crambe na Alimentação de Bovinos.** Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. 2012. Disponível em:<http://www.tede.ufv.br/tesesimplificado/tde_arquivos/1/TDE-2013-11-22T102347Z-4987/Publico/texto%20completo.pdf>. Acessado em: 2 maio. 2014.

OLIVEIRA, Victor Freire D., FRANCA, Adriana Silva., Estudo do Equilíbrio de Adsorção da Torta Prensada de Crambe (*Crambe abyssinica*) em sua Aplicação como Biosorvente em Soluções Aquosas de Corante. **III Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica.** Uberlândia. 2009. Disponível em:<<http://www.cobeqic2009.feq.ufu.br/uploads/media/91415611.pdf>>. Acesso em: 18 mar. 2014.

ONOREVOLI, Bruna, **Estudo do Crambe abyssinica Como Fonte de Matérias Primas Oleaginosas: óleo vegetal, ésteres metílicos e bio-óleo.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2012. Disponível em:<<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/49704/000836315.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 18 mar. 2014.

PELIEZER, Lúcia Helena., PONTIERI, Márcia Helena., MORAES, Iracema de Oliveira., Utilização de Resíduos Agro- Industriais em Processos Biotecnológicos como Perspectiva de Resução de Impacto Ambiental. **Journal of Technology Management & Innovation.** 2007. vol 2, p. 117 – 128.Disponível em:<<http://www.jotmi.org/index.php/GT/artile/view/art41/395>>. Acesso em: 14 maio. 2014.

PITOL, CARLOS., Cultura do Crambe. **Tecnologia e Produção: Milho Safrinha e Culturas de Inverno.** Maracaju: Fundação MS, 2008. Disponível em:<http://www.agroprecisa.com.br/site/noticias/download/Crambe_culivoMS.pdf>.

Acesso em: 6 maio. 2014.

TRZECIAK, Mário Borges., NEVES, Márcio Blanco D., VINHOLES, Patrícia Da Silva., VILLELA, Francisco Amaral, Utilização de Sementes de Espécies Oleaginosas para Produção de Biodiesel. **Informativo: ABRATES – Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes,** Londrina. 2008.vol. 18, nº 1,2,3, p. 30 – 38. Disponível em:<<http://www.ufvjm.edu.br/disciplinas/agr011/files/2013/10/Biodiesel.pdf>>. Acesso em: 1 maio. 2014.

VERAS, Luciana R. V., POVINELLI, Jurandyr, A vermicompostagem do Lodo de Lagoas de Tratamento de Efluentes Industriais Consorciada com Composto de Lixo Urbano. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** Rio de Janeiro. 2004. vol. 9, p. 218 – 224.

Tabela 1. Valores médios de massa corpórea de 10 minhocas

TRATAMENTOS	MASSA INICIAL (G)	MASSA FINAL (G)
T0	10,3	10,58 AB
T1	10,4	10,05 B
T2	10,2	12,60 AB
T3	8,4	13,81 A
T4	9,3	13,36 AB

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. T₀: composto 100% dejetos bovinos. T₁: 10% torta de crumbe + 90% composto dejetos bovinos. T₂: 20% torta de crumbe + 80% composto dejetos bovinos. T₃: 30% torta de crumbe + 70% composto dejetos bovinos. T₄: 40% torta de crumbe + 60% composto dejetos bovinos. CV 13,6%, DMS 3,58, F 4,34.



IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE
RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS
05 A 07 DE MAIO DE 2015 – RIO DE JANEIRO - RJ

CINÉTICA DA ADSORÇÃO DE CHUMBO EM CASCA DE CASTANHA-DO-BRASIL (*Bertholletia excelsa*) EM SOLUÇÃO AQUOSA

Lima-Model, A.N.*¹; Fleck, L. ¹; Vasconcelos, H.L.²; Gomes, B.M.

¹ Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE/CCET/PGEAGRI, Cascavel-PR-Brasil
e-mail: adriilima@hotmail.com; fleckmissal@gmail.com; Benedito.Gomes@unioeste.br

² Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE/CCMF/PCF, Cascavel-PR-Brasil
e-mail: hlvasconcelos@gmail.com

RESUMO: A adsorção é considerada uma técnica eficiente e de baixo custo na remoção de metais pesados em efluentes. Dentro desse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a adsorção de Pb^{2+} em cascas de castanha-do-Brasil. Ensaios cinéticos em batelada foram realizados em pH inicial de 6,17, 30,0 mg de adsorvente e concentração inicial do íon metálico de 127,8 mg Pb^{2+} /L. O tempo de equilíbrio adsorvente-adsorbato foi de 180 min. O sistema seguiu um modelo cinético de pseudo-segunda ordem e a capacidade máxima de adsorção foi de 63±0,9 mg/g. Os resultados sugerem que as cascas de castanha-do-Brasil apresentam possibilidade de serem utilizadas como adsorvente eficaz e econômico na remoção de Pb^{2+} .

Palavras-chave: biomassa, constantes cinéticas, metais pesados, concentração de equilíbrio.

LEAD ADSORPTION KINETICS ON RAW BRAZIL NUT SHELLS (*Bertholletia excelsa*) IN AQUEOUS SOLUTION

ABSTRACT: Adsorption can be considered as an efficient and low cost technique for heavy metals removal from effluents. Thus, this trial aimed at evaluating the adsorption of Pb^{2+} on raw Brazil nut shells. The kinetic experiments were conducted in initial pH 6,17, 30,0 mg adsorbent dose and initial metal concentration 127,8 mg Pb^{2+} /L. An equilibrium time adsorbent-adsorbate was 180 min. The system according a kinetic model of pseudo-second order and the maximum adsorption capacity was 63,1±0,9 mg/g. The results suggest that raw Brazil nut shells have high possibility to be used as effective and economical adsorbent to remove Pb^{2+} .

Key Words: biomass, kinetics constants, heavy metals, equilibrium concentration.

INTRODUÇÃO

A exploração extrativista da castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*) é uma das principais atividades econômicas da região Amazônica. Em 2012, a extração dessa amêndoa foi de 38.805 toneladas. Os principais estados produtores foram o Acre (14.088 ton), o Amazonas (10.478 ton) e o Pará (10.449 ton). Essa atividade representou 96% do extrativismo vegetal não madeireiro no norte do país, destinado principalmente a exportação *in natura*, com valor de produção de R\$ 68,4 milhões (IBGE, 2012).

Aliada a bem sucedida produção da castanha-do-Brasil está associada a elevada geração de resíduos sólidos em forma de cascas. Dessa forma, alternativas tem sido estudadas para o reaproveitamento desse resíduo como fabricação de tijolos e remoção de corantes de efluente de indústria têxtil (Brito *et al.*, 2010). Outra possibilidade pode ser a utilização dessa biomassa na adsorção de metais pesados em efluentes.

As atividades agrícolas e industriais têm introduzido cargas significativas de metais pesados nos recursos hídricos por meio da lixiviação e lançamentos de efluentes com padrões inadequados que acarretam em impactos ambientais. Os tratamentos

convencionais (troca iônica, redução química, ultrafiltração e osmose reversa) geralmente utilizados na remoção de metais de efluentes apresentam algumas desvantagens como a onerosidade e a frequente geração de substâncias tóxicas que necessitam de eliminação em etapa subsequente.

Dessa forma, a adsorção em biomassa é um processo alternativo ou complementar interessante para a química analítica em decorrência de características como baixo custo do material adsorvente, aplicação em sistemas com capacidade de detoxificar grande volume de efluente com baixo custo operacional, possível seletividade, recuperação da espécie metálica e biodegradabilidade (Fleck *et al.*, 2012).

Dentro desse contexto, o estudo teve como objetivo avaliar a cinética da adsorção de chumbo (Pb^{2+}) em cascas de castanha-da-Brasil (*Bertholletia excelsa*) em solução aquosa.

MATERIAL E MÉTODOS

Cascas de castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*) foram trituradas a granulometria inferior a 500 μm , lavadas, secas a 105° C e utilizadas como material adsorvente nos ensaios experimentais.

O experimento foi conduzido em quadruplicata, em bateladas, nas condições pré-estabelecidas: concentração inicial de íon metálico de 127,8 mg Pb^{2+} /L, pH 6,17 e 30,0 mg de massa de adsorvente. O valor de pH foi selecionado com intuito de evitar a precipitação do íon metálico e sua correção foi realizada por adição de NaOH 0,1 M.

Na etapa experimental, alíquotas de 100 mL da solução de Pb^{2+} foram colocadas em contato com o material adsorvente em erlenmeyer de 250 mL, sob agitação constante de 200 rpm em shaker por 8 horas à 25° C. As concentrações de Pb^{2+} foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica em AA-6300 Shimadzu®, método 3111A (APHA, 2005).

A concentração de equilíbrio (q_e) do íon metálico retido pelo material adsorvente foi calculada de acordo com a Equação 1:

$$q_e = \frac{V(C_0 - C_F)}{m} \quad \text{Equação 1}$$

em que:

C_0 e C_F são as concentrações inicial e final do íon metálico fase líquida (mg/L);

V é o volume da solução no erlenmeyer (L);

m é a massa do adsorvente (base seca) (mg).

Na condução experimental, alíquotas de 100 μL da fase líquida foram retiradas em diferentes intervalos de tempo: 0, 15, 30, 60, 120, 180, 240, 300, 480, 660, 840 e 1440 minutos.

Para verificar o comportamento da adsorção ao longo do tempo, os dados obtidos foram ajustados aos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) conforme as Equações 2 e 3.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1 x t}{12,303} \quad \text{Equação 2}$$

em que:

q_t é a quantidade adsorvida de íons metálicos de Pb^{2+} (mg/g) no tempo t (min);

K_1 é a constante PPO (min^{-1}).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_{eq}^2} + \frac{t}{q_{eq}} \quad \text{Equação 3}$$

em que:

K_2 é a constante PSO (g/mg.min).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A quantidade de Pb^{2+} adsorvida pela casca de castanha-do-Brasil em função do tempo (qt (mg/g)) é apresentada na Figura 1.

Na Figura 1 é possível observar que a adsorção do Pb^{2+} em solução aumentou em função do tempo de contato até atingir o equilíbrio aos 180 minutos. A remoção rápida do adsorbato e o alcance de equilíbrio em um período curto ocorrem porque o número de sítios disponíveis é muito maior do que a quantidade de íons metálicos a serem adsorvidos. Outra característica importante é que a obtenção de equilíbrio é devido à transferência de massa limitada da solução sobre a superfície exterior do adsorvente, seguida de uma transferência de massa lenta no interior das partículas. A forma simples e contínua da curva até a saturação sugere uma cobertura por monocamada do íon Pb^{2+} nas superfícies dos adsorventes.

O valor de q_e , obtido nas condições experimentais pré-estabelecidas, foi de $63,1 \pm 0,9$ mg/g com CV (coeficiente de variação) de 1,4%. Esse resultado confirma a capacidade de reprodutibilidade do processo, constatada pelo baixo CV, o que indica a homogeneidade dos resultados obtidos. Cechinel *et al.* (2013), Silva Filho *et al.* (2011) e Monteiro *et al.* (2007) obtiveram q_e de $32,1 \pm 0,7$, $29,58 \pm 0,5$ e 10 mg/g ao utilizar carvão ativado, casca de pequi e fibras de coco, respectivamente. Esses valores são inferiores ao obtido nesse estudo ($63,1 \pm 0,9$ mg/g) que evidencia a possibilidade de utilização da casca de castanha-do-Brasil como adsorvente no tratamento de efluentes contendo Pb^{2+} .

Os parâmetros cinéticos obtidos da linearização dos modelos de PPO e PSO são apresentados na Tabela 1.

Na Tabela 1 é possível verificar que o modelo de PSO forneceu o melhor ajuste dos dados experimentais em relação ao modelo de PPO e, conseqüentemente, apontou que o controle do mecanismo de velocidade é a adsorção química (reação química). O valor de K_2 obtido para o modelo de PSO foi de $0,0138 \text{ min}^{-1}$.

O valor de R^2 para o modelo de PSO de 0,989 foi superior ao de PPO de 0,954, ou seja, 98,9 e 95,4% das variações são explicadas pelos modelos, respectivamente. O melhor ajuste em PSO é confirmada pela comparação entre os valores de q_e experimental e estimados, no tempo de 120 min, em que o valor de q_e experimental ($55,87 \text{ mg/g}$) se aproxima mais de q_e PSO ($57,08 \text{ mg/g}$) do que de q_e PPO ($60,52 \text{ mg/g}$).

CONCLUSÃO

Com a realização do trabalho pode-se concluir que utilização de cascas de castanha-do-Brasil como adsorvente de íons Pb^{2+} , em solução aquosa, é uma alternativa viável e eficiente e apresentou q_e de $63,1 \pm 0,9$ mg/g.

O ajuste ao modelo cinético de PSO foi considerado adequado e o controle do mecanismo de velocidade foi atribuído à adsorção química. O valor de K_2 do modelo de PSO foi de $0,0138 \text{ min}^{-1}$. O mecanismo indicou que a velocidade de adsorção do íon metálico pelo adsorvente foi dependente da concentração dos íons no adsorvente e a concentração destes adsorvidos no equilíbrio.

As cascas de castanha-do-Brasil se caracterizaram opção efetiva e econômica para o tratamento de efluentes que contém Pb^{2+} , devido a essa biomassa ser um resíduo produzido em grandes quantidades e requerer o desenvolvimento de novas formas de aproveitamento.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington, DC: APHA, 2005.

BRITO, S. M. O.; ANDRADE, H. M. C.; SOARES, L. F. R; AZEVEDO, P. Brazil nut shells as a new biosorbent to remove methylene blue and índigo carmine from aqueous solutions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, p. 84-92, 2010.

CECHINEL, M. A. P.; SOUZA, S. M. A. G. U.; SOUZA, A. A. U. Study of lead (II) adsorption onto activated carbon originating from cow boné. **Journal of Cleaner Production**, v. 65, n. 15, p. 342-349, 2014.

FLECK, L.; LIMA, A. N.; ALCANTARA, M. S.; LEONEL, L. V.; KOELLN, F. T. S.; VASCONCELOS, H. L. Biossorção de chumbo (Pb^{2+}) em solução aquosa utilizando planejamento experimental. In: Congresso Analítica Latin America, 3 2013, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Análítica Latin America, 2013.

SILVA FILHO, C. J.; FREITAS, D. L.; SEOLATTO, A. A. Avaliação da eficiência da adsorção de chumbo, cádmio e crômio pela biomassa da casca do pequi. In: Reunião Anual da SBPC, 63, 2011, Goiânia. **Anais...** Goiânia: SBPC, 2011.

MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Produção da extração vegetal e da silvicultura. Rio de Janeiro, v. 27, p. 1-63, 2012. Disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_da_Extracao_Vegetal_e_da_Silvicultura\[anual\]/2012/pevs2012.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_da_Extracao_Vegetal_e_da_Silvicultura[anual]/2012/pevs2012.pdf). Acesso em: 15 de outubro de 2014.

MONTEIRO, R. A.; YAMAURA, M.; COTRIN, M. E. B.; PIRES, M. A. F. Biossorção de chumbo pelas fibras de coco. In: Encontro Técnico AESABESP, 18, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: AESABESP, 2007.

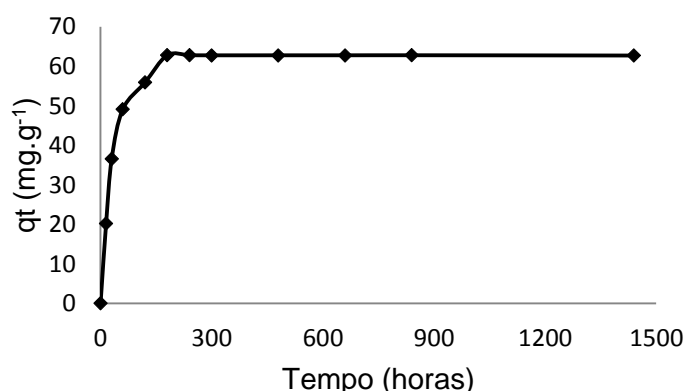


Figura 1. Quantidade de Pb^{2+} adsorvido por g de material adsorvente em função do tempo (qt ($mg.g^{-1}$)).

Tabela 1. Parâmetros cinéticos obtidos da linearização dos modelos PPO e PSO.

PPO			PSO			$q_{e_{exp}}$ (mg/g)
K_1 (min^{-1})	R^2	q_e (mg/g)	K_2 (mg/g.min)	R^2	q_e (mg/g)	
0,0079	0,954	60,52	0,0138	0,989	57,08	55,87



IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE
RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS
05 A 07 DE MAIO DE 2015 – RIO DE JANEIRO - RJ

CINÉTICA DA NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO EM REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL

Lima-Model, A.N.*¹; Gomes, B.M.¹; Gomes, S.D.¹

¹ Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE/CCET/PGEAGRI, Cascavel-PR-Brasil
e-mail: adriilima@hotmail.com; Benedito.Gomes@unioeste.br; Simone.Gomes@unioeste.br

RESUMO: O trabalho teve como objetivo determinar as constantes cinéticas da nitrificação de efluente de abatedouro bovino em reator em batelada sequencial. Durante a operação do sistema de tratamento foram monitorados os parâmetros: pH, alcalinidade, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e DQO. O modelo foi ajustado de acordo com a reação cinética de primeira ordem em série. Os valores estimados para K_1 e K_2 na nitrificação foram de $0,00437 \pm 0,00072 \text{ min}^{-1}$ e $0,00119 \pm 0,00088 \text{ min}^{-1}$, respectivamente. A relação K_2/K_1 de 0,27 indicou que a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito não foi caracterizada como etapa limitante no processo.

Palavras-Chave: atividade nitrificante, constantes cinéticas, remoção de nutrientes.

NITRIFICATION KINETICS ON EFFLUENT FROM CATTLE SLAUGHTERHOUSE IN A SEQUENCING BATCH REACTOR

ABSTRACT: This trial aimed at determining the kinetics constants of nitrification on effluent from cattle slaughterhouse in a sequencing batch reactor. During the treatment system management, the observed parameters were: pH, alkalinity, ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate and COD. The model was adjusted following kinetic reaction of first order in series. The values estimated from K_1 and K_2 in nitrification were $0,00437 \pm 0,00072 \text{ min}^{-1}$ e $0,00119 \pm 0,00088 \text{ min}^{-1}$, respectively. The K_2/K_1 ratio of 0,27 indicated that the conversion of ammonia to nitrite was not characterized as a limiting step of the process.

Key Words: nitrification activity, kinetics constants, nutrient removal.

INTRODUÇÃO

A remoção biológica convencional de nitrogênio em águas residuárias é realizada pelos processos de nitrificação seguido de desnitrificação.

Na nitrificação, o íon amônio é oxidado a nitrito e posteriormente nitrato nas etapas de nitrificação e nitratação por bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente. Esse processo é considerado limitante na remoção biológica de nitrogênio devido à baixa velocidade de crescimento dos microrganismos envolvidos.

A taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é afetada principalmente pelo tempo de residência. Essa taxa está relacionada ao consumo de substrato e, portanto, à atividade dos microrganismos, por isso o aumento no tempo de reação proporcionará melhor eficiência no sistema.

De acordo com Madigan *et al.* (2000), sob condições ideais, o tempo para geração das bactérias do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* é de 8 e 10 horas, respectivamente. Devido a diferença entre os tempos de geração das bactérias normalmente não haverá acúmulo de nitrito no processo e a taxa de reação das *Nitrossomonas* controlará a reação global da nitrificação. As baixas velocidades de crescimento celular apresentadas por esses microrganismos influenciam na eficiência de remoção do sistema devido a pouca biomassa produzida. Além disso, reações intermediárias, enzimas e coenzimas estão envolvidas no processo (Grady *et al.*, 1999) e fatores que influenciam nesses

metabolismos como temperatura, pH, concentração de oxigênio e substrato, devem ser considerados.

O estudo das atividades metabólicas das bactérias nitrificantes apresenta importância significativa no desenvolvimento de projetos e controle de biorreatores. Dentro desse contexto, esse trabalho teve como objetivo determinar as constantes cinéticas na nitrificação de efluente de abatedouro bovino em reator em batelada sequencial.

MATERIAL E MÉTODOS

O sistema de tratamento foi composto de um reator em batelada sequencial (RBS) de volume útil de quatro litros alimentado com efluente proveniente da saída da lagoa anaeróbia de um abatedouro de bovinos com concentração de 200,0±7,00 mg/L de nitrogênio amoniacal. O tempo ciclo (TC) operacional do RBS foi de 21 horas: alimentação (instantânea), reação aeróbia (nitrificação) (11 h), reação anóxica (desnitrificação) (8 h), sedimentação (1 h), descarte (0,1 h) e repouso (0,9 h). No início das reações aeróbia e anaeróbia foram ajustadas as relações alcalinidade/nitrogênio amoniacal (7,14) e C/N (5,4), respectivamente, com adição de bicarbonato de sódio (NaHCO₃) e etanol.

Os perfis da degradação nos processos de nitrificação/desnitrificação foram realizados em quintuplicata. Os parâmetros físico-químicos determinados foram pH (4500 A), alcalinidade total (2320 B), demanda química de oxigênio (DQO) (5220 D), nitrogênio amoniacal (4500 F), nitrito (4500 N-NO₂⁻ I) e nitrato (4500 N-NO₃⁻ I) descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

A conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato foi determinada por uma reação cinética de primeira ordem em série com um único intermediário, conforme modelo descrito por LEVENSPIEL (2000): $[N - amon] \xrightarrow{k_1} [N - NO_2^-] \xrightarrow{k_2} [N - NO_3^-]$. Na aplicação do modelo foi considerada a hipótese de que o carbono inorgânico e o oxigênio foram fornecidos em excesso e apenas o nitrogênio foi parâmetro limitante.

A atividade nitrificante foi estimada pela determinação dos parâmetros cinéticos, K₁ e K₂, com base nos ajustes dos modelos representados pelas equações de consumo do substrato N-NH₄⁺ (Eq. 1), em função da produção das formas oxidadas (N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻), nas etapas de nitrificação (Eq. 2) e de nitratação (Eq.3).

$$[N - amon] = [N - amon]_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t} \quad (\text{Eq.1})$$

$$[N - NO_2^-] = [N - amon]_0 \cdot k_1 \left(\frac{e^{-k_1 \cdot t}}{k_2 - k_1} + \frac{e^{-k_2 \cdot t}}{k_1 - k_2} \right) \quad (\text{Eq.2})$$

$$[N - NO_3^-] = [N - amon]_0 \cdot k_1 \left(1 + \frac{k_2}{k_1 - k_2} e^{-k_1 \cdot t} + \frac{k_1}{k_2 - k_1} e^{-k_2 \cdot t} \right) \quad (\text{Eq.3})$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efluente de alimentação apresentou valores de composição físico-química de: pH = 8,1±0,3; alcalinidade total = 1020,0±14,4 mgCaCO₃/L; DQO = 420,8±79,8 mg/L; nitrogênio amoniacal = 200,0±7,00 mg/L; nitrito = 2,6±2,4 mg/L e nitrato = 4,2±0,9 mg/L.

O perfil de consumo dos compostos nitrogenados e da matéria orgânica nos processos de nitrificação e desnitrificação é apresentado na Figura 1.

Na Figura 1 é possível verificar o consumo acentuado de nitrogênio amoniacal no período inicial de 7 horas de nitrificação, com redução de 87,4% e conseqüentemente

aumento progressivo de nitrato superior a 200 mg/L. O acúmulo de nitrito de $18 \pm 2,2$ mg/L foi verificado a partir da 4^a até a 11^a hora. Os valores de pH no início da nitrificação variaram entre 7,8 e 8,4 devido a adição de NaHCO_3 para o favorecimento da reação. Os valores de pH no final da reação nitrificante mantiveram-se abaixo de 6,0 e a relação $\text{alcalinidade}_{\text{consumida}}/\text{N}_{\text{amoniaco oxidado}}$ registrada foi de $6,5 \pm 0,4$.

Na desnitrificação, a remoção de 96,6 e 80,1% dos compostos nitrogenados (nitrito+nitrato) e DQO, respectivamente, foi imediata devido possivelmente à concentração de material orgânico prontamente disponível adicionado na forma de etanol. Nessa etapa foi possível observar a recuperação média de alcalinidade de $44,1 \pm 2,6\%$ em relação à alcalinidade consumida no processo de nitrificação, com relação $\text{alcalinidade}_{\text{produzida}}/\text{N}_{\text{(nitrito+nitrato) oxidado}}$ média de $2,7 \pm 0,6$. O pH final do processo manteve-se acima de 5,5.

Os valores de coeficiente de variação (CV) inferiores a 20% obtidos para remoção de nitrogênio amoniacal (2,5%), conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato (4,6%) e acúmulo de nitrito (2,8%) indicaram a homogeneidade dos dados experimentais obtidos e a capacidade de reprodutibilidade do processo.

Os valores médios estimados para as constantes cinéticas K_1 e K_2 e a comparação com os resultados obtidos por outros autores são apresentados na Tabela 1.

Na Tabela 1 é possível observar que o ajuste para o modelo cinético de reações apresentou valores de $0,00437 \pm 0,00072 \text{ min}^{-1}$ e $0,00119 \pm 0,00088 \text{ min}^{-1}$ para K_1 e K_2 , respectivamente. A relação K_2/K_1 de 0,27 indicou que a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito não pode ser considerada a etapa limitante do processo. Ou seja, a nitrificação não foi limitante em relação à nitratação e isso foi evidenciado pelo baixo acúmulo de nitrito observado.

O baixo acúmulo de nitrito pode ser atribuído à diferença de duas horas no tempo de geração das bactérias oxidadoras de nitrogênio amoniacal a nitrito (8 h) em relação às oxidadoras de nitrito a nitrato (10 h). E/ou devido a fatores interferentes como a ocorrência de reações intermediárias, condições favoráveis ao desenvolvimento de outros microrganismos que reduzem nitrato para nitrito e o desequilíbrio na atividade enzimática de nitrato e nitrito redutase (Martienssen e Schöps, 1999).

A mesma tendência não limitante foi observada por Mees (2011) e Zenatti (2007) em operação de RBS na remoção de nitrogênio de águas residuárias de abatedouro avícola e peixe, respectivamente. Ambos os autores verificaram velocidades de nitratação superiores a observada nesse estudo, isso pode ser atribuído a fatores como a configuração do reator, sistema de aeração, imobilização da biomassa, entre outros.

CONCLUSÃO

Nas condições experimentais estabelecidas, o RBS apresentou eficiência satisfatória na remoção dos compostos nitrogenados (acima de 85%) e os valores de CV evidenciaram possível reprodutibilidade do processo em escala industrial.

O ajuste ao modelo cinético de primeira ordem em série para a conversão dos substratos foi considerado adequado. A avaliação do comportamento cinético indicou que o TC de 11 horas foi suficiente para o favorecimento da nitrificação. A relação K_2/K_1 (0,27) demonstrou que a nitrificação não foi limitante em relação à nitratação.

O monitoramento do reator apontou possível redução do TC na desnitrificação para uma hora devido à remoção de compostos nitrogenados (superior a 95%).

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington, DC: APHA, 2005.

GRADY, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment**. Nova Iorque: Marcel Dekker, 1999.

LENVESPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. 3 ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2000.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Biology of microorganisms, prentice hall international**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 2000.

MARTIENSSEN, M.; SCHÖPS, R. Population dynamics of denitrifying bacteria in a model biocommunity. **Water Research**. v.33, n.3, p. 639-646, 1999.

MEES, J. B. R. **Otimização de remoção biológica de efluente de abate e industrialização de aves usando reator em batelada sequencial**. 2009. 92 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

ZENATTI, D. C. **Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação**. 2007. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

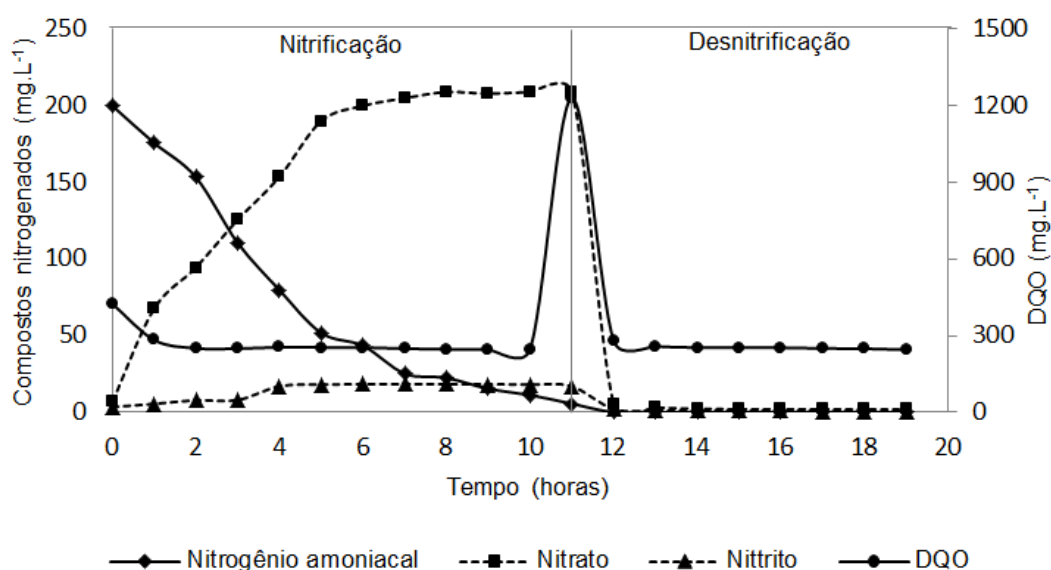


Figura 1. Perfil de consumo dos compostos nitrogenados e da matéria orgânica nos processos de nitrificação e desnitrificação.

Tabela 1. Valores estimados para as constantes cinéticas K_1 e K_2 e comparação com resultados obtidos por outros autores.

Referência	TC nitrificação (h)	K_1 (min^{-1})	K_2 (min^{-1})	K_2/K_1
Esse estudo	11	$0,00437 \pm 0,00072$	$0,00119 \pm 0,00088$	0,27
Mees (2011)	10,15	$0,00381 \pm 0,00043$	$0,00249 \pm 0,00056$	0,65
Zenatti (2007)	12	$0,00300 \pm 0,00030$	$0,00298 \pm 0,00024$	0,99



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

CINÉTICA DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE ABATEDOURO DE AVES EM REATOR COMPARTIMENTADO ANAERÓBIO-AERÓBIO

Lopes, C.L.¹; Gomes, S.D.¹; Lima-Model, A.N.^{1*}; Kreutz, C.²; Passig, F.H.³

¹ Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE/CCET/PGEAGRI, Cascavel-PR.

² Universidade Tecnológica Federal do Paraná, UTFPR, Campo Mourão-PR.

³ Universidade Tecnológica Federal do Paraná, UTFPR, Curitiba-PR.

e-mail: Limberger.carla@gmail.com; Simone.gomes@unioeste.br

RESUMO: O objetivo desse trabalho foi avaliar as constantes cinéticas de um reator compartimentado anaeróbio-aeróbio aplicado no tratamento de água residuária de abatedouro de aves. O reator apresentou eficiências significativas na remoção de matéria orgânica (>90%) e ajuste adequado ao modelo cinético de primeira ordem na degradação de DQO. Os valores de k para os TDH's de 14, 11 e 8 h foram de -0,2203, -0,3438 e -0,3397 h⁻¹, respectivamente.

Palavras-Chave: DQO, velocidade de reação, biomassa imobilizada.

KINETICS OF ORGANIC REMOVAL OF POULTRY SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER IN COMBINED ANAEROBIC-AEROBIC REACTOR

ABSTRACT: The aim of this study was to evaluate the kinetic constants of an anaerobic-aerobic combined reactor applied to the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. It was found that the reactor showed efficient organic matter removal (>90%) and fine adjustment to the first-order kinetic model for the COD degradation. The k values to the TDH 14, 11 and 8h were -0.2203, -0.3397 and 0.3438 h⁻¹, respectively.

Key Words: COD, reaction speed, immobilized biomass.

INTRODUÇÃO

Em 2012, o Brasil foi considerado o maior exportador de carne de aves e ocupou a terceira posição na produção mundial com 12,6 milhões de toneladas (UBABEF, 2013). A indústria de abate é caracterizada pelo elevado uso de água no processo produtivo e geração de águas residuárias com significativas concentrações de matéria orgânica, óleos e graxas, sólidos em suspensão e nutrientes (Del Pozo e Diez, 2005). A remoção desses compostos das águas residuárias se torna indispensável devido seu potencial eutrofizante e riscos à vida aquática e à saúde humana.

A discussão sobre a utilização de processos anaeróbio ou aeróbio no tratamento de águas residuárias tem se tornado menos frequente. Estudos recentes relatam a combinação dos dois processos em um único sistema de tratamento com o intuito de aproveitar as vantagens de cada um deles. Segundo Abreu e Zaiat (2008) esses sistemas compactos se caracterizam pela maior remoção de matéria orgânica, com baixos custos de implantação e operação, menor produção de lodo e possível remoção de nitrogênio.

A projeção de reatores compartimentados e sua expansão à escala industrial requerem conhecimentos específicos como a cinética de degradação da matéria orgânica.

Dentro desse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar as constantes cinéticas de um reator compartimentado anaeróbio-aeróbio aplicado ao tratamento de água residuária de abatedouro de aves.

MATERIAL E MÉTODOS

Na etapa experimental, um reator compartimentado de leito fixo e fluxo ascendente em escala de bancada foi operado em condição anaeróbia-aeróbia com recirculação da fase líquida. Conforme configuração apresentada por Araújo e Zaiat (2009), o reator foi construído em acrílico com 9,3 cm de diâmetro e 100 cm de altura, com volume útil de 5,65 L divididos em 3,49 e 2, 15 L correspondentes aos compartimentos anaeróbio e aeróbio, respectivamente.

Argila expandida e espuma de poliuretano envolta em anel de plástico foram utilizadas como materiais suporte na imobilização da biomassa. A parte inferior do compartimento anaeróbio foi preenchida com argila expandida. A parte superior do compartimento anaeróbio e o compartimento aeróbio foram preenchidos com espuma de poliuretano.

O substrato utilizado na alimentação do reator foi água residuária de abatedouro de aves, coletado após o tratamento primário (flotador).

Após período de aclimação, o reator foi operado com taxa de recirculação de 0,5 e tempos de detenção hidráulica (TDH) de 14, 11 e 8 h. Quatro coletas foram realizadas ao longo da altura do reator (afluente, 0,28, 0,31, 0,65, 0,76, 0,9 e 1 m) em cada condição avaliada. A caracterização da água residuária afluente e efluente ao sistema é apresentada na Tabela 1.

Os parâmetros cinéticos foram obtidos através do ajuste da curva de decaimento de demanda química de oxigênio (DQO) conforme a taxa de variação da concentração do substrato no tempo descrita na Equação 1.

$$\ln C = \ln C_0 - kt \quad \text{Equação 1}$$

No ajuste cinético, foram admitidas premissas de reação de 1ª ordem, reator de mistura completa e estado estacionário.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os tempos avaliados de 14, 11 e 8 h apresentaram eficiências de remoção de matéria orgânica de 95,7%, 97,1% e 94,1%, respectivamente.

As curvas de decaimento da matéria orgânica ao longo da altura do reator nas condições operacionais testadas são ilustradas na Figura 1. Os parâmetros cinéticos de degradação da matéria orgânica em função da altura do reator obtidos a partir do ajuste ao modelo de primeira ordem são apresentados na Tabela 2.

Na Tabela 2 é possível verificar que os valores de k obtidos para os TDH de 14, 11 e 8 h foram de -0,2203, -0,3438 e -0,3397 h⁻¹. Os resultados obtidos indicaram que o tempo de 11 h foi o que apresentou maior taxa de reação, maior velocidade de reação bem como o melhor ajuste à curva. O valores de r² demonstraram ajuste adequado dos modelos.

Kreutz et al. (2013) avaliaram o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo de escoamento ascendente, no tratamento de efluente bruto de matadouro bovino. Os resultados de DQO filtrada, obtidos pelos autores, indicaram eficiências de remoção de 59% e 51% para TDH de 11 e 8 h e recirculação de 50%, com valores de k de 0,1238 e 0,1075 h⁻¹, respectivamente.

Para todos os TDH's avaliados nesse trabalho, as estimativas dos parâmetros cinéticos foram superiores aos apresentados no trabalho de Kreutz et al. (2013), no qual

o substrato apresentou valores de DQO acima de 1.000 mg/L e sem tratamento primário, o que pode ter prejudicado a degradação da matéria orgânica no reator.

CONCLUSÃO

Nas condições experimentais testadas, o reator combinado anaeróbio-aeróbio apresentou eficiente remoção de matéria orgânica e ajuste adequado ao modelo cinético de primeira ordem para a degradação do substrato.

O sistema de tratamento proposto se caracterizou como uma opção efetiva e econômica no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro. A simplicidade operacional apresentada indicou possibilidade de reprodução escala industrial.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq e a CAPES pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 2, p.181-188, 2008.
- ARAÚJO, JR. M. M.; ZAIAT, M. An upflow fixed-bed anaerobic-aerobic reactor for removal of organic matter and nitrogen from L-lysine plant wastewater. **Canadian Journal Civil Engineering**, v. 36, p.1085-1094, 2009.
- CHAN, Y. J.; CHONG, M. F.; LAW, C. L.; HASSELL, D. G. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 155, p.1-18, 2009.
- DEL POZO, R.; DIEZ, V. Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Water Research**, v. 39, p.1114-1122, 2005.
- KREUTZ, C.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K.; MEES, J. B. R.; GOMES, S. D. Performance of an anaerobic-aerobic reactor and kinetic study of organic matter removal of cattle slaughterhouse effluent. **Engenharia Agrícola**, v. 34, p. 341-351, 2014.
- UBABEF. União brasileira de avicultura. Relatório Anual UBABEF 2013. Disponível em: <<http://www.abef.com.br/ubabefnovo/index.php>>. Acesso em: 06-03-2014.

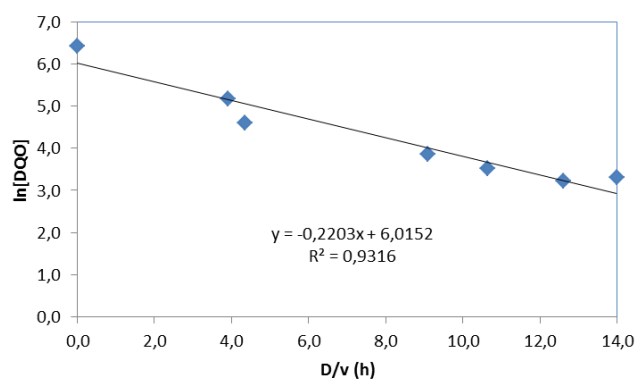
Tabela 1. Caracterização da água residuária afluyente e efluente nas três condições testadas.

Parâmetros	R = 0,5					
	TDH 14 h		TDH 11 h		TDH 8 h	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
T °C	17,81±2,26	18,19±2,14	17,37±2,67	18,48±2,5	17,83±2,44	18,74±2,1
OD (mg/L)	0,73±0,1	5,23±0,39	0,7±0,13	5,22±0,58	0,57±0,16	4,92±0,64
pH	6,77±0,37	4,83±0,69	6,21±0,19	4,69±0,53	6,02±0,32	6,62±1,22
AB (mg/L)	32,55±12,68	2,94±9,64	31,93±8,25	0,68±3,26	19,48±11,23	74,53±70,64
AT (mg/L)	79,69±9,21	12,77±25,02	72,12±7,45	6,2±7,17	79,32±12,66	108,18±93,75
DQO total (mg/L)	609,31±88,15	27,18±10,78	521,91±50,16	14,38±4,06	564,07±78,99	33,23±16,61
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	7,19±1,41	7,97±2,06	8,1±1,23	11,44±1,59	11,00±1,55	26,14±15,85
NTK (mg/L)	59,97±6,52	11,20±3,59	61,39±4,65	14,88±1,9	75,19±7,38	30,22±19,52
NO ₂ ⁻ (mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	3,61±3,34
NO ₃ ⁻ (mg/L)	<0,05	19,24±5,08	<0,05	23,44±3,48	<0,05	10,14±8,29

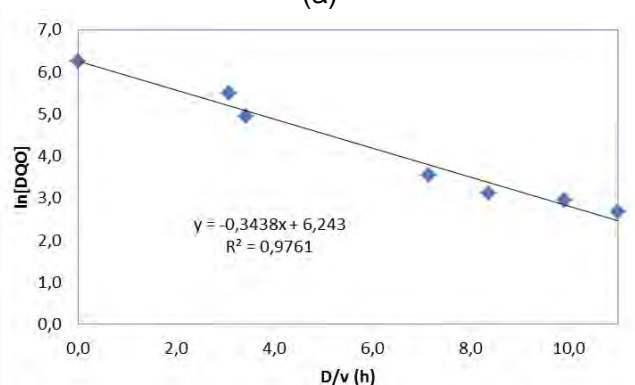
SST (mg/L)	172,41±14,31	19,76±10,53	182,65±23,18	26,89±8,86	172,92±44,39	37,67±28,29
------------	--------------	-------------	--------------	------------	--------------	-------------

Tabela 2. Parâmetros cinéticos de degradação da matéria orgânica em função da altura do reator obtidos a partir do ajuste ao modelo de primeira ordem.

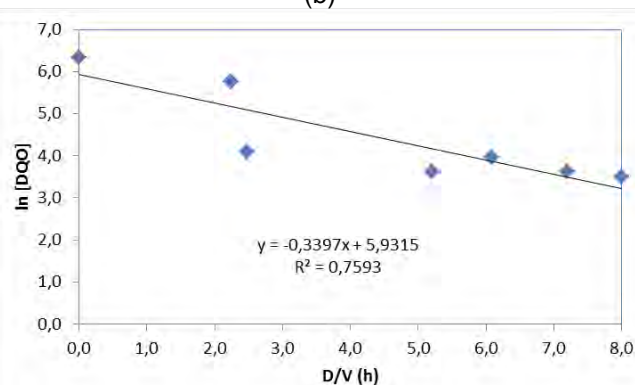
TDH (h)	k (h ⁻¹)	v _r (mg/L.h)	r ²
14	-0,2203	-1,3251	0,9316
11	-0,3438	-2,1463	0,9761
8	-0,3397	-2,0149	0,7593



(a)



(b)



(c)

Figura 1. Curvas de decaimento da matéria orgânica ao longo da altura do reator na condição operacional com taxa de recirculação de 0,5 e TDH de 14 (a), 11 (b) e 8 h (c).

REDUÇÃO DA CARGA POLUIDORA DO SORO DE LEITE POR MEIO DE TRATAMENTO QUÍMICO

Araújo, M.B.*¹; Alexandre, A.P.S.¹; Lima, C.C.²

¹ Graduanda em Tecnologia de laticínios no Instituto Federal de Alagoas, Campus Satuba, Brasil²; Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos;³ Docente do Curso de Tecnologia em Laticínios no Instituto Federal Alagoas, Campus, Satuba, Brasil.
e-mail: mayra.araujo@outlook.com

RESUMO: A presente pesquisa teve por objetivo reduzir a carga poluidora do soro de leite por meio de tratamento químico. Os soros doce e ácido foram submetidos a diferentes tratamentos químicos com soluções de NaOH, KOH ajustados a pH 9,5 e adicionados de CaCO₃. Foram realizadas medições físico-químicas (pH, C.E. e ORP) aos 0, 24, 72 e 120 horas após a montagem do experimento. Na última amostragem foi realizada análise de N, P e OD. Verificou-se variação dos valores de pH, C.E. e ORP durante o período experimental, não sendo possível estabelecer o tempo de tratamento ideal para a estabilidade das reações; o soro ácido tratado com CaCO₃ a 2% reduziu em 71,4% do P e 34 % do N presentes no soro de leite.

Palavras-Chave: laticínios, solução alcalina, eutrofização

REDUCTION OF LOAD POLLUTING WHEY BY CHEMICAL TREATMENT

ABSTRACT: This research aimed to reduce the pollution load of whey by chemical treatment. The sweet and acid whey was subjected to different chemical treatments with solutions of NaOH, KOH adjusted to pH 9.5 with the addition of CaCO₃. Physico-chemical measurements (pH, E.C. and ORP) at 0, 24, 72 and 120 hours were carried out after assembly of the experiment. The last sampling analysis of N, P and DO was performed. There was variation in pH, ORP and EC during the experiment, it was not possible to establish the optimal treatment time for the stability of reaction; serum 2% acid treated CaCO₃ reduced by 71.4% p and 34% of n present in whey.

Key Words: dairy, alkali solution, eutrophication

INTRODUÇÃO

O soro de leite resultante da fabricação de queijos pode ser classificado quanto ao seu grau de acidez, como doce e ácido. Sua composição varia de acordo com o tipo de queijo produzido e/ou método empregado para a produção. O soro apresenta 20% do total das proteínas do leite, as quais são ricas em aminoácidos essenciais, sendo 50% beta-lactoglobulinas, 25% alfa-lactalbuminas, e 25% de outras proteínas de elevado valor biológico, incluindo imunoglobulinas. Considerado um dos grandes poluentes da indústria de laticínios devido a sua composição rica em N, P e lactose, o soro de leite apresenta elevada DQO, de 50 a 80 g/L. O seu despejo em corpos d'água favorece o processo de eutrofização do ambiente por diminuir as concentrações de oxigênio, o que leva a mortandade de peixes e outros organismos aeróbios. Nos laticínios, o volume de soro gerado corresponde de 85 a 90% do volume de leite processado. A produção brasileira anual de soro está estimada em 160 milhões de toneladas, com crescimento de 1 a 2% ao ano. O tratamento químico simplificado associado ou não a um sistema biológico parece ser uma alternativa viável para redução do potencial eutrofizador do soro anterior ao seu descarte no ambiente. Nesse particular, o manejo do seu pH pode favorecer a extração de componentes poluidores como o N e o P. A acidez do soro reduzida com solução de NaOH ou KOH, elevando-se o seu pH a 9,50, pode favorecer a precipitação do P, a eliminação de N amoniacal e predomínio do N

remanescente na forma de NO_3^- . Esse NO_3^- pode ser precipitado como $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ pela adição de CaCO_3 , o qual pode também reagir com o enxofre presente no soro e formar gesso, CaSO_4 .

O presente trabalho tem por objetivo promover a redução dos teores de N e P do soro de leite por meio de tratamento químico e conseqüentemente reduzir o potencial poluidor quando do seu descarte em ambientes aquáticos.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Química do Instituto Federal de Alagoas, Campus Satuba. O soro de leite doce e ácido utilizado nesta pesquisa foi proveniente da fabricação de queijo coalho do Setor de Agroindústria da instituição. Sua caracterização química e físico-química, conforme metodologia proposta por Instituto Adolfo Lutz (2008) e a microbiológica, de acordo com APHA (2001), consta na Tabela 1. Os tratamentos do soro de leite foram constituídos da adição de soluções alcalinas (NaOH 0,5 mol L^{-1} , KOH 0,5 mol L^{-1}) até pH 9,5 e de 2% de CaCO_3 (m/v) (Tabela 2), com monitoramento das alterações físico-químicas ao longo do tempo. Estes tratamentos foram distribuídos em parcela subdividida com 5 diferentes modos de tratar o soro na parcela principal e 4 parcelas subdivididas no tempo com quatro amostragem. Estes tratamentos foram dispostos em delineamento inteiramente casualizado com três repetições. Após a instalação do experimento foram medidos o pH, CE e ORP na solução sobrenadante aos 0, 24, 72 e 120 horas. Apenas às 120 horas foram analisados o N total pelo método de Kjeldahl, o P total por fotocolorímetro (modelo AT10P, Hanna) e o oxigênio disponível (OD) usando sonda HI 98183, Hanna.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verificou-se que os tratamentos (T), o tempo (t) e a interação entre ambos (T x t) foi significativa. Por essa razão foi realizada análise de regressão da interação para averiguar o efeito do tratamento químico do soro de leite ao longo do tempo (Figura 1). Como tendência geral, verificou-se que o pH do soro decresceu ao longo tempo, sobretudo os tratamentos que tiveram o pH ajustado para 9,5 (T2 e T3). Isto denota presença de atividade biológica ativada pelo tratamento químico, favorecendo o crescimento da biomassa filamentosa (GHALLY, 1996). Quanto ao teor de P, merece destaque a redução de 71,4% no tratamento T5. Provavelmente a adição de CaCO_3 no soro fermentado contribuiu para precipitação deste elemento, na forma de $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Embora não tenha havido adição de P no T1, a sua elevação ao longo do tempo se atribui ao efeito concentração decorrente da provável evaporação da amostra durante o período experimental (Tabela 3). Os teores de N do soro fresco não foram afetados (T1) ou foram pouco influenciados pelos tratamentos (T2, T3 e T4). O processo de fermentação do soro favoreceu a perda de N, provavelmente na forma de NH_3 resultante da atividade microbiana no ambiente modificado. A fermentação aeróbica do soro doce (T1) possibilitou que todo OD inicial fosse consumido pelos microrganismos, enquanto que a fermentação do soro ácido (T6), partindo de uma condição inicial de ausência de OD, possibilitou a liberação de OD no decurso de período experimental, provavelmente devido a degradação microbiana de moléculas orgânicas do meio.

CONCLUSÃO

Conclui-se que:

- Os valores de pH, C.E. e ORP do soro tratado variaram durante o período experimental, não sendo possível estabelecer o tempo de tratamento ideal para a estabilidade das reações;
- O tratamento químico foi mais eficiente no soro ácido do que no soro doce;

- O tratamento do soro ácido com 2% de CaCO₃ (m/v) possibilitou a redução de 71,4% do P e 34 % do N presentes no soro de leite;
- Há necessidade de tratamento complementar, como o de agitação da amostra após a aplicação do tratamento químico, com forma de aumentar sua eficiência e eficácia na redução de N e P do soro de leite.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. DOWNES, F.P.; ITO, K. **Compendium of Methods for the Microbiological Examination of Foods**, 4th Ed. American Public Health association, Washington, D.C., 2001.

GHALY, A. E. A comparative study of anaerobic digestion of acid cheese whey and wairy wanure in a two-stage reactor. **Bioresour Technology**, v. 58, p. 61-72, 1996.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz**.v.1:Métodos químicos e físicos para análises de alimentos,3 ed. São Paulo :IMESP, 1985.P27-28.

Tabela 1. Caracterização química, físico-química e biológica de soro de leite doce e ácido proveniente da fabricação de queijo coalho do Setor de Agroindústria do Instituto Federal de Alagoas, Campus Satuba.

Análises	Soro	
	Doce	Ácido
pH	6,6	4,3
C.E., $\mu\text{S cm}^{-1}$	331,6	450,0
Acidez total titulável	3,2	4,9
Gordura, %	0,6	0,2
Coliformes totais, NMP	>1,100	>1,100
Coliformes fecais, NMP	9,2	3,6
ORP, mV	-168,0	-685,7
OD, mg cm^{-3}	2,06	0,0
N total, mg cm^{-3}	1.260,0	1.960,0
P total, mg cm^{-3}	6,29	6,85

Tabela 2. Tratamento químico do soro e soro fermentado (soro fer.) de leite

Tratamento	Código	Adição de soluções
T1- Testemunha	Test	Sem adição
T2	Soro (NaOH)	Adição de NaOH 0,5 mol L ⁻¹ , ajustando o pH a 9,5 + 2% de CaCO ₃ (m/v)
T3	Soro (KOH)	Adição de KaOH 0,5 mol L ⁻¹ , ajustando o pH a 9,5+ 2% de CaCO ₃ (m/v)
T4	Soro (CaCO ₃)	Adição de 2% de CaCO ₃ ao soro de leite fresco
T5	Soro Fer. (CaCO ₃)	Adição de 2% de CaCO ₃ ao soro de leite fermentado
T6	Soro Fer.	Sem adição

Tabela 3. Teores iniciais, finais e o percentual de diferença entre ambos do Fósforo (P), Nitrogênio (N) e Oxigênio Disponível (OD) de soro tratado quimicamente, ao longo do tempo.

Trat.	P	N	OD
-------	---	---	----

**IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ**

	inicial	final	dif.	inicial	final	dif.	inicial	final	dif.
	----- mg cm ⁻³ -----			----- mg cm ⁻³ -----			----- mg cm ⁻³ -----		
	%			%			%		
T1	62,9	69,6	+ 10,6	1260,0	1259,9	0,0	2,22	0,00	-
T2	62,9	44,8	-28,8	1260,0	1150,0	-8,7	2,22	1,28	-42,3
T3	62,9	44,8	-28,8	1260,0	1218,0	-3,3	2,22	0,30	-86,5
T4	62,9	61,1	-2,9	1260,0	1175,0	-6,7	2,22	0,82	-63,1
T5	65,3	18,7	-71,4	1960,0	1295,0	-34,0	0,00	1,16	+
T6	65,3	63,5	-2,7	1960,0	1235,5	-37,0	0,00	1,54	+

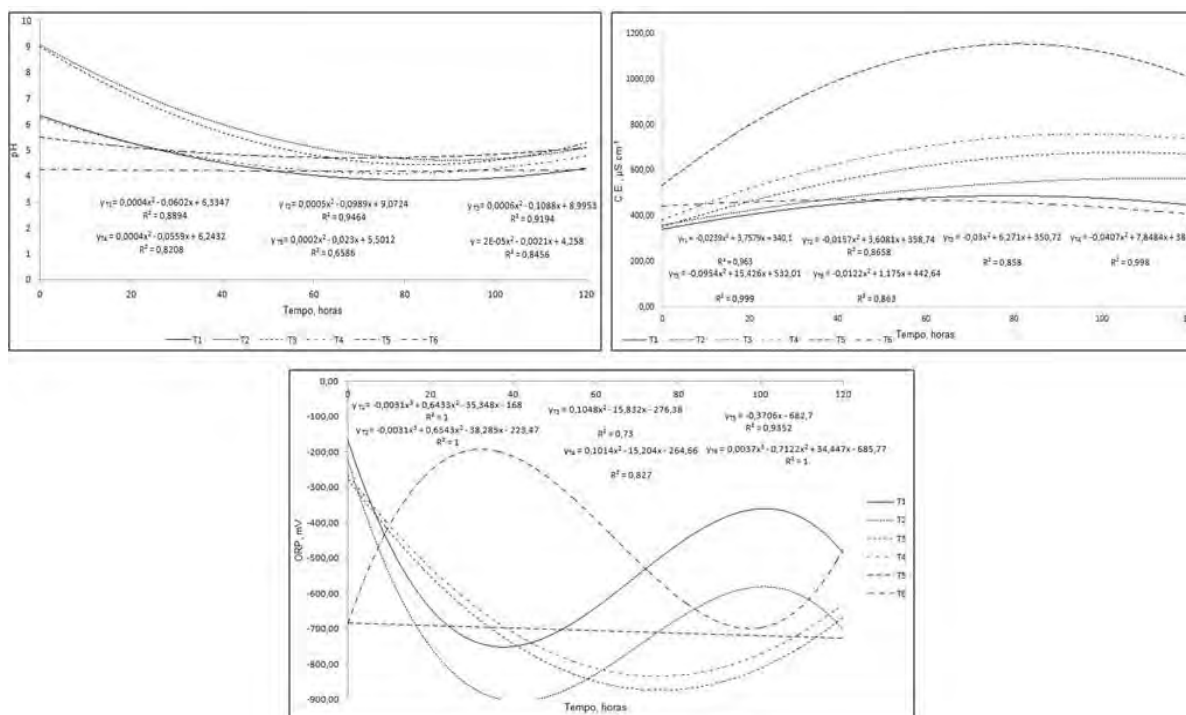


Figura 1. Variação temporal do pH, C.E. e ORP do soro de leite submetido a tratamento químico.

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE REATOR UASB TRATANDO EFLUENTES DE ABATEDOURO AVÍCOLA

Lima, C.A.^{*1}; Rodrigues, L.S.²; Silva, I.J.²; Santos, R.P.³; Dutra, J.C.F.⁴; Ribeiro, M.C.⁵

¹ Mestranda em Ciência Animal da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

² Professor da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

³ Graduanda em Medicina Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

⁴ Graduanda em Aquacultura da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

⁵ Graduando em Engenharia Civil do CEFET

*e-mail: camila.ajc@gmail.com

RESUMO: Atualmente, os processos de tratamento anaeróbico tem sido frequentemente apontados para o tratamento de águas residuárias com elevadas concentrações de material orgânico biodegradável, como as de abatedouros. O trabalho foi realizado na estação de tratamento de efluentes de um abatedouro de frangos situado em sete Lagoas/MG. No experimento, foram monitorados os afluentes e efluentes de um reator UASB no período de janeiro a agosto de 2014. O reator apresentou eficiências médias de remoção de DQOt e DQOf de 57% e 63%, respectivamente, para cargas orgânicas volumétricas aplicadas variando de 0,07 a 3,56 kgDQO m⁻³d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica com média de 3,78 dias. As eficiências médias de remoção de DBOt e DBOf foram de 80% e 77% e as remoções de SST e SSV no reator foram de 49% e 52%, respectivamente. Os afluentes apresentaram valores médios de IA/AP de 2,19, já os efluentes do reator UASB apresentaram valores de 0,37. As eficiências médias de remoção dos parâmetros avaliados no sistema indicam que os reatores UASB podem ser uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias de abatedouro de frango.

Palavras-chave: efluente, abatedouro de frangos, reator UASB.

STUDY OF MICROBIAL DIVERSITY IN A SYSTEM OF TWO-STAGE ANAEROBIC REACTORS IN TREATMENT OF POULTRY SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER

ABSTRACT: Currently, the processes of anaerobic treatment has been often cited for the treatment of wastewater with high concentration of biodegradable organic material, including slaughterhouses. This work was done in plant wastewater from a poultry slaughterhouse located in Sete Lagoas/MG. In the experiment, the influent and effluent of a UASB reactor were monitored for the period of January to August (2014). The reactor presented average efficiencies removal for DQOt and DQOf of 57% and 63% respectively, for volumetric organic load applied between 0,07 and 3.56 kgCOD m⁻³d⁻¹ and hydraulic retention time with average of 3.78 days. Average efficiencies removal for DBOt e DBOf were 80% and 77% and the removal of the SST and SSV in the reactor was 49% and 52%, respectively. Affluent submitted average values of IA/PA of 2.19, and the UASB reactor effluent values were 0.37. Efficiencies medium removal system parameters evaluated indicate that UASB reactors can be a viable alternative for treatment of poultry slaughterhouse wastewater.

Key Words: wastewater, slaughterhouse, UASB reactor.

INTRODUÇÃO

Dentre o complexo de produção de carnes no Brasil, a criação de frangos de corte vem se expandindo consideravelmente ao longo das últimas décadas, o que a tornou altamente dinâmica e tecnificada (Ceratto, 2012). Seguido pelo aumento da produção de frangos, aumentou-se também o número de abatedouros, que são estabelecimentos destinados ao abate e processamento destes animais.

Nesse tipo de empreendimento, devido à presença de sangue, gordura e proteínas, o efluente produzido apresenta alta carga orgânica e elevadas concentrações de sólidos, além de substratos essenciais ao crescimento de microrganismos patogênicos, sendo assim potencialmente poluente. Desta forma, observa-se a necessidade da busca de soluções tecnológicas para o tratamento adequado desses efluentes (Chavez et al., 2005).

Atualmente, os processos de tratamento anaeróbio tem sido frequentemente apontados para o tratamento de águas residuárias com elevadas concentrações de material orgânico biodegradável, como as de abatedouros. Estes processos são interessantes devido às suas características peculiares, como por exemplo a baixa produção de sólidos, baixo consumo de energia, baixos custos de implantação e operação, tolerância a elevadas cargas orgânicas e baixos tempo de detenção hidráulica (TDH). Além disso, há a possibilidade de aproveitamento energético a partir da produção de biogás decorrente do tratamento.

Tendo em vista o impacto causado pelos efluentes da indústria avícola e visando estudar meios de evitar a poluição ambiental e a contaminação das águas, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) como tratamento de águas residuárias de abate de frangos.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na estação de tratamento de efluentes (ETE) do abatedouro Frango da Hora, situado em Sete Lagoas/MG. O sistema de tratamento consistiu de uma calha parshall seguida de peneira estática, caixa de gordura gravimétrica, reator UASB e filtro anaeróbio. O abatedouro processa até 3000 aves dia⁻¹, além disso, são utilizados aproximadamente 15 litros por frango, o que totaliza 45.000 litros de água (e consequentemente de efluente) por dia.

No experimento, foram monitorados os afluentes e efluentes do reator UASB (figura 1) no período de janeiro a agosto de 2014. As amostras foram coletadas semanalmente a cada 60 minutos durante o período abate, sendo preservadas em gelo para posterior processamento no laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG.

Os parâmetros físico-químicos avaliados foram: pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP), demanda química de oxigênio total (DQOt), demanda química de oxigênio filtrada (DQOf), ácidos voláteis totais, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV). Estas análises foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2012), com exceção da AT, AP e AI, que foram efetuadas segundo a metodologia descrita por Jenkins et al. (1983) e Ripley et al. (1986).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros avaliados durante as 40 semanas de monitoramento do reator UASB com sua respectiva estatística descritiva estão apresentados na tabela 1.

O reator UASB apresentou eficiências médias de remoção de DQOt e DQOf de 57% e 63%, respectivamente, para cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas variando de 0,07 a 3,56 kgDQO m⁻³d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica (TDH) com média



IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE
RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS
05 A 07 DE MAIO DE 2015 – RIO DE JANEIRO - RJ

de 3,78 dias. As eficiências médias de remoção de DBO_t e DBO_f foram de 80% e 77% e as remoções de SST e SSV no reator foram de 49% e 52%, respectivamente. Os afluentes apresentaram valores médios de AI/AP de 2,19, já os efluentes do reator UASB apresentaram valores de 0,37.

Em um trabalho semelhante, Ruiz et al. encontrou taxas de remoção de DQO em um reator UASB tratando efluentes de abatedouro de frangos de 90% para um uma COV de 5 kgDQO m⁻³d⁻¹ e 60% para uma COV de 6,5 kgDQO m⁻³d⁻¹. Por sua vez, Duda e Oliveira (2011), avaliando um reator UASB tratando efluentes de suinocultura em diferentes condições operacionais, encontraram as maiores eficiências de remoção de DQO_{total}, DQO_f e SST de 91%, 83% e 95%, respectivamente, as quais ocorreram com um TDH de 12 horas, COV de 23,2 g DQO_{total} (L.d)⁻¹ e temperatura média do ar de 22°C. Já Ramirez *et al.* (2002) obtiveram valores de eficiência de remoção de DQO_t de 82,5% em um reator UASB no tratamento de águas residuárias da suinocultura, o qual foi operado com TDH de 4 horas.

Outro parâmetro importante no monitoramento do reator é a relação AI/AP proposta por Ripley et al. (1986), na qual o aumento acima de 0,3 indica instabilidade operacional, com acúmulo de ácidos voláteis e acidificação do reator. Entretanto, mesmo com uma relação AI/AP de 0,37, observa-se que a estabilidade do reator UASB não foi comprometida.

CONCLUSÃO

As eficiências médias de remoção de DQO, DBO e sólidos no sistema de tratamento anaeróbio indicam que os reatores UASB podem ser uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias de abatedouro de frango.

AGRADECIMENTOS

À fundação de amparo à pesquisa de minas gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro e à coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21 ed. Washington, d. C. 2012, 1569p.
- CERATTO, W. **Histórico e aspectos gerais sobre a avicultura industrial de corte**. 2012. Disponível em: http://www.ceratto.com.br/paginas/palestras/apostila_modulo_1.pdf. Acesso em: 14 set. 2014.
- CHAVEZ, C.P; CASTILLO, R. L; DENDOOVEN, L.; ESCAMILLA-SILVA, E. M. Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Bioresource technology**. N. 96, p. 1730 – 1736, 2005.
- DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.1, p. 91-100, 2011.
- JENKINS, S.R.; MORGAN, J.M.; SAWYER, C.L. Measuring Anaerobic Sludge Digestion and Growth by a Simple Alkalimetric Titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, 55, 448-453, 1983.
- RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, 48, 406-411, 1986.

RAMIREZ, O.P.; QUADRO, M.S.; KOETZ, P.R. Avaliação de um sistema combinado de UASB-Filtro no tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura. **Olam-Ciência & Tecnologia**, v. 2, n. 2, 2002.

RUIZ, I; VEIGA, M. C; SANTIAGO, P; BLÁZQUEZ, R. Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. *Bioresource Technology*. v. 60. p.251-258, 1997.

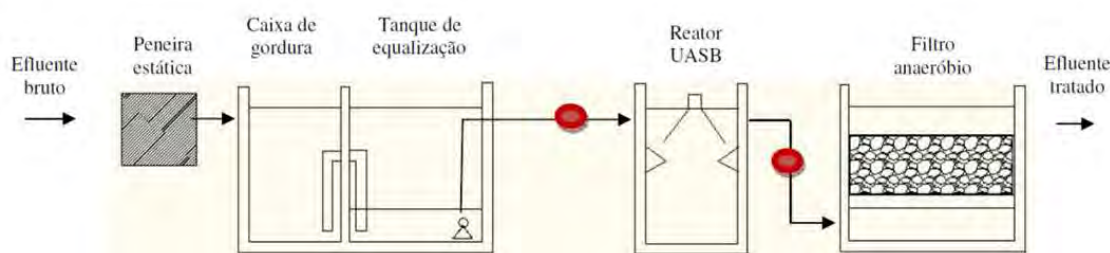


Figura 1. Perfil da ETE.

Tabela 1. Estatística descritiva dos parâmetros avaliados.

Parâmetro	Ponto	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Coef. de Variação (%)
pH	Afluente UASB	40	6,35	6,38	5,81	6,75	0,03
	Efluente UASB	40	6,87	6,90	6,39	7,08	0,02
AT	Afluente UASB	40	2885	2840	2150	3890	0,12
	Efluente UASB	40	4236	4270	3580	4790	0,06
Al	Afluente UASB	40	1981	2015	1240	2510	0,14
	Efluente UASB	40	1167	1205	310	1900	0,28
AP	Afluente UASB	40	904	815	600	1320	0,14
	Efluente UASB	40	3076	3095	2750	4130	0,08
AVT	Afluente UASB	40	1547	1680	360	2484	0,36
	Efluente UASB	40	805	822	132	1260	0,38
DQOt	Afluente UASB	40	1431	1464	390	2491	0,29
	Efluente UASB	40	669	732	141	1756	0,51
DQOf	Afluente UASB	40	732	737	408	1084	0,23
	Efluente UASB	40	267	259	110	571	0,37
DBOt	Afluente UASB	30	935	915	540	1380	0,21
	Efluente UASB	31	189	180	90	450	0,41
DBOf	Afluente UASB	33	484	480	270	690	0,23
	Efluente UASB	32	112	112	48	219	0,33
SST	Afluente UASB	40	597	577	300	946	0,22
	Efluente UASB	40	300	298	150	490	0,28
SSV	Afluente UASB	40	579	565	285	923	0,22
	Efluente UASB	40	277	259	143	480	0,29

DIVERSIDADE GENÉTICA DE COMUNIDADES MICROBIANAS EM SISTEMA DE REATORES ANAERÓBIOS DE DOIS ESTÁGIOS UTILIZADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOURO DE FRANGOS

Lima, C.A.^{*1}; Rodrigues, L.S.²; Silva, I.J.²; Marriel, I.E.³; Lana U.G.P.³; Mattos, B.B.⁴.

¹Mestranda em Ciência Animal, Belo Horizonte-MG-Brasil.

*e-mail: camila.ajc@gmail.com

² Professor da UFMG, Belo Horizonte-MG-Brasil.

³ Pesquisador da Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas-MG-Brasil.

⁴ Analista da Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas-MG-Brasil.

RESUMO: Foi realizada uma caracterização microbiana, por meio de técnicas de biologia molecular, de um sistema de reatores anaeróbios em dois estágios, composto por um reator UASB e um filtro anaeróbio, alimentado com efluentes de abatedouro de frangos e operado em condições mesofílicas. Essa caracterização foi realizada em triplicata em cinco pontos do sistema: pré UASB, lodo do UASB, pós UASB/pré filtro, lodo filtro e pós filtro. A caracterização microbiana foi realizada por meio da técnica de reação em cadeia da polimerase (PCR) seguida de eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE). A matriz de similaridade entre as amostras foi inferida a partir da imagem do gel de DGGE da primeira reação, sendo que posteriormente foi construído um dendrograma pelo método UPGMA. Com as análises, conclui-se que as comunidades bacterianas presentes no sistema de reatores anaeróbios de dois estágios utilizado no tratamento de efluentes de abatedouro de frangos são alteradas em função das diferentes etapas do processo.

Palavras-chave: agroindústria, biologia molecular, digestão anaeróbia.

GENETIC DIVERSITY OF MICROBIAL COMMUNITIES IN ANAEROBIC REACTOR SYSTEM OF TWO STAGES USED IN TREATMENT OF POULTRY SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER

ABSTRACT: Microbial characterization was performed by means of molecular biology techniques, of a system for anaerobic reactors in two stages, consisting of a UASB reactor and an anaerobic filter, fed with effluent from poultry slaughterhouse and operated under mesophilic conditions. This characterization was performed in triplicate at five points of the system: pre UASB, sludge of UASB, post UASB /pre filter, sludge of filter and post filter. Microbial characterization was carried out using the technique of polymerase chain reaction (PCR) followed by on denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE). The matrix similarity between the samples was inferred from the image of the first reaction DGGE gel, wherein further a dendrogram was constructed by the UPGMA method. With the analysis, it is concluded that the bacterial communities present in the anaerobic two-stage system used in wastewater treatment of poultry slaughterhouse are changed according to the different stages of the process.

Key Words: agroindustry, molecular biology, anaerobic digestion.

INTRODUÇÃO

Atualmente, os processos de tratamento anaeróbio tem sido frequentemente apontados para o tratamento de águas residuárias com elevadas concentrações de material orgânico biodegradável, como as de abatedouros. Estes processos são interessantes devido às suas características peculiares, como por exemplo a baixa

produção de sólidos, baixo consumo de energia, baixos custos de implantação e operação, tolerância a elevadas cargas orgânicas e baixos tempo de detenção hidráulica (TDH). Além disso, há a possibilidade de aproveitamento energético a partir da produção de biogás decorrente do tratamento.

A aplicação de metodologias moleculares em amostras ambientais, tais como a reação em cadeia da polimerase (PCR) e a eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE), tem sido utilizadas para a avaliação e monitoramento de comunidades microbianas. Apesar dos resultados destas análises não gerarem informações fisiológicas, as similaridades encontradas entre espécies fisiologicamente conhecidas permitem fazer inferências sobre o papel ecológico e funcional de um microrganismo detectado (Abreu, 2007, Duda, 2010).

Mesmo com as dificuldades inerentes ao processo, técnicas de biologia molecular ainda são as melhores ferramentas disponíveis para estudo da diversidade microbiana em reatores. Essas técnicas são capazes de contornar problemas associados a métodos tradicionais, que dependem do cultivo prévio dos microrganismos (Amann et al., 1995). Nesse sentido, este trabalho tem como objetivo avaliar a diversidade genética bacteriana no sistema de reatores anaeróbios de dois estágios utilizado no tratamento de efluentes de abatedouro de frangos.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram avaliadas cinco amostras em triplicatas, as quais foram coletadas de um sistema em escala real composto por reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) e filtro anaeróbio tratando efluentes de um abatedouro de frangos (Figura 1). Após a coleta, as amostras foram conservadas individualmente a 4°C até o processamento, que ocorreu na EMBRAPA Milho e Sorgo.

Primeiramente, as amostras foram centrifugadas e aproximadamente 0,5 g do pellet formado foi utilizado para a extração de DNA, a qual foi realizada com o “Fast Kit DNA for soil” BIO 101, de acordo com as recomendações do fabricante. As amostras de DNA foram avaliadas por eletroforese em gel de agarose, as imagens foram visualizadas e capturadas em um fotodocumentador Eagle Eye II (Stratagene, La Jolla, CA, USA) sob luz UV e a quantificação realizada por espectrofotometria (NanoDrop AD-1000).

As amostras de DNA foram amplificadas com *primers* genéricos para bactérias baseados na região de 16S rDNA: 968F-GC - 5'-CGC CCG CCG CGC GCG GCG GCG GCG GCG GCG GCA CGG GGGG AAC GCG AAG AAC CTT AC-3' (sequências sublinhadas denotam o *clamp*) e 1401R - 5'-CGG TGT GTA CAA GAC CC-3' (Felske et al., 1996). As reações de amplificação foram realizadas em um volume final de 50 µL com 5 µL de tampão 10X, 2 µL de dNTP 2,5 mM, 2,5 µL de MgCl₂ 50 mM, 37,25 µL de água ultra pura esterilizada, 1 µL de cada primer 10 µM, 3 µL de DNA 10 ng/µL e 0,25 µL de Taq DNA polimerase 5 U/µL (Invitrogen, Carlsbad, CA, USA). As condições de PCR foram: 95°C por 2 minutos, 35 ciclos de 94°C por 30 segundos, 55°C por 30 segundos e 72°C por 1 minuto, seguidos de 72°C por 5 minutos.

A análise por DGGE foi realizada utilizando DCode Universal Mutation Detection System (Bio-Rad Laboratories, Hercules, CA, USA). Os produtos das reações de PCR foram aplicados em géis de poliacrilamida em tampão TAE 1X (20 mM tris-acetato [pH 7,4], 0,5 mM EDTA). Os gradientes de desnaturação foram de 35-60% formados com 6% de solução estoque de acrilamida contendo entre zero e 100% de desnaturantes (7 M uréia e 40% formamida deionizada). Os fragmentos foram separados por eletroforese a 80 V por 16 horas em tampão TAE 0,5 X a uma temperatura constante de 60°C e posteriormente corado com GelRed. A matriz de similaridade entre as amostras foi inferida a partir da imagem do gel de DGGE da primeira reação, usando o programa

BioNumerics versão 6.1 (Applied Maths, Sint Martens Latem, Bélgica) com o método Dice e uma tolerância de posição 1%. Posteriormente foi construído um dendrograma pelo método UPGMA (unweighted pair group with mathematical average).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Cinco pontos de coleta foram selecionados no sistema de reatores anaeróbios de dois estágios utilizado no tratamento de efluentes de abatedouro de frangos para análise da diversidade genética bacteriana (Figura 1). Dentre as técnicas de análise baseadas no rDNA, o DGGE tem sido a mais utilizada, permitindo que fragmentos de DNA de um mesmo tamanho, mas com diferente constituição de pares de bases possam ser separados (Muyzer et al., 1998), fornecendo assim os perfis genéticos das populações. Nesse estudo, um padrão complexo de bandas de várias intensidades foram observadas no gel de DGGE da região 16S rDNA, refletindo a composição das populações microbianas dominantes na comunidade, incluindo os microrganismos não-cultiváveis.

O dendrograma gerado a partir dos resultados de DGGE permitiu a separação de cinco grupos principais, correspondentes às diferentes etapas do sistema de reatores anaeróbios (Figura 2). Os grupos I e II, compostos por amostras de pós UASB/Pré-filtro e pré UASB, respectivamente, foram formados com 75% de similaridade. As amostras lodo UASB e lodo filtro foram agrupadas nos grupos III e IV, respectivamente, com similaridade entre 55 e 60%. Já o grupo V, formado por amostras do pós-filtro foi o mais diverso, formando um agrupamento com aproximadamente 40% de similaridade genética.

Assim, a composição das comunidades de microrganismos foi influenciada pelos diferentes estágios de tratamento do efluente.

CONCLUSÃO

As comunidades bacterianas presentes no sistema de reatores anaeróbios de dois estágios utilizado no tratamento de efluentes de abatedouro de frangos são alteradas em função das diferentes etapas do processo.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Empresa Brasileira e Pesquisa Agropecuária (Embrapa) pelo apoio técnico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, E. F. **Estudo da diversidade microbiana metanogênica em reatores UASB tratando esgoto sanitário**. 2007. 93F. Dissertação (Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

AMANN, R.I.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K.H. Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation. **Microbiological Reviews**, n. 59, p. 143-169. 1995.

DUDA, R. M. **Desempenho de sistema composto por reatores anaeróbios em série seguido de filtro biológico percolador no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2010. 241F. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

FELSKE A, ENGELEN B, NÜBEL U, BACKHAUS H. Direct ribosome isolation from soil to extract bacterial rRNA for community analysis. **Applied Environmental Microbiology**, v.62, p.4162-4167, 1996.

HERSHBERGER, K. L., BARNS, S. M., REYSENBACH, A. L., DAWSON, S. C., PACE, N. R. Wide Diversity of Crenarchaeota. **Nature**, 384:420, 1996.

LANE, D. J.; PACE, B.; OLSEN, G. J.; STAHL, D. A.; SOGIN, M. L.; PACE, N. R. RAPID Determination of 16s Ribosomal RNA Sequences for Phylogenetic Analyses. **Proceedings of the National Academy of Sciences** of the USA, 82, 6955–6959, 1985.

MUYZER, G., BRINKHOFF, T., NÜBEL, U., SANTEGOEDS, C., SCHÄFER, H., WAWER, C. (1998). Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) in microbial ecology. IN **Molecular Microbial Ecology Manual**. London: Kluwer Academic Publishers, p.1-27.

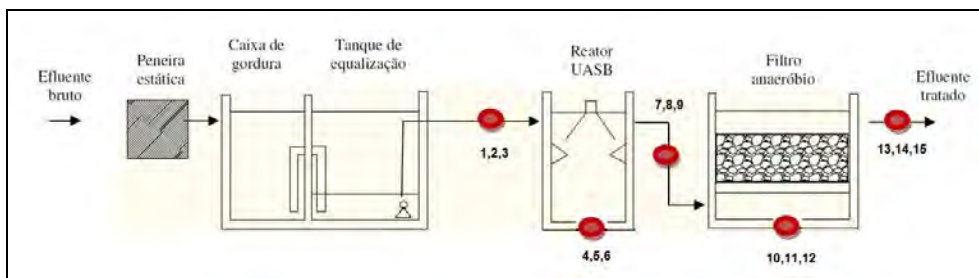


Figura 1. Principais etapas do sistema de reatores anaeróbios de dois estágios utilizado no tratamento de efluentes de abatedouro de frangos. Os círculos em vermelho indicam os pontos utilizados para coleta das amostras: 1, 2, 3 (Pré UASB); 4, 5, 6 (Lodo UASB); 7, 8, 9 (Pós UASB / Pré Filtro); amostras 10, 11, 12 (Lodo Filtro) e 13, 14, 15 (Pós Filtro).

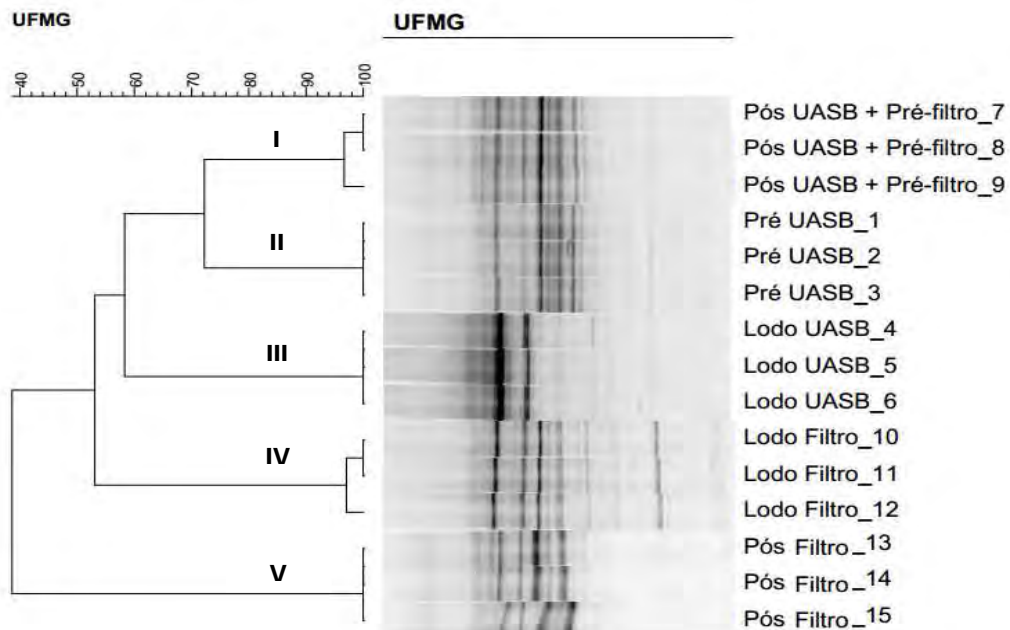


Figura 2. Dendrograma de similaridade do perfil do 16S rDNA PCR-DGGE de amostras coletadas em diferentes etapas do sistema de reatores anaeróbios de dois estágios utilizado no tratamento de efluentes de abatedouro de frangos.

AVALIAÇÃO DA AERAÇÃO EM BIORRETORES HETEROTRÓFICOS MICROALGAIS PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS

Cristina Neves¹; Alberto Meireles dos Santos¹; Mariana Manzoni Maroneze¹; Aline Meireles dos Santos¹; Leila Queiroz Zepka¹, Maria Isabel Queiroz², Eduardo Jacob Lopes¹

¹Departamento de Tecnologia e Ciência de Alimentos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil

²Escola de Química e Alimentos, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), 96201-900, Rio Grande, RS, Brasil

e-mail: cristina.tca@hotmail.com

RESUMO: O objetivo do trabalho foi avaliar a necessidade de aeração em biorreatores heterotróficos microalgais no tratamento de efluentes do abate e processamento de bovinos. Os resultados obtidos demonstraram ligeiros ganhos de desempenho em crescimento celular e consumo de substratos para vazões por unidade de volume de 1,5VVM. Um comportamento pronunciadamente similar foi constatado nas condições de 0,5 e 1VVM. Desta forma, vazões por unidade de volume (Q/V) de 0,5VVM serão consideradas como a condição de equilíbrio para a operação do biorreator heterotrófico, uma vez que resultará em menores requerimentos de potência para a operação do processo.

Palavras-Chave: aeração, água residuária, biorreator, *Phormidium* sp.

EVALUATION OF AERATION IN MICROALGAL HETEROTROPHIC BIOREACTORS IN THE AGROINDUSTRIAL WASTEWATER TREATMENT

ABSTRACT: The aim of this work was to evaluate the performance of aeration in microalgal heterotrophic bioreactors in the abattoir wastewater treatment. The results showed gains slight performance in cell growth and substrate consumption for flow rates per unit volume of 1.5 VVM. In addition, a markedly similar behavior was observed under the conditions of 0.5 and 1 VVM. Thus, flow per unit volume (Q / V) 0.5 VVM be considered the equilibrium condition for the operation of bioreactor heterotrophic, since it will result in smaller power requirements for the operation of the process.

Keywords: aeration, bioreactor, *Phormidium* sp., wastewater

INTRODUÇÃO

A intensificação da produção agroindustrial e a eliminação para o ambiente dos resíduos e águas residuais gerados têm levantado uma série de questões ambientais, incluindo, entre outros problemas, eutrofização e poluição das águas subterrâneas. Por conseguinte, a necessidade de remoção de contaminantes tornou-se ainda mais importante.

Os efluentes agroindustriais apresentam características adequadas para suportar o cultivo de microalgas, pois possuem elevada concentração de material orgânico, nitrogênio e fósforo (Bastos et al., 2010; Rodrigues, et al., 2014). As microalgas são capazes de bioconverter esses nutrientes presentes no efluente. Neste sentido, a sua utilização em efluentes agroindustriais seria uma alternativa de baixo custo em comparação com as formas convencionais de tratamento, onde através de um processo há remoção de três

poluentes simultaneamente (Queiroz et al., 2007; Markou & Georgakakis, 2011; Rasoul-Amini et al., 2014).

No entanto, a utilização de microalgas para tratamento de efluentes agroindustriais não é isenta de problemas, e muita investigação deve ser feita para melhoria destes sistemas. A fase de cultura de um bioprocessamento de microalgas tem a maior carga de energia, e uma parte significativa do consumo de energia está na aeração. Para a produção de bioprodutos a partir de microalgas, é essencial reduzir os requisitos de energia para o processo ser suficientemente energia-positivo e, assim, possível de executar (Jones & Harrison, 2014).

Em face disto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as necessidades de aeração do biorreator heterotrófico microalgal, com base nas transferências de oxigênio para a água residuária associadas à resposta metabólica da *Phormidium autumnale* e consequentemente nos parâmetros cinéticos do bioprocessamento.

MATERIAL E MÉTODOS

Microrganismos, água residuária e biorreator

A microalga utilizada foi a *Phormidium autumnale* obtida a partir de um isolamento de uma área localizada no deserto de Cuarto Cienégas (26° 59' N, 102° 03' W – México). A cultura estoque foi mantida e propagada em agar inclinado, nas condições de 20°C e 1klux. O meio de cultura utilizado foi o meio sintético BGN (Rippka et al., 1979) adicionado de agar-agar na concentração de 15g/L.

O efluente proveniente do abate e processamento de bovinos foi coletado após o tratamento primário (peneira rotativa e equalizador), na estação de tratamento de efluentes da empresa Brasil Foods – BRF, unidade de Concórdia, SC.

O aparato experimental foi constituído de um biorreator do tipo coluna de bolhas, construído em vidro de 0,5mm de espessura, diâmetro interno de 15 cm, altura de 20 cm e 3,5 L de volume de trabalho. O sistema de dispersão de gases do reator constituiu em um difusor de ar de 1,5 cm localizado no centro da base da coluna.

Dados Cinéticos, métodos analíticos e parâmetros cinéticos

Os experimentos foram conduzidos em um biorreator, de coluna de bolhas, operando em batelada, alimentado com 1,5L de efluente, com pH ajustado para 7,5, 100mg/L do inoculo da microalga *Phormidium* sp., temperatura de 25°C, ausência de luminosidade, e aeração contínua de 0,5, 1,0, 1,5 VVM (volume de ar por volume de efluente por minuto).

As amostras foram coletadas em intervalos regulares de 12h e caracterizadas quanto a demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NTK), fósforo total (PO_4^{-3}) e concentração celular. A demanda química de oxigênio, fósforo total e a concentração de nitrogênio total do efluente foram determinados conforme a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). A concentração celular foi determinada gravimetricamente por meio da filtração de um volume conhecido de efluente em filtro de 0,45 μ m de diâmetro.

Os dados de concentração de oxigênio dissolvido foi utilizado para calcular o coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio ($\ln ([C_s - C]/[C_s - C_0]) = - KLa \cdot (t - t_0)$, s^{-1}),

onde C_s é a concentração de oxigênio na saturação (mg/L), C é a concentração de oxigênio em $t=t$ (mg/L), C_0 é a concentração inicial de oxigênio (mg/L), $t-t_0$ é a variação do tempo (s).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os custos operacionais, relacionados à energia necessária aos aeradores e sopradores limita a atratividade comercial de inúmeros bioprocessos. Neste sentido, os projetos tecnológicos têm sido conduzidos na direção da busca do equilíbrio operacional nos biorreatores (Shuler & Kargi, 2001, Tchobanoglous et al., 2003).

Neste sentido, a determinação dos coeficientes volumétricos de transferência de oxigênio, considerando vazões por unidade de volume de 0,5, 1,0 e 1,5VVM estão expressos na Figura 1. Observa-se a partir da análise dos diagramas, a aderência do método dinâmico de determinação do KLa , que pode ser mensurada pelos elevados coeficientes de determinação obtidos (0,97-0,98) nas três condições experimentais. Neste sentido, coeficientes volumétricos de transferência de oxigênio de 0,0019, 0,0019 e 0,0034s⁻¹ foram obtidos para 0,5, 1,0 e 1,5VVM, respectivamente. De acordo com os dados obtidos, observou-se equivalência na transferência de oxigênio em condições de 0,5 e 1VVM, embora em vazões por unidade de volume de 1,5 VVM tenham ocasionado taxas de transferência 44,1% superiores que nas demais condições.

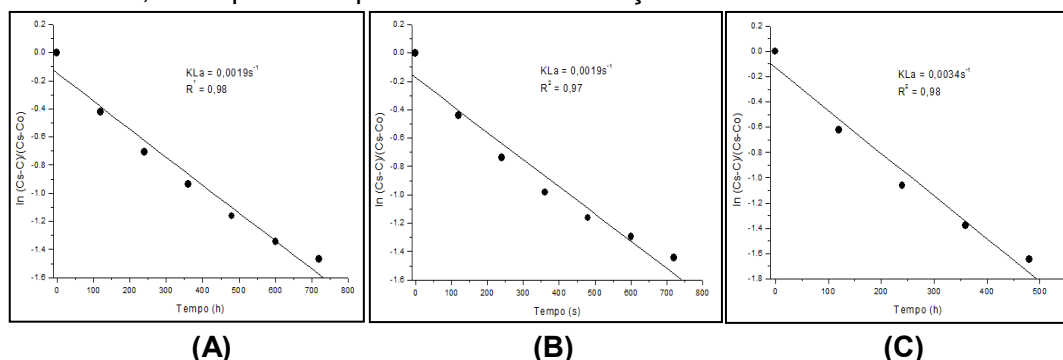


Figura 1. Determinação dos coeficientes volumétricos de transferência de oxigênio (KLa) no biorreator heterotrófico microalgal considerando o efluente do processamento de aves e suínos. (A) 0,5 VVM, (B) 1,0 VVM, (C) 1,5 VVM.

A Figura 2 apresenta as dinâmicas de crescimento celular e consumo de substrato em diferentes vazões por unidade de volume de ar no biorreator heterotrófico com *Phormidium autumnale*. A análise dos perfis demonstra uma similaridade bastante pronunciada nas condições de 0,5 e 1VVM, o que inclui dinâmicas sobrepostas de concentração, como no caso do consumo de fósforo total, que pode ser explicada através da equivalência entre os coeficientes volumétricos de transferência de oxigênio (0,0019s⁻¹), demonstrados na Figura 1. Adicionalmente, constatou-se que em termos de consumo de substrato, independente da vazão por unidade de volume utilizada, as concentrações finais atingiram valores idênticos, refletindo como consequência, eficiências de remoção equivalentes. Por outro lado, em termos de crescimento celular, foi observado um comportamento distinto, uma vez que em vazões de 1,5VVM, houve um melhor desempenho na produção de biomassa por *Phormidium autumnale* a partir do efluente agroindustrial. Este melhor desempenho pode estar relacionado a uma maior

homogeneidade do biorreator, uma vez que a mistura é favorecida pela maior turbulência no escoamento (Jacob-Lopes et al., 2009).

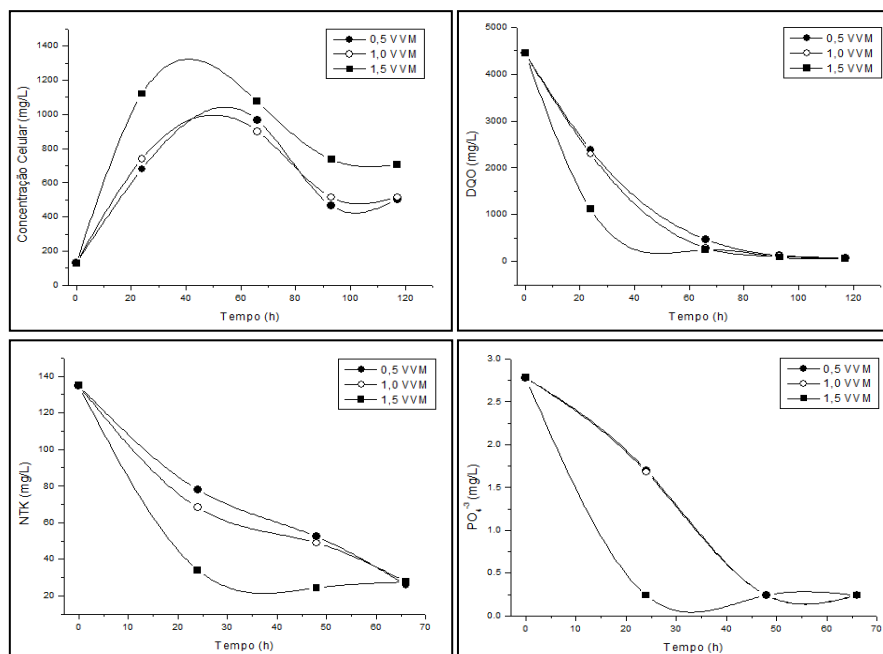


Figura 2. Dinâmicas de crescimento celular e consumo de substrato em diferentes vazões por unidade de volume de ar (Q/V) no biorreator heterotrófico, a partir do efluente da indústria processadora de aves e suínos.

A análise dos gráficos confirma os perfis de crescimento celular e consumo de substratos apresentados na Figura 2, estabelecendo ligeiros ganhos de desempenho para vazões por unidade de volume de 1,5VVM. Adicionalmente, um comportamento pronunciadamente similar foi constatado nas condições de 0,5 e 1VVM. Desta forma, vazões por unidade de volume (Q/V) de 0,5VVM serão consideradas como a condição de equilíbrio para a operação do biorreator heterotrófico, uma vez que resultará em menores requerimentos de potência para a operação do processo.

CONCLUSÃO

Em conclusão, a avaliação das necessidades de aeração do biorreator heterotrófico indicou a possibilidade de transferir oxigênio a taxas de 0,0019, 0,0019 e 0,0034s⁻¹ em vazões por unidade de volume de 0,5, 1,0 e 1,5 VVM, respectivamente. A operação do biorreator nestas condições demonstrou que vazões por unidade de volume de 0,5VVM podem ser consideradas como o ponto de equilíbrio entre desempenho cinético e os requerimentos de potência do sistema.

REFERÊNCIAS

Jones S.M.J., Harrison S.T.L. **Aeration energy requirements for lipid production by *Scenedesmus sp.* in airlift bioreactors.** Algal Research (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2014.03.003>.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de maio de 2015 – Rio de Janeiro – RJ

Mata, T.M.; Melo, A.C.; Simões, M.; Caetano, N.S. **Parametric study of a brewery effluent treatment by microalgae *Scenedesmus obliquus***. *Bioresource Technology*, v.107, p.151–158, 2012.

Ruiz, J.; Álvarez, P.; Arbib, Z.; Garrido, C.; Barragán, J.; Perales, J.A. **Effect of nitrogen and phosphorus concentration on their removal kinetic in treated urban wastewater by *Chlorella vulgaris***. *International Journal of Phytoremediation*, v. 13, p. 884–896, 2011.

INTENSIFICAÇÃO DO PROCESSO DE PRODUÇÃO DE BIOPRODUTOS MICROALGAIS A PARTIR DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

Neves, C.*¹; Maroneze, M.M.¹; Francisco, E.C.²; Ramirez, L.G.¹; Zepka, L.Q.¹; Jacob-Lopes, E.¹

¹*Departamento de Tecnologia e Ciência de Alimentos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil*

²*Universidade de Passo Fundo, Faculdade de Engenharia e Arquitetura (FEAR), curso de Engenharia Ambiental, BR 285, São José, CEP 99052-900, Passo Fundo, Rio Grande do Sul, Brasil
e-mail: jacoblopes@pq.cnpq.br*

RESUMO: O objetivo do trabalho foi desenvolver processos intensivos de produção de biomassa microalgal, a partir de resíduos agroindustriais. Os experimentos foram conduzidos em biorreatores de coluna de bolhas, utilizando a água residuária do processamento de mandioca como meio de cultura, em modos de operação batelada e batelada alimentada. Os resultados indicaram potencial biotecnológico para a produção de bioprodutos microalgais onde evidenciaram-se máximas produtividades em biomassa e produtividades lipídicas na ordem de 53,1 mg/L.h e 7,45 mg/L.h, respectivamente, para os cultivos em batelada.

Palavras-chave: água residuária, lipídeos, microalga.

PROCESS INTENSIFICATION OF MICROALGAL BIOPRODUCTS FROM AGROINDUSTRIAL WASTES

ABSTRACT: The aim this work was to develop intensive processes to production microalgal biomass from agroindustrial wastes. The experiments were performed in bubble column bioreactors, using cassava wastewater as a culture medium, in batch and fed-batch operational modes. The results indicated biotechnological potential for producing microalgal bioproducts which have become apparent in biomass productivity and lipid yield in the order of 53,1 mg/L.h and 7,45 mg/L.h, respectively, for batch growth.

Keywords: wastewater, lipids, microalgae.

INTRODUÇÃO

O interesse no cultivo de microalgas baseia-se na variedade de possibilidades para a sua aplicação. Uma vez que sua biomassa pode ser utilizada na alimentação humana e animal, na produção de energia química, fertilizantes e compostos de química fina (Mata et al., 2010). Além disso, esses micro-organismos possuem capacidade de obtenção de energia a partir do consumo de substratos orgânicos na ausência de luminosidade, em sistemas heterotróficos (Queiroz et al., 2007).

O Brasil é um dos maiores produtores mundiais de mandioca, que é um insumo cuja industrialização resulta em cerca de 7 m³ por kilograma de mandioca processada. Esta água residuária, também conhecida como manipueira é rica em carboidratos e outros compostos orgânicos, apresentando cerca de 5.000 a 15.000 mg/L de demanda química de oxigênio, em paralelo a concentrações de fósforo e nitrogênio de 150 a 200 mg/L e 250 a 300 mg/L, respectivamente. Tais características a tornam uma água residuária com elevado potencial poluidor, embora este material orgânico e nutrientes apresente potencial para ser utilizado como substrato em processos biotecnológicos microalgais (Cappelletti et al., 2011).

Em face disto, o objetivo do trabalho foi desenvolver processos intensivos de produção de biomassa microalgal, a partir de resíduos agroindustriais.

MATERIAL E METODOS

A cianobactéria utilizada foi a *Phormidium* sp., isolada do Deserto Cuatro Ciénegas no México (26°59'N 102°03'W). As culturas da microalga *Phormidium* sp., foram propagadas e mantidas em agar-agar solidificado (20g/L) contendo meio padrão BGN (Rippka et al., 1979). As condições de incubação utilizadas foram de 25°C, densidade de fluxo de fótons de 15 $\mu\text{molm}^{-2}/\text{s}$ e fotoperíodo de 12/12 horas de claro/escuro.

A manípueira foi utilizada como meio de cultura nos experimentos. A água residuária foi obtida a partir da indústria de farinha de mandioca (Garça, SP, Brasil). Foi coletada a partir do ponto de descarga da etapa de prensagem e analisada seguindo o Standard Methods for Examination of the Water and Wastewater (APHA, 2005). A relação carbono/nitrogênio (C/N) e proporção de nitrogênio/fósforo (N/P) foram calculadas através de COD, N-NTK e P-PO₃⁴⁻ e ajustados, se necessário com a diluição da manípueira na água.

O sistema em batelada e batelada alimentada foram conduzidos em um biorreator de coluna de bolhas, com volume útil de 2L, concentração inicial do inóculo de 100 mg/L, temperatura de 30°C, relação carbono/nitrogênio (C/N) de 68, pH de 7,6, aeração de 1 VVM (volume de ar por volume de cultura por minuto) e ausência de luz. Os cultivos em batelada alimentada tiveram alimentação com manípueira iniciada quando a concentração de carbono orgânico atingiu 6.000 mg/L

As amostras foram coletadas de forma asséptica numa câmara de fluxo laminar, previamente esterilizada. A concentração celular, a dinâmica de pH e o consumo de carbono orgânico foram monitorados a cada 24 horas durante as fases de crescimento do microrganismo. Os experimentos foram realizados em duplicata e os dados cinéticos referem-se à média de quatro repetições.

A dinâmica de pH foi determinada por potenciômetro (Mettler-Toledo, São Paulo-SP, Brasil). A concentração celular foi avaliada por gravimetria, filtrando um volume conhecido de meio de cultura através de um filtro de membrana de 0,45 μm (Millex FG®, Billerica, MA, EUA), seco a 60°C durante 24 h. A concentração de carbono orgânico foi expressa em termos de demanda química de oxigênio (DQO) analisado de acordo com o método colorimétrico do refluxo fechado (APHA, 2005). A fração de lipídeos foi extraída a partir da biomassa pelo método de Bligh & Dyer (1959).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os efluentes das indústrias de alimentos apresentam grande variabilidade no que se refere à composição química, devido às diferentes matérias-primas e tipos de processos envolvidos. São caracterizados pelo alto conteúdo de compostos carbonados, nitrogenados e fosforados (Wang et al., 2005). Neste sentido, a composição físico-química do efluente da indústria de mandioca é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Composição da água residuária da indústria de mandioca.

Parâmetros	Valores
pH	5,47±0,05
DQO (mg/L)	24.000±353,55
N-TKN (mg/L)	250±14,15
P-PO ₄ ⁻³	166,48±11,65
ST (mg/L)	35.410±289,91
SS (mg/L)	25.315±222,74
SV (mg/L)	10.095±137,88
C/N	96±4,24
N/P	1,50±0,07

Em termos cinéticos, a Tabela 2 apresenta os parâmetros de desempenho obtidos nos cultivos de *Phormidium* sp. em manipueira.

Tabela 2. Parâmetros cinéticos em diferentes sistemas de operação.

Sistema operacional	r _s (mg/L.h)	Y _{x/s} (mg/mg)	X (%)	X _{máx} (mg/L)	P _x (mg/L.h)	Lipídeos (%)	P _L (mg/L.h)
Batelada	102,5	0,52	66,1	5.200	53,1	14,03	7,45
Batelada alimentada	105,1	0,39	78,7	12.010	35,1	9,06	2,32

r_s: taxa do consumo de substrato, Y_{x/s}: coeficiente de rendimento do substrato, X: conversão de carbono, X_{máx}: concentração máxima de células, P_x: produtividade em biomassa, P_L: produtividade lipídica,

A análise dos dados em sistemas em batelada e batelada alimentada apresentaram taxas de consumo do substrato de 102,5 mg/L.h e 105,1 mg/L.h, conversões de carbono de 66,1% e 78,7% e concentrações máximas de células na ordem de 5.200 mg/L e 12.010 mg/L, respectivamente.

Os sistemas em batelada e batelada alimentada indicaram a possibilidade de obter coeficientes de rendimento do substrato de 0,52 mg_{célula}/mg_{substrato} e 0,39 mg_{célula}/mg_{substrato} e produtividades em biomassa na faixa de 53,1 mg/L.h e 35,1 mg/L.h.

As produtividades em biomassa obtidas no presente estudo de 53,1 mg/L.h para o sistema em batelada e 35,1 mg/L.h para o sistema em batelada alimentada apresentam vantagens quando comparadas a resultados realizados por Bastos (2010) no cultivo de *Aphanthece microscópica Nægeli* em efluente da parboilização de arroz onde se encontrou valores máximos para produtividade em biomassa de 35 mg/L.h.

Os teores de lipídeos de 14,03% e 9,06% e produtividade lipídica de 7,45 mg/L.h e 2,32 mg/L.h, respectivamente, para o sistema em batelada e batelada alimentada, se apresentaram em torno de 5% maior que o encontrado no sistema descontínuo reportado por Francisco et al., (2010) que foi 11,7% para cultivo fotossintético de *Phormidium* sp. Adicionalmente, a produtividade lipídica encontrada está acima dos valores encontrados por Griffiths e Harrison (2009), que avaliaram as produtividades lipídicas produzidas por 25 espécies de microalgas em cultivos fotossintéticos e encontraram valores médios de 0,05 g/L.d.

CONCLUSÃO

O cultivo da microalga *Phormidium* sp. empregando manipueira como fonte de carbono orgânico resultou em valores de produtividades em biomassa de 53,1 mg/L.h e produtividades lipídicas de 7,45 mg/L.h para o sistema operado em batelada, potencializando a exploração deste tipo de processo para a produção de bioprodutos microalgais.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi suportado pela FAPERGS e CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WEF (American Public Health Association, American Waterworks Association. Water Environmental Federation). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** 21st (ed) Prot City Press, Baltimore, Maryland, 2005.
- Bastos, R.G.; Severo, M.; Volpato, G.; Jacob- Lopes, E.; Zepka, L.Q.; Queiroz, M.I. **Bioconversão do nitrogênio do efluente da parboilização do arroz por incorporação em biomassa da cianobactéria *Aphanothece microscópica* Nägeli**. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 5, n. 3, 2010.
- Bligh, E.G.; Dyer, J.W. **A rapid method of total lipid extraction and purification**. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, v.37, p. 911-917, 1959.
- Cappelletti, B. M; Reginatto, V.; Amante, E. R.; Antônio, R. V. **Fermentative production of hydrogen from cassava processing wastewater by *Clostridium acetobutylicum***. *Renewable Energy*, v. 36, p. 3367-3372, 2011.
- Francisco, E.C. Neves, D.B.; Jacob-Lopes, E., Franco, T.T. **Microalgae as feedstock for biodiesel production: Carbon dioxide sequestration, lipid production and biofuel quality**. *J. Chem Technol Biotechnol*, v. 85, p. 395-403, 2010.
- Griffiths, M.J.; Harrison, S.T.L. **Lipid productivity as a key characteristic for choosing algal species for biodiesel production**. *J. ApplPhycol*, v. 21, p. 493-507, 2009.
- Mata, T.M.; Martins, A.A.; Caetano, N.S. **Microalgae for biodiesel production and other application: A review**. *Reviews of Sustainable Energy*, v. 14, p.217-232, 2010.
- Queiroz, M.I.; Jacob-Lopes, E.; Zepka, L.Q.; Bastos, R.; Goldbeck, R. **The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cyanobacteria in a stirred batch reactor**. *Bioresource Technology*. v. 98, n. 98, p. 2163-2169, 2007.
- Rippka, R.; Derueles, J.; Waterbury, J.B.; Herdman, M.; Stanier, R.Y. **Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria**. *Journal of General and Microbiology*, v.111, p.1-61, 1979.
- Wang, Y.; Huang, X.; Yuan, Q. **Nitrogen and carbon removals from food processing wastewater by an anoxic aerobic membrane bioreactor**. *ProcessBiochemistry* , v. 40, n. 5, p. 1733-1739, 2005.

INFLUENCIA DO CONGELAMENTO DA MANIPUEIRA NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS COM ADEQUAÇÃO DA METODOLOGIA DE CIANETO

Reis, S. D.^{1*}; Amorim, C.C. M.²; Damasceno, C.A.¹; Barbosa, P.¹; Montefuso, G.E.N.¹; Silva, R.D.¹.

¹ Graduandas do curso de Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal do Vale do São Francisco Juazeiro, BA. ² Docente, Colegiado de Engenharia Agrícola e Ambiental, Universidade Federal do Vale do São Francisco Juazeiro, BA.

RESUMO: Esse trabalho teve como objetivo avaliar variações das características químicas e físicas da manipueira, efluente oriundo de casas de farinha ou da produção de fécula submetido a congelamento durante o período de 30 dias com adequação de metodologia de determinação do cianeto. Os parâmetros avaliados foram pH, ácidos graxos voláteis, demanda química e biológica de oxigênio, cianeto total, fósforo, nitrogênio e carboidratos em termos de glicose. As análises foram realizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA) da Univasf, Juazeiro/BA, em quadruplicatas, seguindo as recomendações descritas no Standard Methods (AWWA, 1998) e PROSAB. Os resultados mostraram que em condições de congelamento as variações de carga orgânica não foram significativas. Em contrapartida houve uma redução significativa de 57% nos valores de cianeto.

Palavras-chave: acondicionamento, carga orgânica, cianeto total.

INFLUENCE OF FREEZING MANIPUEIRA IN THE PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS OF FITNESS WITH METHODOLOGY CYANIDE

ABSTRACT: This study aimed to evaluate variations of chemical and physical characteristics of cassava, the effluent coming from flour mills or production of starch subjected to freezing during the period of 30 days with appropriateness of methodology for the determination of cyanide. The parameters evaluated of pH, volatile fatty acids, demand chemical and biological oxygen, total cyanide, phosphorus, nitrogen and carbohydrate in terms of glucose. The Analyses were performed at the Laboratory of Environmental Engineering (LEA) of UNIVASF, Juazeiro/BA, in quadruplicate, followed the recommendations described in Standard Methods (AWWA, 1998) and PROSAB. The results show that freezing conditions in organic load variations were not significant. In contrast, there was a significant 57% reduction in the amounts of cyanide.

Keywords: organic loading, stowage, total cyanid.

INTRODUÇÃO

A manipueira, seja oriunda de casas de farinha ou da produção de fécula, apresenta um elevado potencial poluidor atribuído à toxidez e a grande quantidade de matéria orgânica presente na sua composição. Dentre os compostos tóxicos estão os glicosídeos cianogênicos dos quais se destacam a linamarina e lotaustralina que sofrem hidrólise causada pela enzima linamarase originando o ácido cianídrico (HCN) (LIMA, 2010). Essas características da manipueira evidenciam a importância de submetê-la a um tratamento antes de serem descartadas no meio ambiente, tendo sido realizadas nos últimos anos diversas pesquisas visando otimizar seu tratamento antes do descarte, assim como visando obter energia alternativa pela produção de hidrogênio e/ou metano (CHAVALPARIT *et al.*, 2009; LUO *et al.*, 2010; LIED, 2012). Porém, muitas vezes é necessário acondicionar as amostras do efluente durante tais pesquisas por períodos de que podem variar de 8 a 30 dias. A determinação das características químicas e físicas, e a quantificação de cianeto são imprescindíveis para estudos de tratamentos sejam estes físicos, químicos ou biológicos. A metodologia descrita por Essers *et al.* (1993), tem sido uma das mais utilizadas atualmente.

No entanto, para este experimento foram detectadas várias dificuldades durante a execução da mesma, tais como obtenção da curva padrão, semelhança de valores entre as repetições e obtenção e extração da enzima linamarase. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a variação das características físicas e químicas da manipueira submetida ao congelamento por um período de 30 dias e adaptar a metodologia de determinação do cianeto utilizando Essers *et al.* (1993).

MATERIAIS E MÉTODOS

A coleta da amostra de manipueira foi realizada em uma agroindústria localizada em Riacho Sêco, Distrito de Curaçá- BA e a mandioca utilizada na produção da farinha era oriunda de variedades do tipo *brava*. O efluente foi coletado durante a prensagem, em frascos de polietileno de 1 L, acondicionadas e transportadas até o Laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade do Vale do São Francisco. Antes de 24h da coleta foi realizada a caracterização física e química da manipueira denominada como dia zero e, no mesmo dia seis amostras foram armazenadas em frascos de polietileno, com *headspace* de 10% e submetidas a congelamento a -18° C em Freezer, para avaliação da influência do acondicionamento sobre as características da mesma. A cada cinco dias uma das amostras era descongelada e submetida à caracterização, totalizando 30 dias de congelamento. Os parâmetros utilizados para análise físico-química foram pH, por meio de leitura em aparelho digital pHmetro digital MS TECNOPON, nitrogênio (N), fósforo (P), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), cianeto total (CN), ácidos graxos voláteis (AGV) em mg de ácido acético/L, e carboidratos em termos de glicose.

As análises foram realizadas no laboratório de engenharia ambiental (LEA) da Univasf, Juazeiro/BA, em triplicata, seguindo as recomendações descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA, 1998). A análise de glicose seguiu a metodologia modificada pelo Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB).

Metodologia de Determinação de cianeto: triturou-se cerca de 2 g da folha da mandioca utilizando almofariz de porcelana, juntamente com 0,2 g de ácido ascórbico e 0,4g de povinilpirrolidona. Após a formação de uma *massa* foi adicionado 10 mL de tampão pH 6,0, macerou-se e posteriormente adicionou-se mais 10 mL do tampão obtendo-se um mistura bem homogênea, a qual foi submetida a centrifugação a 3500 rpm, a 4° C por 20 minutos. Em seguida foi retirado o sobrenadante e imediatamente adicionou-se 0,1 mL em tubos contendo 0,4 mL do tampão pH 7,0 e 0,1 mL da amostra de manipueira sem diluição. A mistura foi homogeneizada em tubos de 8 mL posteriormente tampados e submetidos ao aquecimento em bloco digestor a 120° C durante 30 minutos. Transcorrido o tempo, adicionou-se 0,6mL de NaOH nos tubos já à temperatura ambiente deixando-os em repouso por cinco minutos. Na sequência foram adicionados 2,8 mL de tampão pH 6, 0,1 mL de cloramina T, submetendo-os a um repouso de cinco minutos em banho de gelo e por fim adicionou-se 0,6mL do reagente de cor que foi preparado a partir de uma dissolução em água destilada de NaOH, 1,3 Dimetilbabitúrico e Ácido isonicotínico, realizando a leitura em espectrofotômetro a 605 nm após 10 minutos. Os valores das absorbâncias foram substituídos na equação de uma curva determinada a partir de solução padrão de cianeto com concentrações conhecidas. Todas as determinações foram efetuadas em quadruplicata.

A análise estatística foi realizada pelo programa computacional ASSISTAT Versão 7.7 (SILVA, 2009), onde foi aplicado análise de variância (ANOVA) e o teste de Skott-knott a 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise de variância evidenciou a normalidade dos dados. Observa-se na Tabela 1, que de modo geral os parâmetros analisados apresentaram valores bastante elevados. O pH se apresentou instável, com decréscimo até ao décimo dia, voltando ao valor inicial no último dia. Pesquisa realizada por Neves (2014) constatou que estabilidade do pH ocorreu após 80 dias de armazenamento sob condições naturais, pois segundo o autor este é um parâmetro que varia em tempo curto, devido às interações químicas que ocorrem ao longo da decomposição da matéria orgânica e dos ácidos. A carga orgânica foi o único fator que apesar de pequenas oscilações não apresentou reduções estatisticamente significativas durante os 30 dias de congelamento. Isso pode ter ocorrido devido as condições impróprias para o processo de degradação biológico, principalmente com relação ao pH que se manteve ácido durante todo o experimento. De acordo com Speece (1996), as faixas de pH ideais são de 5 a 6 para as bactérias acidogênicas e de 6,8 a 7,2 para as metanogênicas. Isso implica que a faixa de pH de 4,48 a 4,57 mantida durante o experimento contribuiu para atuação de bactérias fermentativas e acidogênicas e inibiu as reações metanogênicas, visto que, as fases do processo de digestão anaeróbia estão condicionadas a presença de grupos bacterianos que trabalham em diferentes condições do meio. A análise estatística dos dados permitiu perceber que houve aumento dos AGVs sendo de 100% entre o dia zero e último dia de avaliação, devido a hidrólise e acidogênese dos compostos orgânicos, principalmente dos ácidos cianídricos que apresentou redução de 57%. Apesar do percentual significativo, o teor final de 287,28 mg/L do cianeto ainda é elevado. Teores próximos foram encontrados por Neves (2014) sendo de 257,2 mg/L para cianeto livre na manipueira que após 60 dias de armazenamento em condições naturais apresentou eliminação total do ácido. Para o presente experimento as reduções de cianeto não foram tão acentuadas porque temperaturas mais baixas propiciam pouca volatilização dessas substâncias. As reduções de DQO, DBO e carboidrato foram estatisticamente insignificantes, o que nos mostra a necessidade de estudos mais aprofundados sobre os motivos para tal comportamento desses compostos. Todavia, em pesquisas acuradas na literatura não foi encontrado trabalho semelhante com a manipueira.

O nutriente fósforo apresentou uma redução de 27 %, no entanto o nitrogênio oscilou durante todo o período de armazenamento apresentando sempre aumento quando comparado com o primeiro dia.

CONCLUSÃO

O congelamento da manipueira evidenciou uma crescente produção de ácidos graxos voláteis, possivelmente devido a hidrólise e fermentação dos glicosídeos cianogênicos, decorrentes do pH que se manteve baixo ao longo do armazenamento. Não houve variações significativas na redução de DBO, DQO e carboidrato, visto que a baixa temperatura do congelamento do efluente propiciou a conservação da carga orgânica. Dessa forma, considerando que os parâmetros de carga orgânica e pH mantêm-se praticamente os mesmos, em se tratando da utilização da manipueira em pesquisas laboratoriais os dados sugerem que a mesma pode ser utilizada sem modificação de tais valores mesmo após 30 dias de congelamento. Porém os parâmetros de AGV, P, N e CN sofrem alterações significativas que devem ser consideradas no momento da aplicação da manipueira na pesquisa. Quanto ao cianeto, a adaptação da metodologia mostrou-se promissora principalmente quanto a extração da enzima linamarase.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelas bolsas concedidas e a Universidade Federal do Vale do São Francisco.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20. Ed. American Public Health Association, Washington, DC, 1998.
- CHAVALPARIT, O.; ONGWANDEE, M. Clean technology for the tapioca starch industry in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, Amsterdam, v.17, n.2, 105-110, 2009.
- ESSERS, A.J.A.; BOSVELD, M.; GRIFT, R. M. van der; VORAGEN, A. G. J. Assay for the cyanogens content in cassava products. (Preliminary Version, December, 1993). Department of food Science, Wageningen. Agricultural University, Netherlands. 9p.
- LIED, E. D. Tratamento De Efluente Industrial de Fecularia Utilizando Macrófita Aquática Eichhornia Crassipes e Coagulante Natural. 131 p. Dissertação de Mestrado-Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química-Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo - PR, 2012.
- LIMA, R.A. Tratamento de efluentes líquidos de unidades produtoras de farinha de mandioca. Dissertação. Mestrado em desenvolvimento de processos ambientais. Universidade Católica de Pernambuco. Recife, 2010.
- LUO, G.; Xie, L.; ZOU, Z.; WANG, W.; ZOU, Q.; SHIM, H. Anaerobic treatment of cassava stillage for hydrogen and methane production in continuously stirred tank reactor (CSTR) under high organic loading rate (OLR). *International Journal of Hydrogen Energy*. v.35, p. 1733-1737, 2010.
- NEVES, O. S. C.; SOUZA, S. A. COSTA, A. M. SOUSA, A. L. VIANA, S. E. A. NEVES, F. B. V. Persistência do cianeto e estabilização do pH em manipueira. *Revista Brasileira de Tecnologia Agroindustrial*, v. 8, n. 1, 2014.
- PINTO, P. H. M.; CABELLO, C. Tratamento de manipueira de fecularia em biodigestor anaeróbico para disposição em corpo receptor, rede pública ou uso em fertirrigação. *Energia na Agricultura*, v. 26, n. 3, 2011.
- SILVA, F. de A. S. & AZEVEDO, C. A. V. de. Principal Components Analysis in the Software Assisat-Statistical Attendance. In: WORL CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 7, Reno-NV-USA: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2009.
- SPEECE, R. E. Toxicity response. In: SPEECE, R.E. (Ed.) Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Vanderbilt University, Archae Press, USA, 1996. p. 245-286.

Tabela 1. Análise da influência do congelamento da manipueira

Parâmetro	Dia 0	5° dia	10° dia	15° dia	20° dia	25° dia	30° dia
pH	4,53 b	4,53 b	4,48 c	4,57 a	4,55 a	4,50 c	4,54 b
AGV (mg.H.Ac/L)	2.963,1 e	5.599,8 c	5.308,8 d	6.915,9 a	7.095,9 a	6.818,2 b	6.608,0 b
DQO (mg/L)	23.591,7 a	21.143,5 b	23.475,1 a	23.416,8 a	21.085,2 b	24.466,1 a	24.087,2 a
DBO (mg/L)	15.355,6 a	14.162,5 a	16.039,7 a	14.415,7 a	14.417,7 a	15.994,5 a	15.662,8 a
P (mg/L)	14.945,0 a	3.732,7 c	3.600,5 c	4.369,6 c	6.280,4 b	15.858,3 a	4.153,3 c
N (mg/L)	57,1 d	147,0 a	139,6 a	144,5 a	141,9 a	88,3 b	73,3 c
N(mg/L)	503,7 a	448,8 b	178,0 c	244,2 b	237,7 b	95,9 c	287,3 b
Carboidrato (mg/L)	24.140,5 a	25.048,3 a	14.747,1 d	23.057,9 a	20.341,5 c	22.264,5 b	24.026,23 ^a

* As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Skott.

DETERMINAÇÃO DE AGV PELOS MÉTODOS KAPP, DILLALO E DILLALO MODIFICADO EM AMOSTRAS DE EFLUENTE DE CASAS DE FARINHA

NUNES, A.C.D.^{*1}; AMORIM, M.C.²; REIS, S.R.¹; TORRES, P.T.T.¹; BARBOSA, P. S.¹; SOUZA, R.M.A.¹;

¹Graduandos do curso de Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal do Vale do São Francisco, ²Docente Colegiado de Engenharia Agrícola e Ambiental Juazeiro-BA-Brasil.
e-mail: anadamasceno@hotmail.com.br

RESUMO: O presente trabalho compara diferentes metodologias de determinação de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) para efluentes de casas de farinha, manipueira, logo após a sua produção e oriunda de frascos reatores de experimentos de biodegradação. Avaliou-se as metodologias de Kapp, DiLallo e DiLallo Modificado, verificando se havia diferenças significativas ao centrifugar ou não centrifugar as amostras em cada método analisado. Foi aplicado estatística utilizando o programa SISVAR com o nível de confiança de 0,05, concluindo-se que apesar de resultados diferentes não houve diferenças estatisticamente significativas entre as metodologias testadas. Diante dos estudos recomendou-se então a adoção da metodologia de Kapp sem a necessidade de centrifugar a amostra, pela sua simplicidade.

Palavras-Chave: Manipueira, Ácidos Graxos Voláteis, Biodegradação.

DETERMINATION OF AGV FOR THE METHODS KAPP, DILLALO AND MODIFY DILLALO IN SAMPLES OF REACTORES AND CASSAVA WASTEWATER

ABSTRACT: The present study compares different methods of volatile fatty acids - AGV for cassava in its raw state and in three reactors with different biomass concentrations. The aim of this study was to compare Kapp, Dilallo and Dilallo Modified methodologies for analysis of VFA, checking if there is a significant difference to spin or not to spin the sample in each method analyzed. The statistic used to SISVAR program with a confidence level of 0.05, in which it is concluded that despite the different results there were no significant differences between the samples compared to the methodologies adopted was applied. Before the studies were recommended the adoption of the methodology kapp without centrifuging the sample.

Key Words: Cassava Wastewater, Volatile Fatty Acids, Biodegradation

INTRODUÇÃO

A manipueira é um efluente oriundo da produção de farinha, gerado na prensagem das raízes da mandioca ralada, que contém altas cargas orgânicas e tóxica devido ao cianeto (NASU *et al.*, 2010). Em tratamento de águas residuárias agroindustriais pode-se utilizar processos de digestão anaeróbia, um processo complexo que entre suas reações formam os ácidos graxos voláteis (AGV) (RIBAS *et al.*, 2007), principais produtos formados pelo consórcio de bactérias acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas que atuam na digestão anaeróbia, sendo um indicador da eficiência de tratamento (CHERNICHARO, 1997). Diversos procedimentos foram desenvolvidos para análise de AGV, entre eles os métodos cromatográficos, de grande acurácia, porém com maiores custos econômicos (MESQUITA *et al.*, 2013). No Brasil tem-se utilizado o método de DiLallo, Kapp e DiLallo Modificado, que expressam os valores de AGV em termos de mg CH₃COOH/L (mg HAc/L) (CAVALCANTI e HAANDEL, 2001).

Dessa forma, e considerando que os estudos e pesquisas das metodologias de análise do AGV (RIBAS *et al.*, 2007) são, em grande parte com esgotos sanitários, o objetivo desse trabalho foi comparar as metodologias Kapp, DiLallo e DiLallo Modificado

para a análise de AGV em amostras de manipueira verificando se há diferença significativa entre as metodologias tendo como base estudos de Ribas *et al.* (2007).

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade do Vale do São Francisco, em maio de 2014. Foram utilizadas dois tipos de manipueira. O primeiro foi a manipueira em seu estado bruto, coletada logo abaixo da prensa na casa de farinha. O outro tipo foi a manipueira oriunda de frascos reatores de 1,0 L, utilizados em uma pesquisa de biodegradação anaeróbia sob três diferentes concentrações de biomassa, totalizando assim, três amostras (A1, A2 e A3). Ambas as manipueiras foram oriundas da cidade de Santa Maria da Boa Vista, PE. Além de comparar as metodologias, também foram testadas com e sem centrifugação da amostra, na busca de se obter ainda mais simplicidade nas análises. As metodologias compiladas de Kapp, DiLallo e DiLallo Modificado utilizadas são apresentadas como segue:

Kapp: Registrar o pH inicial da amostra. Titular com H_2SO_4 a 0,02 N e registrar o volume gasto até atingir pH 5, continuar titulação até pH 4,3 e registrar o volume acumulado da solução titulante. Concluir a titulação até pH 4 e registrar volume total acumulado.

$$AGV \left(\text{mg} \frac{\text{HAC}}{\text{L}} \right) = \frac{131340 \times N_{Ac} \times V_{Ac} (\text{pH } 5 - \text{pH } 4)}{V_{Amostra}} - (0,00616AT) - 10,9 \quad (1)$$

$$AT \left(\text{mg} \text{CaCO}_3/\text{L} \right) = \frac{V_{Ac} (\text{pH } 4,3) \times 50000 \times N_{Ac}}{V_{Amostra}} \quad (2)$$

DilaLlo: Centrifugar a amostra a 3000 RPM por 15 minutos, registrar o pH inicial da de 25 mL do sobrenadante; iniciar a titulação com H_2SO_4 a 0,2 N e registrar o volume gasto até atingir pH 3, em seguida deixar em ebulição por 5 minutos. Iniciar a titulação com NaOH 0,2 N até o pH 4 e anotar o volume gasto. Continuar titulação até pH 7 e anotar o volume gasto.

$$AAV \left(\text{mg} \frac{\text{CaCO}_3}{\text{L}} \right) = \frac{N_B \times V_B \times 50000}{V_{Amostra}} \quad (3)$$

$$AGV \left(\text{mg} \frac{\text{HAc}}{\text{L}} \right) = F \times 0,83 \times (AAV) \quad (4)$$

DilaLlo Modificado: Mesmo procedimento que DiLlalo modificado, porém aplicando a seguinte equação:

$$AGV \left(\text{mg} \frac{\text{HAc}}{\text{L}} \right) = 1,41 \times AAV \quad (5)$$

Assim, para a manipueira bruta foram aplicados seis tratamentos: T1: metodologia de Kapp sem modificação (sem aplicação da centrifugação da amostra); T2: metodologia de Kapp com modificação (incluindo pré centrifugação da amostra a 3000 RPM por 15 minutos antes de iniciar o procedimento); T3: DilaLlo sem modificação; T4: DilaLlo com modificação (não centrifugando a amostra); T5: DilaLlo Modificado ; T6: DilaLlo Modificado sem modificação (sem centrifugação), conforme Tabela 1. Para a manipueira dos frascos reatores foram aplicados os tratamentos Kapp (T1), DilaLlo (T3), e DilaLlo Modificado (T5) no intuito de verificar possíveis diferenças significativas entre os métodos, sem modifica-los. Os dados foram compilados no Programa *Excel* e a análise estatística utilizou o programa SISVAR com o nível de confiança de 0,05%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores dos resultados obtidos em cada tratamento para a manipueira estão dispostos na Tabela 1. Percebe-se que em todos nos métodos analisados os valores de AGV da amostra quando centrifugado são menores, provavelmente por parte dos ácidos graxos decantarem ao serem centrifugados. No método de Kapp, quando a amostra foi centrifugada, apresentou os menores valores de AGV, de acordo com Cavalcanti e Haandel (2001) esse método verifica a capacidade de aceitar prótons, principalmente aos sistemas de AGV e carbônico ($\text{HCO}_3^-/\text{H}_2\text{CO}_3$) e que outros sistemas ácido/base não tem muita relevância. Logo, esses sistemas não foram levados em consideração, no método de Kapp seria detectado os ácidos graxos voláteis entre os valores de pH 5 e 4, como os ácidos acético, propionico, butírico e valérico que se situam em torno de 4,75. No método de DiLallo e de DiLallo Modificado se esperava uma redução dos valores de AGV maior comparado com o método de Kapp, já que com a ebulição da amostra pode haver perdas. Isso pode ter ocorrido, pois a concentração de íon bicarbonato pode ser afetada e os ácidos orgânicos por serem voláteis com o ponto de ebulição em torno de 100°C, não iriam reagir com as titulações e não serão detectados, além do tempo de espera de resfriamento para realizar a próxima titulação. Porém os valores de AGV de DiLallo e DiLallo Modificado foram maior, pois as amostras estiveram a uma temperatura máxima de 70°C durante 5 minutos. Segundo Dillalo e Albertson (1961), essa é a metodologia mais indicada para a determinação do AGV.

A Tabela 2 mostra os resultados de AGV da manipueira nos frascos reatores, para as diferentes concentrações de biomassa aplicadas na pesquisa. Nos frascos reatores os valores de Kaap em todas as concentrações apresentaram o maior valor, provavelmente por não sofrer influência da temperatura quando submetido a ebulição.

Em todas as situações não houve diferença significativa com o nível de confiança de 0,05. Cavalcanti e Haandel (2001), fizeram a comparação entre os métodos Kapp, DiLallo e DiLallo Modificado para a determinação de AGV e recomendou o método de Kapp para monitorar o processo de digestão anaeróbia do esgoto, devido ao aspecto de equivalência entre os processos, tempo e simplicidade de execução desse método. RIBAS *et al.* (2007) comparou diferentes métodos de ácidos graxos voláteis de amostras de esgotos com diferentes concentrações de ácidos orgânicos e de base, e constatou que o método de Kapp apresentou os melhores resultados quando comparados aos valores obtidos pela cromatografia. Ambos os autores consideram o método de Kapp bastante promissor para o monitoramento do tratamento do esgoto. Para acompanhar a digestão anaeróbia do efluente manipueira, o tratamento de Kapp é o mais adequado, pois comparado com as demais metodologias analisadas é de mais rápida execução e maior simplicidade, pois não apresenta necessidade de centrifugação e ebulição da amostra, além de ser equivalente as demais metodologias de acordo com Tukey a 0,05.

CONCLUSÃO

Uma vez que, para os tratamentos adotados não houve estatisticamente diferenças significativas nos valores de ácidos graxos dentro do nível de significância de 0,05, sendo este o método de menor tempo de execução e reduzidos procedimentos, recomenda-se o método de Kapp sem modificá-lo, ou seja, sem cetrifugar a amostra para monitorar os ácidos graxos voláteis, tanto da manipueira bruta quanto da manipueira após degradação nos frascos reatores.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Pernambuco (FACEPE) e a Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C.A. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbicos sob estresse, causas e estratégias de controle.** Engenharia Sanitária Ambiental, v.10, n.2, p. 152-161

CAVALCANTI, P.F.; HAANDEL, A. V. **Comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e DiLlalo para de determinação da alcalinidade e AGV.** Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbicos: aspectos P858 metodológicos / Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coordenador), Belo Horizonte: [s.n.], 2001.118 p.: il., graf., tab. Projeto PROSAB.

DILLALO, R; ALBERTSON, O.E. **Volatile acids by direct titration.** Journal Water Pollution Control Federation, v. 33, n.4, p.350-364

CHERNICHARO, C.A.de L. **Reatores anaeróbicos** - 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.380 p. – (Princípios do tratamento Biológico de água Residuárias; 5)

MESQUITA, P. da L.; AFONSO, R. J.de C.; AQUINO, S. F.; LEITE, G. de S. **Validação de método de cromatografia líquida para a determinação de sete ácidos graxos voláteis intermediários da digestão anaeróbica.** Engenharia Sanitária e Ambiental. v.18 n.4, out/dez 2013, 295-302.

NASU, E. G.C.; Pires, E.; Formentini, H. M.; Furlanetto C. **Efeito de manipueira sobre *Meloidogyne incognita* em ensaios in vitro e em tomateiros em casa de vegetação.** Trop. Plant Pathol. vol.35 n.1 Brasília jan./fev. 2010.

RIBAS, M. M.F.; MORAES, E.M.; FORESTI, E. **Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade e bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbicos.** Engenharia Sanitária Ambiental. vol.12, n. 3, jul/set 2007, 240-246.

Tabela 01: Ácidos Graxos Volatéis da Manipueira sem tratamento

Metodologia	AGV cent	AGV n cent
Kapp	4451,8 a	4532,1 a
Dilallo	4828,8 a	4980,9 a
Dilallo Modificado	7404,4 a	7637,8 a

Tabela 02: Ácidos Graxos Volatéis da Manipueira degradada nos frascos reatores

Metodologia	C1	C2	C3
Kapp (T1)	3446,4 a	3742,5 a	4683,7 a
Dilallo (T3)	2203,4 a	2386 a	2958,1 a
Dilallo Modificado (T5)	3378,7 a	3658,7 a	4568,4 a

REDUÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES APÓS A COBIOGESTÃO ANAERÓBIA DE CAMA E DEJETOS DE OVINOS

Santos, F.T.¹; Cestonaro, T.²; Costa, M.S.S.³; Costa, L.A.M.⁴; Rozatti, V.C.⁵

¹Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, ²Discente do programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais, ³Docente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, ⁴Pós Doutor em Agronomia – Bolsista RHA/CNPq, ⁵Discente da graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
e-mail: francielly_torres@hotmail.com

RESUMO: O objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência da redução de coliformes totais e termotolerantes após a cobiodigestão anaeróbia de resíduos da ovinocultura de corte. Avaliou-se o efeito de dois tempos de retenção hidráulica (50 e 83 dias), dois teores de sólidos totais (4 e 6%) e duas quantidades de inóculo (10 e 15%), após a separação da fração sólida com água residuária do abate das ovelhas, no sistema batelada. O processo de cobiodigestão anaeróbia reduz em mais de 99% o número de coliformes totais e termotolerantes dos biofertilizantes obtidos de cama e dejetos de ovinos de corte.

Palavras-Chave: *Escherichia coli*, sanitização de biofertilizante, estabilização de dejetos.

ANAEROBIC DIGESTION REDUCTION IN COLIFORMS TOTAL AND THERMOTOLERANT MANURE CATTLE AND SHEEP

ABSTRACT: The objective of this study was to evaluate the efficiency of the reduction of total and thermotolerant coliform after anaerobic digestion of waste cutting the sheep industry. We evaluated the effect of two hydraulic retention times (50 and 83 days), two total solids (4 and 6%) and two amounts of inoculum (10 and 15%), after separation of the solid fraction in system anaerobic Digestion of batch. The process of anaerobic digestion reduces by more than 99% of the number the total and thermotolerant coliforms of biofertilizers obtained bedding and manure of sheep cutting.

Key Words: *Escherichia coli*, sanitization biofertilizer, waste stabilization

INTRODUÇÃO

A procura por carne ovina vem crescendo consideravelmente no Brasil, sendo que a demanda mostra-se superior à oferta (REGO NETO *et al.*, 2014), pois o rebanho de ovinos é, consideravelmente, pequeno em comparação ao rebanho bovino e outros animais. Segundo o IBGE (2014) o Brasil apresentou em 2012 um rebanho de 16.789.492 cabeças de ovinos, enquanto o rebanho de bovinos contou com 211.279.082 cabeças. A ovinocultura tem maior representatividade nos Estados da Bahia, Ceará, Piauí, Pernambuco, Rio grande do Norte, Rio Grande do Sul, Paraná e Mato Grosso do Sul. O Estado do Rio Grande do sul conta com 35 mil ovinocultores (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2014). A produção de ovinos de corte demonstra-se com potencial de crescimento no sistema de confinamento. No entanto, no confinamento de animais são gerados além dos dejetos, cama com dejeções e restos de alimentação que são utilizados ou depositados indevidamente no meio ambiente (RIBEIRO *et al.*, 2007). É necessário um controle e tratamento adequado para os resíduos gerados nas cadeias produtivas de animais de corte. A mitigação dos impactos ambientais causados pelos resíduos gerados durante a produção de proteína animal pode ocorrer por meio de sistemas de reciclagem de nutrientes presentes nos resíduos. Um desses sistemas diz

respeito à biodigestão anaeróbia que, além de produzir o biogás e o biofertilizante, age como sanitizante de micro-organismos patogênicos presentes nos dejetos (AMARAL *et al.*, 2000; AL-MARSI, 2001). Devido a preocupação com as enterobactérias patogênicas presente nos dejetos de animais, se faz necessário que o sistema utilizado para tratar os dejetos garanta a redução ou a eliminação de micro-organismos patogênicos, como os coliformes totais e termotolerantes (AMARAL *et al.*, 2000). Diante do exposto, o presente trabalho tem o objetivo de avaliar a eficiência da redução de coliformes totais e termotolerantes em biofertilizantes obtidos pelo processo de cobiodigestão anaeróbia de cama e dejetos de ovinos com a água residuária do abate dos animais, após o processo de separação da fração sólida.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em biodigestores verticais em sistema de abastecimento em batelada localizados no Laboratório de Análises de Resíduos Agroindustriais da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE – *Campus Cascavel*. O processo de biodigestão ocorreu no período de fevereiro a abril de 2012. Para a constituição do substrato, utilizou-se uma mistura de 70% de cama de ovinos e 30% de dejetos de ovinos (cibalas). Adicionou-se a esta mistura, água residuária do abate dos ovinos e após 24 horas, procedeu-se à separação da fração sólida com uso de peneiras. Os biodigestores foram alimentados apenas com a fração líquida resultante. Definiram-se oito tratamentos e três repetições por tratamento. As condições testadas no processo de co-biodigestão anaeróbia foram dois tempos de retenção hidráulica (50 e 83 dias), duas quantidades de sólidos totais na entrada (ST) (4 e 6%) e duas quantidades de biofertilizante atuando como inóculo (10 e 15%). Os tratamentos foram definidos da seguinte forma, T₁ (50 dias de RH, 4% de ST, 15% de inóculo); T₂ (50 dias de RH, 4% de ST, 10% de inóculo); T₃ (83 dias de RH, 4% de ST, 15% de inóculo); T₄ (50 dias de RH, 4% de ST, 10% de inóculo); T₅ (50 dias de RH, 6% de ST, 15% de inóculo); T₆ (50 dias de RH, 6% de ST, 10% de inóculo); T₇ (83 dias de RH, 6% de ST, 15% de inóculo); T₈ (60 dias de RH, 6% de ST, 10% de inóculo). As determinações de coliformes totais e termotolerantes foram realizadas de acordo com a metodologia APHA (2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios de coliformes totais e termotolerantes nos biofertilizantes provenientes da codigestão anaeróbia da cama e dejetos de ovinos com água residuária do abate, estão apresentados nas Tabelas 1 e 2, respectivamente. Aos 50 e aos 83 dias de retenção hidráulica ocorreu a redução das enterobactérias em 99% em todos os tratamentos avaliados, confirmando a eficácia do processo anaeróbio na redução de coliformes independente do tempo de retenção hidráulica, quantidade de sólidos totais e quantidade de inóculo. Abreu *et al.* (2010) ao avaliar adubos orgânicos na nutrição de alface, concluíram que não houve contaminação por coliformes totais e termotolerantes. Sendo assim, quando os dejetos de animais passam por processos de estabilização e eliminação de patógenos, estes dejetos podem ser considerados sanitizados. Amaral *et al.* (2000) ao submeterem dejetos de bovinos e aves de postura em diferentes tempos de retenção hidráulica, nos sistemas de batelada e contínuo obtiveram mais de 99% de redução de coliformes totais e termotolerantes. Amorim *et al.* (2004) avaliaram o efeito das estações do ano sobre a digestão anaeróbia de resíduos de caprinos em biodigestores de batelada. Os autores verificaram que os índices do número de coliformes não sofreram efeitos estatísticos nas estações do ano, pois ocorreu redução de 99,99% para coliformes totais (nas quatro estações) e coliformes termotolerantes (verão e outono), e de 100% para coliformes termotolerantes, nas estações de inverno e primavera.

CONCLUSÃO

O processo de biodigestão anaeróbia reduz em mais de 99% os coliformes totais e termotolerantes de biofertilizantes obtidos dos resíduos da ovinocultura de corte.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, I.M.O; JUNQUEIRA, A.M.R.; PEIXOTO, J.R.; OLIVEIRA, S.A. Qualidade microbiológica e produtividade de alface sob adubação química e orgânica. **Revista Ciências e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v.30, p. 108-118, 2010.
- AL-MASRI, M.R. Changes in biogas production due different ratios of some animal and agricultural wastes. **Bioresource Technology**, v.77, n.1, p.97-100, 2001.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed., Washington:APHA, 2012. 1496 p.
- AMARAL, L.A.; SCHOCKEN, D.B.L; LUCAS JR, J. Redução de Bactérias Indicadoras de Poluição Fecal em Estrume de Aves de Postura Tratados por Biodigestão Anaeróbia **Revista Brasileira de ciências avícolas**. v.2,n.1, Campinas, 2000.
- AMORIM, A.C.; LUCAS JÚNIOR, J.L.; RESENDE, K.T. Biodigestão anaeróbia de dejetos caprinos obtidos nas diferentes estações do ano. **Revista Engenharia Agrícola**, v.24, n.1, p.16-24, 2004.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Pecuária Municipal. 2014. Disponível em:
<<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/default.asp?t=2&z=t&o=24&u1=1&u2=1&u3=1&u4=1&u5=1&u6=1&u7=1>> Acesso em 14 de nov de 2014.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2014. Caprinos e ovinos. <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/caprinos-e-ovinos> Acesso em 14 de nov de 2014.
- REGO NETO, A.A.; SARMENTO, J.L.R.; SANTOS, N.P.S.; BIAGIOTTI, D.; SANTOS, G.V.dos; CAMPELO, J.E.G.; SENA, L.S.; FIGUEIREDO FILHO, L.A.S. Estrutura e distribuição geográfica do rebanho de ovinos Santa Inês no Estado do Piauí. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v.15, n.2, p. 272-280, 2014.
- RIBEIRO, G.M.; SAMPAIO, A.A.M.; FERNANDES, A.R.M.; HENRIQUE, W.; SUGOHARA, A.; AMORIM, A.C. Efeito da fonte protéica e do processamento físico do concentrado sobre a terminação de bovinos jovens confinados e o impacto ambiental dos dejetos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.36, n.6, p.2082-2091, 2007.

Tabela 1. Valores médios do Número mais Provável (NMP) de coliformes totais e porcentagem de redução desses micro-organismos nas amostras de afluentes e efluentes de biodigestão

	Afluente (NMP mL ⁻¹)	Tempo de retenção			
		50 dias		83 dias	
		(NMP mL ⁻¹)	%Redução	(NMP mL ⁻¹)	%Redução
T ₁	2,1 x 10 ⁹	36	99,99	>3	>99,99
T ₂	2,4 x 10 ⁹	36	99,99	12	99,99
T ₃	2,4 x 10 ⁹	92	99,99	>3	>99,99
T ₄	4,6 x 10 ⁹	430	99,99	240	99,99
T ₅	1,1 x 10 ⁹	430	99,99	>3	>99,99
T ₆	2,1 x 10 ⁸	930	99,99	15	99,99
T ₇	4,6 x 10 ⁹	>3	>99,99	>3	>99,99
T ₈	4,6 x 10 ⁹	36	99,99	>3	>99,99

T₁ (50 dias de RH, 4% de ST, 15% de inóculo). T₂ (50 dias de RH, 4% de ST, 10% de inóculo). T₃ (83 dias de RH, 4% de ST, 15% de inóculo). T₄ (50 dias de RH, 4% de ST, 10% de inóculo). T₅ (50 dias de RH, 6% de ST, 15% de inóculo). T₆ (50 dias de RH, 6% de ST, 10% de inóculo). T₇ (83 dias de RH, 6% de ST, 15% de inóculo). T₈ (60 dias de RH, 6% de ST, 10% de inóculo).

Tabela 2. Valores médios do Número mais Provável (NMP) de coliformes termotolerantes e porcentagem de redução desses micro-organismos nas amostras de afluentes e efluentes de biodigestão

	Afluente (NMP mL ⁻¹)	Tempo de retenção			
		50 dias		83 dias	
		(NMP mL ⁻¹)	%Redução	(NMP mL ⁻¹)	%Redução
T ₁	2,1 x 10 ⁹	36	99,99	>3	>99,99
T ₂	2,4 x 10 ⁹	36	99,99	>3	>99,99
T ₃	2,4 x 10 ⁹	36	99,99	>3	>99,99
T ₄	4,6 x 10 ⁹	430	99,99	7	99,99
T ₅	1,1 x 10 ⁹	430	99,99	>3	>99,99
T ₆	2,1 x 10 ⁸	930	99,99	15	99,99
T ₇	4,6 x 10 ⁹	>3	>99,99	>3	>99,99
T ₈	4,6 x 10 ⁹	36	99,99	>3	>99,99

T₁ (50 dias de RH, 4% de ST, 15% de inóculo). T₂ (50 dias de RH, 4% de ST, 10% de inóculo). T₃ (83 dias de RH, 4% de ST, 15% de inóculo). T₄ (50 dias de RH, 4% de ST, 10% de inóculo). T₅ (50 dias de RH, 6% de ST, 15% de inóculo). T₆ (50 dias de RH, 6% de ST, 10% de inóculo). T₇ (83 dias de RH, 6% de ST, 15% de inóculo). T₈ (60 dias de RH, 6% de ST, 10% de inóculo).

TOXICIDADE DE BIOFERTILIZANTE OBTIDO PELA CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE CAMA DE FRANGO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA

Araújo, F.C.¹; Santos, F.T. dos^{*1}; Costa, M.S.S. de M.²; Costa, L.A.M. de³; Rozatti, M.A.T⁴
Lorin, H.A.F.¹;

¹Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, ²Docente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, ³Pós Doutor em Agronomia – Bolsista RHAE/CNPq. Discente da graduação em Engenharia Agrícola – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: francielly_torres@hotmail.com

Resumo: Os biofertilizantes avaliados foram provenientes da co-digestão anaeróbia da cama de frango com diferentes números de lotes de produção (6, 7 e 8 lotes) e água residuária da suinocultura, após serem submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica (40, 55 e 175 dias). O objetivo foi verificar a toxicidade dos mesmos utilizando sementes de *lactuca sativa l.* como bio-indicadora. Para tanto, foram utilizadas cinco concentrações, sendo elas 3, 6, 9, 12 e 15% para os tratamentos com TRH de 40 e 55 dias e 4, 8, 12, 16 e 20 % para os tratamentos com TRH de 175 dias. Os tratamentos compostos por sete lotes de cama de frango e 55 dias de retenção hidráulica (T5) e oito lotes de cama de frango e 55 dias de retenção hidráulica (T8), apresentam o IG acima 55%, considerados não tóxicos.

Palavras-chave: *Lactuca sativa L*, efluente, resíduos.

TOXICITY BIOFERTILIZER GOT CHICKEN WITH WATER BED WASTEWATER FROM SWINE

ABSTRACT: The biofertilizers were evaluated from the anaerobic co-digestion of poultry litter with different numbers of production batches (6, 7 and 8 lots) and swine wastewater after being subjected to different hydraulic retention times (40, 55 and 175 days). The aim was to assess the toxicity of these seeds using *lactuca sativa l.* As a bio-indicator. To this end, five concentrations were used, which were 3, 6, 9, 12 and 15% for treatments with HRT of 40 and 55 days 4, 8, 12, 16 and 20% for treatments with HRT of 175 days. The treatments comprised of seven lots of poultry litter and 55 days hydraulic retention (T5) and eight lots of poultry litter and 55 days hydraulic retention (T8), the present IG above 55% are considered non-toxic.

Key Words: *Lactuca sativa L*, effluent, wastes.

INTRODUÇÃO

Os sistemas de produção animal para corte têm sofrido grandes transformações ao longo do tempo, para tentar suprir a demanda por proteína de origem animal. As características e tendências dos sistemas produtivos modernos apontam para um modelo de confinamento em unidades restritas, com aumento de produção (KUNZ, 2007), tanto na criação de aves como suínos. Em conjunto com a produção de carne cresce o montante de resíduos (RIBEIRO *et al.*, 2007). Existem vários processos com a finalidade de tratar os resíduos gerados na produção de suínos e aves (KUNZ *et al.*, 2005; ARAUJO, 2012). Dentre os processos biológicos de tratamento de resíduos pode-se citar a biodigestão anaeróbia. A biodigestão anaeróbia consiste na transformação de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, por meio da ação combinada de micro-organismos que atuam na ausência de oxigênio (DIESEL *et al.*, 2002). Um dos produtos gerados pelo processo de biodigestão é o biofertilizante, rico em nutrientes. No entanto, devido a concentração dos nutrientes presentes nos resíduos, o

biofertilizante pode apresentar-se tóxico às sementes. A toxicidade depende da concentração e das propriedades das substâncias químicas as quais o organismo é exposto e do tempo de exposição (COSTA *et al.*, 2008). Por meio de testes de toxicidade, é possível avaliar o efeito tóxico de efluentes (ANDRADE, 2009). Para avaliação de toxicidade de biofertilizantes são utilizadas sementes de alface. Segundo Vasconcelos (2005), o teste de germinação em placas com alface é o mais sensível aos agentes de toxicidade. A germinação de sementes indicadoras em solução de testes de toxicidade deve atingir valores acima de 55% para que o material testado seja considerado não tóxico (SILVA & VILLAS BÔAS, 2007). O Conselho Canadense do Ministério do Ambiente (CCME) (1996) indica que a germinação de sementes de agrião e alface em extratos aquosos de compostos orgânicos deve atingir valores acima de 80% de germinação em relação ao controle. Diante do exposto, o objetivo do presente estudo foi verificar a toxicidade de biofertilizantes pela co-digestão anaeróbia de cama de frango e água residuária da suinocultura.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA) e Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM), ambos pertencentes a Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE – campus Cascavel. Os biofertilizantes utilizados no teste foram obtidos por meio do processo de co-digestão anaeróbia. Para a proporção adequada utilizada para a formulação dos afluentes dos biodigestores (água residuária da suinocultura e cama de frango) buscou-se uma porcentagem de sólidos totais entre 5 e 8 %. A água residuária da suinocultura teve a fração sólida separada por peneiramento e utilizaram-se três camas de frango diferentes, com seis, sete e oito lotes de reutilização. Os tempos de retenção hidráulica variaram de 40, 55 e 175 dias (VICENTE JR., 2012). Cada número de lote de cama compôs um tratamento. Cada tratamento foi composto por cinco concentrações. A testemunha foi irrigada somente com água deionizada, totalizando 181 placas contabilizando a testemunha. Para os tempos de retenção de 40 e 55 dias as concentrações foram de 3, 6, 9, 12 e 15% e para os 175 dias as concentrações forma de 4, 8, 12, 16 e 20%. O delineamento estatístico foi inteiramente casualizado, em esquema fatorial (3x3x5). Os fatores são três números de lote de cama de frango, três tempos de retenção e cinco concentrações, com quatro repetições. Para o teste de toxicidade foram utilizadas placas de Petri, em vidro, com dois papeis de filtro. Adicionou-se 5 mL do extrato a ser utilizado. Imediatamente após colocar os substratos distribui-se 20 sementes de alface. As placas foram tampadas e colocadas em câmara de germinação por 25 °C por 96 horas (BRASIL, 2009). Após o período de 96 horas realizou-se o Índice de germinação calculado de acordo com a equação 01.

$$IG = \frac{\% G \times Lm}{Lc} \quad (\text{eq. 01})$$

Em que, o IG é o índice de germinação; %G é a porcentagem de germinação em relação ao controle; LM é a longitude média das raízes da amostra (cm) e LC longitude média das raízes do controle (cm). Para a comparação das médias entre os tratamentos empregou-se o teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1 (A, B e C) pode-se visualizar o comportamento das médias do índice de germinação (IG) para cada concentração dos tratamentos estudados, utilizando a semente de alface como bio-indicadora. Nota-se que para todos os tratamentos houve uma relação inversamente proporcional entre as concentrações aplicadas no teste e o IG,

ou seja, quanto mais concentrado é o substrato menor o IG das sementes de alface. No entanto, Paixão Filho *et al.* (2008) utilizaram o teste de germinação para verificar a toxicidade de efluente de filtro anaeróbio e concluíram que o efluente não apresentou-se tóxico, pois o aumento da concentração do efluente não causou diminuição do IG das sementes de alface. Souza *et al.* (2005) asseguram que sementes são excelentes organismos para bio-ensaios, visto que quando são reidratadas as sementes entram em processo de germinação, no qual sofrem rápidas mudanças fisiológicas e tornam-se altamente sensíveis ao estresse ambiental. Segundo Youg *et al.* (2012) o teste de toxicidade com *Lactuca sativa* L. permite avaliar a qualidade e a eficiência do sistema de tratamento de resíduos, sugerindo que após a constatação da redução da toxicidade o efluente pode ser utilizado na irrigação do solo. Além disso, Pelegrini (2008) complementa afirmando que esses testes constituem um recurso prático, de baixo custo, de rápida execução e de alta sensibilidade na indicação da presença de substâncias tóxicas ou inibidoras biológicas capazes de interferir no desenvolvimento germinativo das sementes.

CONCLUSÃO

Os tratamentos compostos por sete lotes de cama de frango e 55 dias de retenção hidráulica (T5) e oito lotes de cama de frango e 55 dias de retenção hidráulica (T8), apresentam o IG acima 55%, considerados não tóxicos.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, V.T. Avaliação da toxicidade de água produzida tratada por processo evaporativo com a finalidade de reuso em solo. 244 f. Tese (doutorado). Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2009.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. REGRAS PARA ANÁLISE DE SEMENTES. SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA. BRASÍLIA: MAPA/ACS, 2009.
- CCME. Canadian C. Environment Ministerial. Guidelines for Compost Quality. CCME 106 E. Toronto, 1996.
- COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M.R.; ESPINDOLA, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Revista Química Nova**. 2008, vol.31, n.7, pp. 1820-1830. ISSN 0100-4042.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Boletim informativo bipers: coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.: publicação conjunta do centro nacional de pesquisa de suínos e aves - EMBRAPA e da associação rio-grandense de empreendimento de assistência técnica e extensão rural – EMATER. Concórdia, RS. 30 p. Agosto/2002.
- KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. De. Tecnologia de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. Cadernos de ciência & tecnologia, Brasília, Brasil. V. 22, n. 3, p.651-665. 2005.
- KUNZ, A. Tratamento de dejetos: desafios da suinocultura tecnificada. Agronline, 02 ago. 2007. Disponível em: < <http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php?id=382>>. Acesso em: 26 maio 2012.
- PAIXÃO FILHO, J. L.; PIRES, M. S. G.; GABRIELLI, G. Avaliação da toxicidade de efluentes sanitário de filtro anaeróbio com sementes de alface (*lactuca sativa*) para reuso agrícola. Faculdade de tecnologia, UNICAMP. 2008.
- RIBEIRO, K. S.; FERREIRA, E.; COSTA, M. S. S. De m. Uso de biofertilizante no cultivo de alface hidropônica. Rev. Brasileira de agroecologia, Brasília, Brasil. V. 2, n. 2, p.1600-1603, 2007.

SOUZA, S. A. M.; STEIN, V. C.; CATTELAN, L. V. Utilização de sementes de alface e de rúcula como ensaios biológicos para avaliação do efeito citotóxico e alopático aquoso de plantas medicinais. *Revista de biologia e ciência da terra, campina grande*, pb. V. 5, n. 001, 8 p. 2005.

YOUNG, B. J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on lactuca sativa. *Ecotoxicology and environmental safety*, p.182-186, 2012.

PELEGRINI, N.N. de B. Fotocatalise de percolado de aterro sanitario tratado por filtração lenta. 130 f. Tese (doutorado em engenharia agrícola na área de concentração água e solo) - universidade estadual de campinas, faculdade de engenharia agrícola, campinas, sp. 2008.

SILVA. F.A. de M.; VILLAS BÔAS, R.L. Teste de germinação como indicador de maturação em composto orgânico. *Revista Energia na Agricultura*, v.22, n.2, p.63-73, 2007.

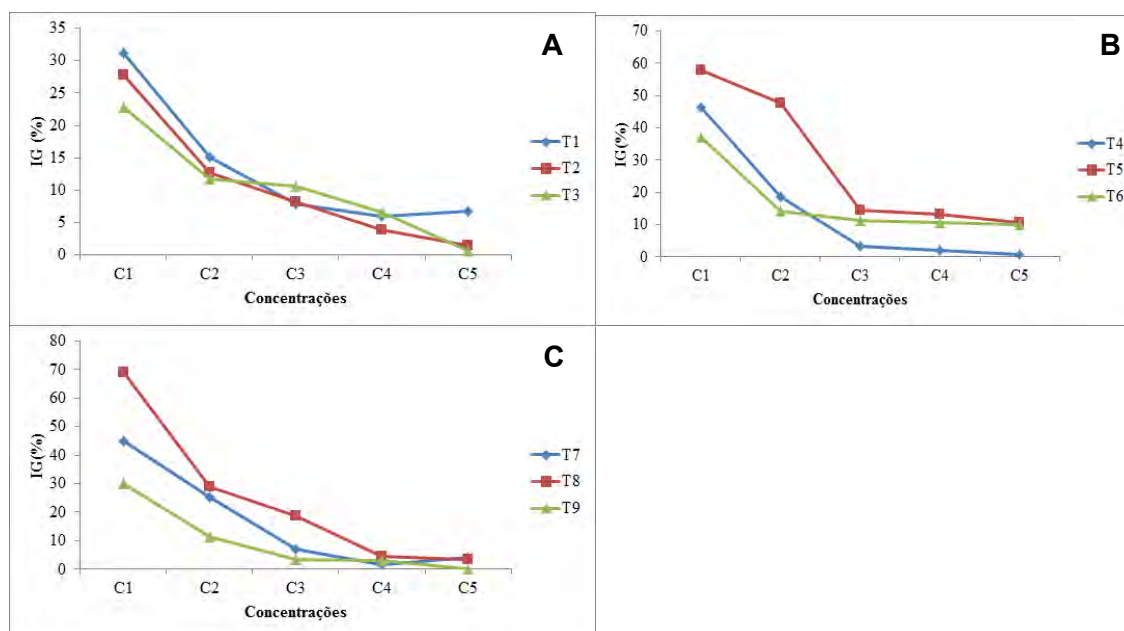


Figura 1. **A** – Médias do índice de germinação (%) para cada concentração dos tratamentos proveniente da co-digestão da cama de frango de 6 lotes*. * T1 = 6 LCF e TRH 40 dias, T2 = 6 LCF e TRH 55 dias e T3 = 6 LCF e 175 dias. **B** – Médias do índice de germinação (%) para cada concentração dos tratamentos proveniente da co-digestão da cama de frango de 7 lotes*. * T4 = 7 LCF e TRH 40 dias, T5 = 7 LCF e TRH 55 dias e T6 = 7 LCF e 175 dias. **C** – Médias do índice de germinação (%) para cada concentração dos tratamentos proveniente da co-digestão da cama de frango de 8 lotes*. * T7 = 8 LCF e TRH 40 dias, T8 = 8 LCF e TRH 55 DIAS E T9 = 8 LCF e 175 dias. LCF – lotes de cama de frango. TRH – tempo de retenção hidráulica.

BIODEGRADAÇÃO DE COMPOSTOS POLUENTES POR ENZIMAS LIGNOCELULOLÍTICAS PRODUZIDAS POR *PLEUROTUS*, EM VINHAÇA

Souza, G.*¹; Monteiro, R.T.R.¹

¹ Centro de Energia Nuclear na Agricultura, USP, Piracicaba-SP-Brasil
e-mail: gleison@cena.usp.br

RESUMO: – A indústria, depois da agricultura, é o setor produtivo que mais utiliza a água para seus mais diversos tipos de processos. A contaminação ambiental por compostos tóxicos tornou-se um dos maiores problemas enfrentados pelo mundo industrializados de hoje. A proposta deste trabalho é degradar compostos poluentes utilizando enzimas lignocelulolíticas como lacase, peroxidase e manganês peroxidase sintetizadas pelos fungos *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus*, cultivados em vinhaça. As atividades dessas enzimas extracelulares foram avaliadas, a cada três dias, por um período de 30 dias, testando as suas capacidades de degradação do corante índigo. A lacase teve picos de atividade entre 12^o e 15^o dias com valores variando de 384 a 1463 UI L⁻¹. A atividade da peroxidase teve pico aos 12^o, 15^o e 21^o dia de cultivo, conforme a linhagem do fungo e atividades entre 356 a 975 UI L⁻¹. A atividade de MnP teve pico aos 12^o e 18^o dias entre 2,24 a 174 UI L⁻¹. Os fungos basidiomicetos *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus* apresentaram descoloração da vinhaça, sendo que o *P. sajor-caju* apresentou maior potencial de descoloração de aproximadamente 70%, em relação ao controle, a partir dos 12 dias. A eficiência na descoloração do corante índigo foi diretamente proporcional à adição da solução enzimática, oriunda do cultivo de *P. sajor-caju* em vinhaça, que teve início a partir do 6^o dia de cultivo. A maior porcentagem de descoloração (83,29% - 72,42%) ocorreu, respectivamente no 15^o e 18^o dias.

Palavras-chave: biorremediação; corante índigo; vinhaça

SUMMARY: - The industry, after agriculture, is the productive sector that uses more water for its various types of processes. Environmental contamination by toxic compounds has become one of the major problems facing the industrialized world today. The purpose of this work is to degrade pollutants using lignocellulolytic enzymes like laccase, peroxidase and manganese peroxidase synthesized by the fungus *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* and *P. albidus* grown on vinasse. The extracellular activities of these enzymes were assessed every three days for a period of 30 days, testing the ability of degradation of the dye indigo. The laccase activity peaked between 12 and 15 days with values ranging 384-1463 IU L⁻¹. The peroxidase activity peaked at 12, 15 and 21 days of cultivation, as the lineage of the fungus and activities between 356-975 IU L⁻¹. The MnP activity peaked at 12 and 18 days between 2.24 to 174 IU L⁻¹. The basidiomycetous fungus *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* and *P. albidus* showed discoloration of vinasse, and *P. sajor-caju* showed greater potential discoloration, approximately 70%, compared to the control, after 12 days. Efficient decolorization of indigo dye was directly proportional to the addition of enzyme solution, derived from the cultivation of *P. sajor-caju* in vinasse, which started from the 6th day of culture. The highest percentage of discoloration (83.29% - 72.42%) occurred respectively in 15 and 18 days.

Key words: bioremediation; indigo dye; vinasse

INTRODUÇÃO

Com o advento da agricultura e com a industrialização, a elevada quantidade de resíduos produzidos inviabiliza a autodepuração natural do ambiente. Dentro desse

**IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil**

panorama, os fungos, são classificados como redutores e desempenham um papel importante como degradadores de compostos orgânicos, transformando em compostos mais simples para extraírem energia para crescimento e metabolismo bem como promovem a ciclagem de nutrientes, sendo capazes de decompor eficientemente uma ampla quantidade de resíduos.

Fungos basidiomicetos do gênero *Pleurotus* sintetizam diferentes enzimas hidrolíticas e oxidativas. As ligninocelulolíticas têm aplicações nas indústrias de papel, alimentos, ração animal, têxtil, dentre outras. Além de serem empregadas em processos de produção, essas enzimas têm sido utilizadas na degradação de uma variedade de compostos, como pesticidas, corantes têxteis, efluentes e poluentes com efeitos endócrinos (Cohen et al., 2002, Dellamatrice e Monteiro, 2006).

A proposta deste trabalho é a de produzir enzimas lignocelulolíticas a partir de vinhaça, que degradam e destoxificam corantes têxteis. Foram cultivados fungos *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus*, os quais se desenvolvem em vinhaça *in natura*, tratam a vinhaça e secretam uma grande variedade de enzimas extracelulares, como a lacase, peroxidase e manganês peroxidases.

MATERIAL E MÉTODOS

A vinhaça foi fornecida pela Usina Costa Pinto - Raizen, Piracicaba, SP, safra 2010-2011. As linhagens dos fungos utilizados foram *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus* pertencem ao estoque de culturas do laboratório de Ecologia Aplicada do CENA-USP. Os inóculos dos fungos foram cultivados em meio "Malt Extract Agar, EMD Chemicals Inc." (Alemanha). Para a descoloração da vinhaça e produção das enzimas foram utilizados frascos Erlenmeyer de 250 mL onde foram adicionados 100 mL de vinhaça, pH 4,7. Em seguida, estes materiais foram autoclavados (121°C/20 min) e inoculados com três discos (1,0 cm ϕ) de meio de cultura contendo o micélio dos fungos.

Os frascos foram incubados por 30 dias em incubadora Tecnal-TE 420 com agitação orbital de 180 rpm, a 28°C \pm 2°C. Na sequência este material foi filtrado à vácuo e no sobrenadante foram realizadas as leituras das atividades enzimáticas. As amostras foram analisadas a cada três dias em um período de 30 dias. A descoloração da vinhaça foi determinada através da leitura da absorbância em espectrofotômetro FEMTO 432, no comprimento de onda (λ) 680 nm.

As atividades das enzimas lacase e peroxidases foram determinadas segundo a metodologia de Szklarz et al. (1989) e a atividade da enzima MnP foi determinada pela metodologia de Kuwahara et al. (1984).

A descoloração dos corantes foi realizada em tubos de ensaio de 10x100 mm adicionando 400 μ L de corante índigo 0,02% v/v com o pH corrigido para 4,5. Em seguida as amostras foram mantidas a 35°C, então foi adicionada uma proporção de 600 μ L de extrato enzimático. A descoloração foi determinada, logo a homogeneização e procederam-se as leituras das absorbâncias em espectrofotômetro FEMTO 432, nos comprimentos de onda (λ) 580 e 680 nm (λ de máxima absorbância do índigo). A medida em dois comprimentos de onda é recomendada por Glenn e Gold (1983) para verificar a razão de descoloração. A quantidade da remoção do corante foi calculada em termos de porcentagem de descoloração.

Todos os experimentos foram realizados, com 3 repetições onde foram analisados 3 fatores (fungos, tratamento, tempo), com arranjos de tratamentos em esquema fatorial, através do Teste de Comparações Múltiplos de Tukey, com 95% e 99% de confiança, utilizando o programa SANEST – Sistema de Análise Estatística desenvolvido pela Universidade Federal de Pelotas em parceria com o Departamento de Matemática e Estatística da Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz" – USP, Piracicaba.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A atividade de lacase no cultivo de *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus* em vinhaça com pH 4,7 teve início aos seis dias (681 UI L^{-1}), e apresentou picos de atividade ao décimo segundo e décimo quinto dia de incubação ($1259 - 1463 \text{ UI L}^{-1}$) e (384 UI L^{-1}) respectivamente (Figura 2). Para Ferreira (2011), o cultivo de *P. sajor-caju* sobre a vinhaça teve pico de atividade ($400 - 450 \text{ UI L}^{-1}$) para lacase aos nove dias de incubação, fato este pode ser explicado por ter usado a vinhaça com pH corrigido para 6,0 embora a linhagem do fungo seja a mesma. Para atividade de Peroxidase do cultivo de *P. sajor-caju*, na vinhaça teve início aos nove dias, e apresentou pico de atividade aos décimo segundo dia de incubação (527 UI L^{-1}), já *P. ostreatus* iniciou no décimo segundo dia e apresentou pico de atividade ao décimo quinto dia ($356 - 442 \text{ UI L}^{-1}$) e *P. albidus* teve um pico de atividade ao vigésimo primeiro dia (975 UI L^{-1}) e caiu próximo a zero ao trigésimo dia, como observado na Figura 2. Para MnP, o máximo de atividade foi atingido no 12º dia (174 UI L^{-1}) para *P. sajor-caju* e picos menores para *P. ostreatus* ($2,61 \text{ UI L}^{-1}$) no 12º dia e *P. albidus* no 15º ($2,24 \text{ UI L}^{-1}$), demonstrado na Figura 4. Comparativamente, foi possível observar que o fungo *P. sajor-caju* apresentou maior potencial de descoloração da vinhaça (Figura 1) em relação ao *P. ostreatus* e *P. albidus*. As reduções da cor e da turbidez da vinhaça ocorrem a partir do terceiro dia e foi máxima ao 12º dia, correlacionando com os períodos de atividades das enzimas. Estes resultados estão de acordo com o observado em outros estudos (Ferreira et al., 2011).

Os fungos *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus* crescidos em vinhaça, demonstram capacidade de descoloração do corante quando se utilizou o sobrenadante das culturas (solução enzimática), nas absorvâncias 580 e 680 nm.

A taxa de descoloração nos comprimentos de onda selecionados para a avaliação espectrofotométrica do sobrenadante das culturas (680 nm/580 nm) permitiu a percepção de significativas mudanças espectrais. Esses dados revelam que a descoloração foi devida a degradação do corante Glenn e Gold (1983). Os resultados de Balan e Monteiro (2001) mostraram que boa remoção da coloração ocorreu no 1º dia: contudo as medidas feitas no 4º dia com a máxima descoloração apresentada por os fungos *Phellinus gilvus*, *Picnoporus sanguineus*, e *P. sajor-caju* são de extrema praticidade, por ser este o tempo de retenção do efluente têxtil nas estações de tratamento biológico convencionais.

No presente estudo a descoloração foi obtida com corante índigo em tratamentos, com os fungos cultivados na vinhaça, portanto uma solução enzimática produzida em meio líquido de baixo custo e obtenção. Foi possível observar que a concentrações do corante ($400 \mu\text{L}$), e os fungos *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus* em relação à porcentagem de descoloração tiveram melhor aproveitamento entre o 15º e 18º dias demonstrados na Tabela 1.

CONCLUSÃO

Conclui-se que as linhagens apresentaram desejável potencial de descoloração da vinhaça e do corante índigo, relacionadas às atividades das enzimas ligninolíticas.

AGRADECIMENTOS

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) ao CNPq e à (FAPESP), pelas bolsas de estudo e pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Balan, D. S. L.; Monteiro, R. T. R. (2001). Decolorization of textile índigo dye by ligninoly fungi. *Journal of Biotechnology*, **89**(2-3), 141-145.

IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

Cohen, R.; Persky, L.; Hadar, Y. (2002). Biotechnological applications and potential of wood-degrading mushrooms of the genus *Pleurotus*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **58**(5), 582-594.

Dellamatrice, P. M.; Monteiro, R. T. R. (2006). Toxicidade de resíduos têxteis tratados por microrganismos. *Jornal of Brazilian Society of Ecotoxicology*, **1**(1), 63-66.

Ferreira, L. F. R.; Aguiar Filho, M. M.; Messias, T. G.; Pompeu, G. B.; Queijeiro Lopez, A. M.; Silva, D. P.; Monteiro, R. T. R. (2011). Evaluation of sugar-cane vinasse treated with *Pleurotus sajor-caju* utilizing aquatic organisms as toxicological indicators. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **74**(1), 132-137.

Glenn, J. K.; Gold, M. H. (1983). Decolorization of several polymeric dyes by the lignin-degrading basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. *Applied and Environmental Microbiology*, **45**, 1741-1747

Kuwahara, M.; Glenn, J. K.; Morgan, M. A.; Gold, M. H. (1984). Separation and characterization of two extracellular H₂O₂ dependent oxidases from lignolytic cultures of *Phanerochaete Crysosporium*. *FEBS Microbiology Letters*, **169**, 247-250.

Szklarz, G.; Antibus, R. K.; Sinsabaugh, R. L.; Linkins, A. E. (1989). Production of phenoloxidases and peroxidases by woo-rotting fungi. *Mycologia*, **81**, 234-240.

Tabela 1 – Porcentagem de descoloração do corante índigo promovida pela solução enzimática dos fungos, cultivados em vinhaça, em ambos os comprimentos de onda 580 e 680 nm.

Fungos	λ (nm)	Tempo (dias)							
		3 ^o	6 ^o	9 ^o	12 ^o	15 ^o	18 ^o	21 ^o	30 ^o
		Descoloração (%)							
<i>P. sajor-caju</i>	580	0,00 g	9,42 f	44,60 e	52,26 d	83,29 a	72,42 b	63,10 c	0,00 g
	680	0,00 f	0,00 f	46,50	55,15 d	74,50 b	87,51 a	65,36 c	0,00 f
<i>P. ostreatus</i>	580	0,00 d	0,00 d	39,83 c	0,00 d	66,06 a	51,38 b	0,00 d	0,00 d
	680	0,00 d	0,00 d	21,55 c	0,00 d	59,16 b	59,76 a	0,00 d	0,00 d
<i>P. albidus</i>	580	0,00 f	0,00 f	1,57 e	15,34 d	36,27 a	33,96 b	17,29 c	0,00 f
	680	0,00 c	0,00 c	0,00 c	0,00 c	48,51 a	40,41 b	0,00 c	0,00 c

Letras em comum na horizontal implicam que não existe diferença estatisticamente significativa pelo Teste de Comparações Múltiplas de Tukey ao nível de significâncias indicada (5% ou 1%).

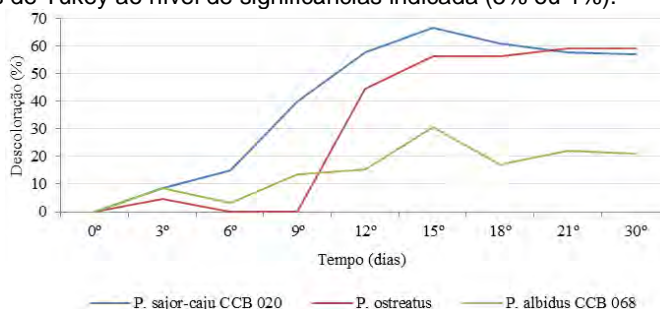


Figura 1 – Porcentagem de descoloração da vinhaça por fungos, durante 30 dias de incubação.

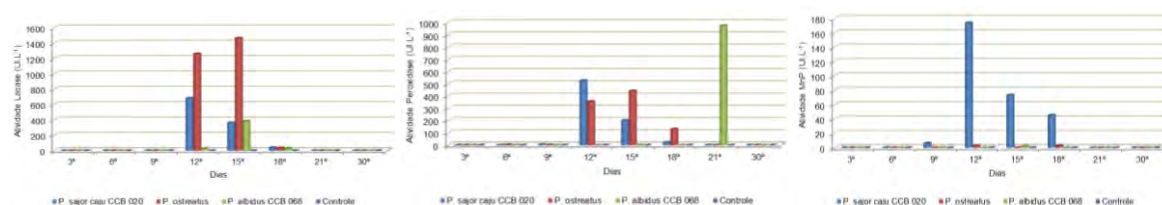


Figura 2 – Atividades de lacase, peroxidases e MnP por *P. sajor-caju*, *P. ostreatus* e *P. albidus* em vinhaça entre os 30^o dias de cultivos.

COAGULATION-FLOCCULATION PRECEDED BY ANAEROBIC DIGESTION TO REDUCE THE POLLUTING POTENTIAL OF STILLAGE

Rodrigues, I.J.*¹; Fuess, L.T.²; Garcia, M.L.¹

¹Institute of Geosciences and Exact Sciences, São Paulo State University, Rio Claro-SP-Brazil

²Biological Processes Laboratory, São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos-SP-Brazil

e-mail: isabella_junqueira@hotmail.com

SUMMARY: Stillage, the main effluent from ethanol production, is a potential wastewater for the reuse practice due to its high water and nutrient content, such as potassium, calcium, and magnesium. The reuse of stillage in agriculture is usually known as fertigation. However, such practice may cause some negative environmental impacts on the soils and water resources, since stillage also presents a high polluting potential. In this context, this work aimed at enhancing the fertilizer potential of stillage by applying the processes of coagulation-flocculation (CF) preceded by anaerobic digestion (AD) as treatment technologies. Focusing on coagulation-flocculation, most of the physico-chemical parameters analyzed, especially metals, could be classified as suitable to agricultural application, in order to characterize the association between biological and physico-chemical processes as reliable technologies to make stillage an environmentally friendly fertilizer. Although a few limitations could be yet observed with respect to the concentration of organic matter (as BOD), TDS levels, pH, Fe and Mn, such performance limitations may be easily solved by optimizing both biological and physico-chemical processes, considering the selection of adequate operational parameters.

Keywords: Anaerobic digestion, coagulation-flocculation, fertigation, sugarcane stillage.

INTRODUCTION

The challenges and limitations associated with the water availability worldwide demand the establishment of alternative methods to reduce the pressure over the remaining water sources. In this context, the reuse of wastewaters represents an attractive option, as it also recycles nutrients and organic matter. Stillage, the main effluent resulting from ethanol production, is a potential wastewater for the reuse practice due to its high water and nutrient content, such as potassium, calcium, and magnesium. The reuse of stillage in agriculture is usually known as fertigation.

Although stillage has a great fertilizer potential, some of its compositional characteristics (e.g. high organic matter and sulfate concentrations and low pH) may cause several adverse impacts on the soil and water resources, such as: soil salinization and acidification, reduction on the microbial activity of soils, productivity losses of feedstocks (Fuess and Garcia, 2014).

In this context, anaerobic digestion may be successfully applied to the treatment of stillage, resulting in satisfactory removals of organic matter coupled with the generation of biogas, a renewable energy source. However, effluents from anaerobic reactors still present a residual polluting load due to the presence of organic recalcitrant compounds. Additional treatment methods, such as coagulation-flocculation, may be utilized to improve the final effluent quality (Zayas *et al.*, 2007). Thus, this study aimed at assessing the potential of anaerobic digestion followed by coagulation-flocculation processes, in order to reduce the polluting load of sugarcane stillage.

MATERIAL AND METHODS

Anaerobically treated stillage samples were collected from a bench-scale anaerobic packed-bed reactor operating under acidogenic conditions – organic loading rate of 84.2 kgCOD/m³d and hydraulic retention time of 10 h. Additional information from the anaerobic phase may be found at Ferraz Jr. et al. (2014). Regarding the physicochemical tests, coagulation-flocculation assays were carried out according to the methodology described at Rodrigues et al. (2014). Different operational parameters were tested (i.e. coagulant dosage, rapid mixing gradient and time, flocculation gradient and time and sedimentation time) and Ferric chloride was used as coagulant. Stillage samples were diluted (1:10) to carry out the experiments, because [i] no results were known from the combination of these processes for this type of effluent, [ii] the available volume of effluent from the digester was limited, [iii] a high volume of samples was required during the experiments and stillage availability depended on the sugarcane season. The physicochemical characterization of the samples was made according to the procedures described in the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005).

The results obtained after the complete characterization of the samples were used to analyze the suitability of the final effluent for reuse in the agriculture through fertigation. The data used for comparison were obtained in the Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta, and Greywater (WHO, 2006).

RESULTS AND DISCUSSION

Several physico-chemical parameters were tested on different phases of the treatment, Table 1 depicts the results regarding the concentration of physico-chemical parameters assessed in each process applied to the treatment of stillage. Focusing on coagulation-flocculation, most of the parameters could be classified as suitable to agricultural application, in order to characterize the association between biological and physico-chemical processes as reliable technologies to make stillage an environmentally friendly fertilizer. However, a few limitations could be yet observed in respect to the concentration of organic matter (as BOD), TDS levels, pH, Fe and Mn.

High levels of organic matter may be associated with several negative effects, such as depletion on the levels of dissolved oxygen in water bodies or groundwater overloaded with stillage, and generation of anaerobiosis in the root zone due to the intense consumption of oxygen by the aerobic microbial populations. As direct consequences of such scenario, reductions on the soil microbial activity may be observed, leading to the increase on the soil structural instability (Fuess and Garcia, 2014).

The high load of TDS may be related to soil salinization (presence of inorganic compounds, such as K⁺, Na⁺ and SO₄²⁻) and also to the generation of anaerobiosis, since the input of high levels of solids may clog up the soil pores. Finally, with respect to the influence of low pH values, a permanent acidification of both soil and water tend to be established in continuously fertigated areas. This condition may also cause the solubilization of fito-toxic metals, which tends to reduce the productivity of the crops. Reduction on the soil microbial activity may also be observed, since the biological conversion of organic compounds is favored under neutral conditions.

Such performance limitations may be easily solved by optimizing both biological and physico-chemical processes, considering the selection of adequate operational parameters (e.g. organic loading rate and hydraulic retention time for the anaerobic phase; coagulant dosage, mixing time and gradient for the physico-chemical phase). For instance, regarding the levels of organic matter, the analysis of the ratio BOD/COD associates a sharper removal of inorganic material (and difficult to remove organic material) in the physico-chemical process compared with the biological one. Such parameter also indicates that a significant fraction of the biodegradable organic matter has remained in stillage after the post-treatment step (CF),

so that the higher removal efficiencies could be obtained by adjusting the previous step in the anaerobic phase.

Finally, we should highlight that the dilution used on the assays is technically practicable in distilleries, considering the use of other wastewater sources, especially the water used to wash sugarcane and other solids residues.

CONCLUSIONS

Coagulation-flocculation preceded by anaerobic digestion has proved to be an adequate technological approach to the treatment of stillage, focusing on the agricultural reuse of this wastewater. Although some parameters would be inadequate to the land application of stillage, further improvements on the final quality of the effluent could be achieved by optimizing both processes. Additionally, it is important to highlight some advantages of coagulation-flocculation over other post-treatment technologies – especially aerobic digestion, since low energy inputs are required.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors are grateful to the São Paulo Research Foundation (Fapesp), grant number 2014/04636-0, and to the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), grant number 470010/2013-4, for supporting the development of this study, and to the Ph.D. Antônio Djalma Nunes Ferraz Júnior, for providing the anaerobically digested stillage samples.

REFERENCES

- Ferraz Jr. A.D.N. (2013) Digestão anaeróbia da vinhaça de cana-de-açúcar em reator acidogênico de leito fixo seguido de reator metaogênico de manta de lodo (Anaerobic digestion of sugar cane vinasse in acidogenic fixed bed reactor followed by methanogenic reactor sludge blanket type). PhD thesis, São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, Brazil.
- Ferraz Jr. A.D.N, Wenzel J., Etchebehere, C. and Zaiat M. (2014). Effect of organic loading rate on hydrogen production from sugarcane vinasse in thermophilic acidogenic packed bed reactors. *International Journal of Hydrogen Energy*, **39**, 16852-16862.
- Fuess L.T. and Garcia, M.L. (2014). Implications of stillage land disposal: a critical review on the impacts of fertigation. *Journal of Environmental Management*, **145**, 210-229.
- Rodrigues I.J., Fuess L.T., Biondo L., Santesso C.A. and Garcia M.L., (2014). Coagulation-flocculation of anaerobically treated sugarcane stillage. *Desalination and Water Treatment*, **52**, 4111-4121.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005). 21th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- USEPA (2004). 2004 Guidelines for water reuse, Report EPA 625/R-04/108, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA.
- WHO (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Zayas T., Romero V., Salgado L., Meraz M. and Morales, U. (2007). Applicability of coagulation/flocculation and electrochemical processes to the purification of biologically treated vinasse effluent. *Separation and Purification Technology*, **57**, 270-276.

Table 1. Physico-chemical parameters assessed in different phases of the treatment.

Parameter	Raw stillage ^a	Diluted digested stillage ^b	Diluted coagulated stillage	Reference parameters ^c
COD (mg/L)	35200	1400	495	-
BOD (mg/L)	16700	1080	890	> 400
BOD/COD	0.47	0.77	1.80	-
TSS (mg/L)	-	36.0	28.0	-
TDS (mg/L)	-	1000	660	> 500
K (mg/L)	3625	342.4	364.5	-
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	1400	190.0	160.0	-
Color (Pt-Co)	-	820	400.0	-
Turbidity (NTU)	-	37.2	11.0	-
pH	4.5	5.61	4.58	< 6,5-8.0
EC (dS/m)	-	1.05	1.20	> 3
Al (mg/L)	-	0.86	0.56	> 5
Ca (mg/L)	1214	40.6	38.6	-
Cl (mg/L)	-	< 0.01	0.04	> 1
Cr (mg/L)	< 0.005	0.011	0.011	> 0.1
Cu (mg/L)	0.4	0.006	0.009	> 0.2
Fe (mg/L)	15.7	0.73	16.75	> 5
Mg (mg/L)	364	24.4	24.7	-
Mn (mg/L)	4.8	0.379	0.542	> 0.2
Na (mg/L)	33	64.1	64.18	-
Ni (mg/L)	0.2	0.007	0.009	> 0.2
Pb (mg/L)	0.25	0.003	0.006	> 5
Zn (mg/L)	0.1	0.104	0.049	> 2

Notes: COD- Chemical Oxygen Demand; BOD- Biochemical Oxygen Demand; TSS- Total Suspended Solids; TDS- Total Dissolved Solids; K- Potassium; SO₄²⁻-Sulfate; EC- Electrical Conductivity; Al- Aluminum; Ca- Calcium; Cl- Chloride; Cr- Chromium; Cu- Copper; Fe- Iron; Mg- Magnesium; Mn- Manganese; Na- Sodium; Ni- Nickel; Pb- Lead; Zn- Zinc.

^aFerraz Jr. (2013).

^bDilution 1:10

^cValues above or below which negative environmental impacts may be enhanced
Values in **bold** represent unsuitable parameters to fertigation according to USEPA (2004) and WHO (2006).

INFLUÊNCIA DA SEGREGAÇÃO DE EFLUENTES NO DESEMPENHO DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE FRIGORÍFICO

Rodrigues, L.S.*¹; Lima, C.A.²; Santos, R.P.³; Spelta, A.C.F.⁴; Silva, I.J.¹

¹Professores da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

²Mestranda em Ciência Animal da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

³Graduanda em Medicina Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

⁴Mestranda em Zootecnia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

e-mail: lsantosrodrigues@gmail.com

RESUMO: Os efluentes de abatedouro são caracterizados pela elevada concentração de matéria orgânica devido à presença de gorduras, sangue, restos de vísceras. O tratamento preliminar desempenha um papel fundamental para a preparação do efluente bruto ao tratamento biológico por reduzir consideravelmente a carga de sólidos sedimentáveis. O sistema de tratamento estudado era composto por peneira estática, caixa de gordura e reator UASB. O trabalho teve como objetivo principal verificar o desempenho do sistema de peneiramento na remoção de matéria orgânica, e sólidos grosseiros. A eficiência de remoção da peneira foi de 55,3% para DBO, 80,2% para DQO, enquanto que a remoção de sólidos foi de 89,4% para sólidos suspensos e 91,3% para sólidos sedimentáveis. Conclui-se que o emprego da segregação de efluentes de frigorífico é fundamental no desempenho do sistema biológico precedente, como também no desempenho geral da estação de tratamento de esgotos.

Palavras-Chave: peneira, abatedouro, impacto ambiental.

INFLUÊNCIA DA SEGREGAÇÃO DE EFLUENTES NO DESEMPENHO DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE FRIGORÍFICO

ABSTRACT: The slaughterhouse effluents are characterized by a high concentration of organic matter due to the presence of fat, blood, residues of viscera. The preliminary treatment plays an essential role in preparing the biological treatment of crude effluent by considerably reducing the load of settleable solids. The treatment system studied consisted of static sieve, and grease trap UASB reactor. The work aimed to verify the performance of the screening system in the removal of organic matter and coarse solids. The removal efficiency of the screen was 55.3% in BOD, COD to 80.2%, while the solids removal was 89.4% for suspended solids to 91.3% and settleable solids. We conclude that the use of slaughterhouse waste segregation is critical in the performance of the previous biological system, as well as the overall performance of the sewage treatment station.

Key Words: . sieve, slaughterhouse, environmental impact.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o Brasil tem se esforçado no desenvolvimento de tecnologias para a remoção da matéria orgânica de efluentes e com o aumento das exigências ambientais há o desafio de buscar alternativas para o controle da concentração de compostos nitrogenados de águas residuárias e a eliminação dos seus odores, o que nem sempre tem obtido sucesso, dado a (Isoldi & Koetz, 1998).

Os efluentes provenientes de frigoríficos possuem natureza essencialmente orgânica, mesmo quando contam com unidades de industrialização de carne e subprodutos. Por esta característica são na grande maioria dos casos tratados por

processos biológicos como lagoas de estabilização, reatores anaeróbios ou sistemas de lodos ativados, de acordo com seu porte, capacidade de abate ou da existência de unidades de industrialização da carne. (Forlani et al., 2004)

A produção de efluentes caracterizados por grandes volumes ou altos conteúdos orgânicos necessita de medidas que reduzam as cargas orgânicas a fim de permitir sua adequação ao tratamento biológico. Entretanto, cuidados na interpretação da concentração são necessários, pois os valores são dependentes do processo industrial.

O tipo de animal e o tamanho podem influenciar as características do efluente bruto (Bendel e Paul, 2006). Para este tipo de efluente, vários processos podem ser utilizados para reduzir a carga orgânica como peneiramento, equalização de fluxo, neutralização e flotação (Bernet e paul, 2006). Com o objetivo de diminuir custos para a indústria, promover remoção de materiais grosseiros e ainda atender ao padrão de lançamento estipulado pela legislação ambiental vigente (COPAM/CERH 01/2008), a estação de tratamento foi concebida para a utilização dos processos biológicos anaeróbios como principal forma de tratamento.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado em um frigorífico localizado na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. A estação de tratamento de efluentes em escala real foi projetada para uma vazão diária de $75 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, correspondente a um abate de 60 animais por dia (bovinos e suínos).

O sistema de tratamento consistiu de calha parshall, para medição de vazão, seguida de peneira estática, caixa de gordura gravimétrica, reator anaeróbio de chicanas (RAC) e reator UASB.

Os parâmetros de monitoramento dos afluentes e efluentes de cada unidade da ETE foram avaliados semanalmente durante 18 meses. As amostras foram coletadas a cada 30 minutos durante o período de operação do frigorífico, e preservadas em gelo, para posterior processamento no Laboratório de Saneamento Ambiental da Escola de Veterinária da UFMG.

Foram avaliados os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, alcalinidade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos sedimentáveis (Ssed), amônia e nitrogênio total kjedhall (NTK) de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1 são apresentados os valores médios dos parâmetros físico-químicos obtidos no período de monitoramento do afluente e efluente do sistema de peneiramento.

O efluente bruto apresentou valores de DBO e DQO similares às faixas reportadas na literatura (Bendel e Paul, 2006), a qual relata valores mínimos e máximos de 490 a 8000 mg l^{-1} e 1500 a 11200 mg l^{-1} , respectivamente. Esta grande amplitude é explicada devido às variabilidades operacionais das indústrias como consumo de água, tipo de animal, procedimentos de limpeza, etc. a peneira estática removeu 55,3% para DBO e 80,6% para DQO. A remoção de sólidos grosseiros foi significativa, sendo 76,3% de sólidos totais e 91,2% de sólidos sedimentáveis, como mostra a figura 1.

Em efluentes domésticos, a remoção esperada de sólidos suspensos em tratamento primário é de 60 a 70 % (Sperling, 2005). As eficiências de remoção de matéria orgânica e sólidos conseguidas no sistema permite um melhor desempenho do tratamento biológico nas etapas consecutivas.

CONCLUSÃO

O tratamento preliminar diminuiu a carga orgânica e de sólidos grosseiros que entra no tratamento biológico anaeróbio consequente (reator UASB), permitindo um melhor desempenho e funcionamento da ETE.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20 ed. Washington, D.C. 1998.

BERNET, N; PAUL, E. Application of biological treatment systems for food processing wastewaters. *Advanced biological treatment processes for industrial wastewater*. IWA publishing 2006.

FORLANI, J. P. M.; MEDEIROS, M.; LÉO, L. F. R. O potencial de reuso de água (efluentes tratados) em um matadouro-frigorífico. IN: I Simpósio de Engenharia Ambiental, 2004. São Carlos. ANAIS... P. 81. Disponível em: <<http://www.tratamentodeagua.com.br>>. Acesso em: 17 out. 2012.

ISOLDI, L. A; KOETZ, P. R. Remoción de nitrógeno de aguas residuales de la industrialización de arroz en reactores performantes. In: Taller y Seminario Latinoamericano de Tratamiento Anaeróbico de Aguas Residuales, 5., 1998, Viña del Mar. *Anales...* Viña del Mar: UCVP/IAWQ/UTFSM, 1998. P. 234.

MINAS GERAIS. Deliberação normativa nº. 01 de 2008. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais/Conselho Estadual de Recursos Hídricos – COPAM/CERH, 2008.

Tabela 1. Valores médios de concentração afluentes e efluentes do sistema de peneiramento do frigorífico.

	pH	DBO	DQO	SST	Ssed
Afluente	7,13	14.160	30.433	5.052	115
Peneira	6,88	6.328	5.920	537	10

Tabela 2. Eficiência média de remoção de DBO, DQO, SST e Ssed no sistema de peneiramento do frigorífico.

	Eficiência de Remoção (%)			
	DBO	DQO	SST	Ssed
Peneira	55,3	80,2	89,4	91,3

DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO (ABR) SEGUIDO DE REATOR UASB EM “Y” NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SÓLIDOS EM EFLUENTES DO PROCESSAMENTO DE FRANGOS

Borges, T.M.R.*¹; Rodrigues, L.S.²; Lima, C.A.³; Dutra, J.C.F.⁴; Silva, I.J.²

¹Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária do CEFET, Belo Horizonte-MG-Brasil

²Professores da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

³Mestranda em Ciência Animal da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

⁴Graduanda em Aquacultura da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil
e-mail: thayrinnem@hotmail.com

RESUMO: A destinação de efluentes em cursos hídricos provoca uma série de danos onde há um impacto na economia e no meio ambiente quando não são gerenciados de forma adequada. O processamento de um frango consome 30 litros de água, no qual 90% são convertidas em efluentes com altas concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica, óleos e graxas e nutrientes. Logo, há uma necessidade da aplicação de técnicas de tratamento de efluentes viáveis e direcionadas ao âmbito rural a fim de minimizar os impactos gerados nos cursos hídricos. O presente trabalho tem como objetivo avaliar um sistema composto por dois reatores anaeróbios compartimentados (ABR), seguido de um reator UASB em “y” alimentado por efluente proveniente do abatedouro de frango. Foi executado um protótipo de uma ETE no Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG com tubos de PVC e conexões hidráulicas, onde semanalmente foram executadas análises físico-químicas para monitorar a qualidade do efluente após a passagem pela estação de tratamento. Verificou-se que o protótipo apresentou uma alta remoção de matéria orgânica com eficiência variando de 89% na DQO e 83% na DBO enquadrando o efluente nos padrões de legislação vigente. O sistema apresentou uma boa remoção de sólidos e evidenciou a ação de archeas metanogênicas na degradação anaeróbia. É possível inferir que a ETE funcionou de forma satisfatória.

palavras-chave: digestão anaeróbia, impacto ambiental, agroindústria.

PERFORMANCE OF ANAEROBIC COMPARTMENTALIZED REACTOR (ABR) FOLLOWED BY UASB IN " Y " IN THE REMOVAL OF ORGANIC MATTER , SOLID WASTE PROCESSING IN CHICKENS

ABSTRACT: The wastewater disposal into watercourses causes series of damages where there is impact at the economy and at the environment when it is not managed in the correct way. The processing of a chicken requires 30 liters of water and 90% of this water is converted into wastewater with high concentrations of suspended solids, organic matter, oils and grease, and nutrients. So, there is a need to apply viable techniques of wastewater treatment directed to the rural scope to minimize the impacts caused to the watercourses. The present study aims to evaluate a system composed by 2 compartmentalized anaerobic reactors followed by a UASB in “Y” reactor fed by chicken processing wastewater. A prototype of an wastewater treatment station was performed at the Sanitation Laboratory of the School of Veterinary of the Federal University of Minas Gerais (UFMG). It consisted of PVC pipes and hydraulics connections in which every week there was performed physicochemical analyses in order to monitor the quality of the wastewater after the passage through the station. It was verified that the prototype

showed a high removal of the organic matter with efficiency varying from 89% at the COD and 83% at the BOD, framing the wastewater in the patterns of legislation. The system also showed a good removal of solids and revealed the action of the methanogenic archaea on the anaerobic degradation. It is possible to conclude that the station worked in a satisfactory way.

Key Words: anaerobic digestion, environmental Impact, agroindustry.

INTRODUÇÃO

A destinação de efluentes em cursos hídricos provoca uma série de danos onde há um impacto na economia e no meio ambiente quando não são gerenciados de forma adequada. A magnitude dos problemas causados, no meio urbano, pela destinação inadequada aos cursos d'água dos esgotos domésticos e das águas residuárias industriais, vem sendo intensamente estudada e é amplamente conhecida (OLIVEIRA, 1997).

No meio rural, a ausência de avaliações do sistema de produção de maneira integrada, tem exigido a fixação de limites de emissão de poluentes cada vez mais rigorosos pelas normas legislativas de vários países.(FERNANDES,2006).Segundo Salminen et al (2002), os resíduos industriais são inevitáveis, havendo uma grande multiplicação, com condições que limitam o descarte em corpos hídricos. Os processos industriais contribuem para a contaminação das águas, podendo gerar uma série de danos ao homem e ao meio ambiente. Dentre os diversos processos, a agroindústria se insere no contexto, com destaque para os abatedouros e frigoríficos avícolas.

O processamento de frangos consome de 10-12 litros de água, tanto no processo em si, como na lavagem de equipamentos e instalações, no qual 60% é convertida em efluentes com altas concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica, óleos e graxas e nutrientes. O descarte deste efluente sem o devido tratamento, pode causar sérios problemas ao corpo receptor, logo tem-se a necessidade de um tratamento com alta eficiência, a fim de minimizar os impactos gerados.

Segundo Moraes et al.(2004), o interesse pelo tratamento anaeróbio tem crescido na agroindústria, devido a vantagens significativas quando comparado aos sistemas aeróbios empregados. Nos tratamentos anaeróbios não há a necessidade de equipamentos sofisticados, há um baixo custo energético e uma baixa produção de lodo, podendo haver o reaproveitamento do metano gerado no processo. Mesmo que recente a aplicação de tratamentos anaeróbios, o potencial de aplicabilidade do processo pode ser avaliado a partir das características do despejo a ser tratado. A partir dessa avaliação, pode-se escolher o processo mais adequado a conduzir o tratamento.

O reator compartimentado ou de chicanas (ABR) é resultante de uma modificação do reator UASB, no qual, por meio de chicanas força o líquido a fluir ascende e descendente possibilitando assim o maior contato entre o afluente e os microrganismos que degradam a matéria orgânica (NOUR, 1996). Dentre suas vantagens, destacam-se sua simplicidade construtiva e a habilidade de separar a fase acidogênica e a metanogênica, permitindo assim, que diferentes populações dominem cada compartimento além da sua alta capacidade de retenção de sólidos (KUSÇU & SPONZA, 2005). Diante dos fatos, tem-se uma necessidade do aprimoramento do tratamento, a fim de melhorar a eficiência dos reatores anaeróbios no tratamento de efluentes agroindustriais como o do abate de frango.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar um sistema composto por dois reatores anaeróbios compartimentados (ABR), seguido de um reator UASB em "Y" alimentado por efluente proveniente do abatedouro de frango..

MATERIAL E MÉTODOS

O sistema piloto de tratamento constitui-se de dois reatores ABR em série (reator ABR1 e reator ABR2) seguido de um reator UASB em formato de “y”. O afluente foi coletado em um abatedouro de frangos no município de Sete Lagoas e colocado em um galão de 20 Litros. A alimentação foi realizada por meio de bomba peristáltica, acionada por meio de timer.

A partida do sistema foi feita com lodo proveniente de um reator UASB, e duraram dez dias.

Foram realizadas análises físico-químicas do afluente, e dos efluentes dos dois ABRs e do reator UASB. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG. Os parâmetros avaliados foram: pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), e sólidos suspensos voláteis (SSV).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir de uma bateria de análises físico-químicas, foi possível construir a tabela 1 que contém a média dos parâmetros em estudo. Observa-se que há uma tendência no aumento do pH ao longo da passagem pela ETE, variando de 6,48 no afluente e de 7,89 no reator UASB em y que representa a degradação da matéria orgânica e o consumo dos ácidos em etapas anteriores a metanogênese. Assim pode-se inferir que as arqueas metanogênicas estão degradando a matéria orgânica e produzindo CO_2 e CH_4 .

Podemos observar uma tendência na redução dos valores de DQO e DBO ao longo da passagem pela ETE, demonstrando uma eficiência de remoção de 89% na DQO e 83% na DBO. É importante ressaltar que após a passagem do efluente na ETE o mesmo enquadrado nos padrões de legislação vigente no estado de Minas Gerais.

Com base nos dados foi possível observar que ocorreu uma redução nos ácidos voláteis totais, o que exemplifica o aumento do valor do pH, evidenciando o consumo dos ácidos nas fases anaeróbias anteriores a metanogênese. Fato que complementa a ação das bactérias metanogênicas é o aumento da alcalinidade observada ao longo do processo.

O sistema apresentou uma relação AI/AP de 0,17 na saída do sistema e decrescente ao longo do processo. A literatura infere que para esgotos domésticos, um sistema em bom funcionamento deve apresentar a relação em abaixo de 0,30, porém o sistema proposto apresentou uma relação abaixo do de referência e com uma eficiência satisfatória indicando estabilidade do sistema.

Na passagem do efluente pela ETE, de acordo com a tabela 2 é possível observar em toda a série de sólidos uma redução nos valores de forma significativa, removendo em média 60% do efluente proveniente do abatedouro de frango.

Na figura 1 podemos observar visualmente a diferença de coloração e remoção da matéria orgânica antes e após a passagem pelo tratamento, evidenciando que o processo gerido para vazão em teste é adequado.

A vazão diária foi de $1,05 \text{ L d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 5,2 dias em todo o processo.

CONCLUSÃO

Pode se afirmar que o processo de digestão anaeróbia durante a passagem da ETE está ocorrendo de forma satisfatória. Apresentando alta taxa de degradação da matéria orgânica e na remoção de sólidos. Porém, há a necessidade de variar a carga hidráulica do processo para verificar se é possível melhorar a eficiência do sistema.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro. Aos professores e colegas do laboratório de Saneamento Ambiental, da Escola de Veterinária da UFMG.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- FERNANDES, Gracie F. R.; OLIVEIRA, Roberto A. de. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Eng. Agríc.*, Jaboticabal, v. 26, n. 1, Apr. 2006.
- KUSÇU, O. P.; SPONZA, D. T. Performance of anaerobic baffled reactor (ABR) treating synthetic wastewater containing p-nitrophenol. *Enzyme and Microbial Technology*, n. 36, p. 888-895, 2005.
- MORAES, L. M.; Paula Júnior, D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v.24, n.2, p.445-454, 2004.
- NOUR, E.A.A. Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator compartimentado. São Carlos: USP, 1996, 266p. Tese Doutorado
- OLIVEIRA, R.A.de. *Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura*. 1997. 359 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.
- SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste: a review. *Bioresource Technology*, v. 83, p. 13 -26, 2002.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos analisados na ETE

PARÂMETRO	ESGOTO BRUTO	ABR1	ABR2	UASB Y
pH	6,48	7,20	7,50	7,89
DBO	375	150	75	64
DQO	3664	1520	884	386
AVT	6,03	2,79	2,58	2,16
AT	505	747	724	680
AI/AP	2,25	0,36	0,19	0,17

Tabela 2 - Série de Sólidos em análise na ETE

Parâmetro	Esgoto bruto	ABR1	ABR2	UASB Y
ST	1807	882	680	572
STV	1260	568	386	383
STF	363	403	307	282,5
SST	476	137	150	193
SSV	466	117	150	64



Figura 1 – Amostras do afluyente e efluentes do reator ABR1, ABR2 e reator UASB

REATORES UASB EM DOIS ESTÁGIOS TRATANDO ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO BENEFICIAMENTO DE CAFÉ POR VIA ÚMIDA.

Bruno, M. ^{*(1)}, Oliveira, R. A. de ⁽²⁾

^{*(1)}Prof. Dr. UNIFAFIBE/UNIFEB, ⁽²⁾Prof. Dr. Departamento de Engenharia Rural - FCAV / UNESP
marcelo-bruno2010@live.com

RESUMO: Neste trabalho avaliou-se o desempenho do tratamento de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em dois estágios em escala de bancada. O primeiro reator UASB (R1) foi submetido a tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6,2 e 3,1 d e a cargas orgânicas volumétricas (COV) de 2,26; 4,64; 2,67 e 6,85 kg DQO total (m³ d)⁻¹, e o segundo (R2) a TDH de 3,1 e 1,5 d e COV de 0,4; 2,4; 18,7 e 3,38 kg DQO total (m³ d)⁻¹. Os valores médios de DQO total do afluente variaram de 13.891 a 28.602 mg L⁻¹ e as eficiências médias de remoção de DQO total variaram de 96 a 97%, respectivamente, nos reatores UASB e PT. O teor médio de metano no biogás variou de 76 a 81%, no R1 e de 69 a 79% no R2. A produção volumétrica máxima de metano de 0,322 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹ foi obtida com COV de 4,5 kg DQO (m³ d)⁻¹ e TDH de 6,2 d no R1. O sistema de tratamento composto pelos reatores UASB R1 e R2 apresentou estabilidade em todas as condições de operação á que foram submetidos, permitindo a obtenção de elevados valores de eficiência de remoção de DQO, sólidos suspensos, nitrogênio total, fósforo total, metais e fenóis.

Palavras-chave: águas residuárias de café despulpado, digestão anaeróbia, fenóis

UASB REACTORS IN TWO STAGES TREATING COFFEE PROCESSING WASTEWATER

ABSTRACT: In this work it was evaluated the efficiency of the up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors in two stages, in bench scale treating coffee cherry pulping wastewater, submitted to hydraulic detention time (HDT) of 6.2 and 3.1 d in the first reactor (R1) and organic loading rate (OLR) ranging of 2.26, 4.64, 2.67 and 6.85 kg total COD (m³ d)⁻¹, and the second reactor (R2) submitted to HDT of 3.1 and 1.55 d with OLR of 0.4, 2.4, 1.87 and 3.38 kg total COD (m³ d)⁻¹. The average value of the total COD influent was ranged from 13.891 to 28.602 mg L⁻¹ and the average value of removal efficiencies of the total COD ranged from 96 to 97%, respectively, in the system of treatment with the UASB reactors in two stages. The content of methane in the biogas varied from 76 to 81% in the R1 and from 69 to 79% in the R2. The maximum volumetric methane production of 0,322 m³ CH₄ (m³ reactor d)⁻¹ was obtained with OLR of 4.64 kg total COD (m³ reactor d)⁻¹ and HDT of 6.2 d in the R1. The treatment system composed by the reactors UASB R1 and R2 presented stability in all of the operation conditions that they were submitted, obtaining high values of removal efficiency of COD, suspended solids, total nitrogen, total phosphorus, metals and phenols.

Keywords: anaerobic digestion, coffee pulping wastewater, phenols

INTRODUÇÃO

Vários processos agroindustriais e agropecuários fazem uso da água, algumas vezes como matéria prima, outras para a manutenção dos processos ou para usos menos nobres, como a lavagem de produtos e equipamentos, e/ou, ainda para transporte de resíduos e dejetos. Um dos processos agroindustriais que vem se destacando há tempos no consumo de água e na geração de resíduos sólidos e líquidos é o descascamento e despulpamento dos grãos de café, conhecido como processamento por via úmida, do qual originam-se os cafés despulpados, desmucilados e cereja descascados. O preparo do café despulpado e

desmucilado consiste na retirada da casca e mucilagem do fruto maduro, sendo necessário em média 4 litros de água para cada litro de café lavado e despulpado. Para o tratamento destas águas residuárias a tecnologia dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) pode ser altamente eficiente na remoção das elevadas cargas orgânicas, de sólidos e compostos orgânicos tóxicos e na produção de metano para uso na secagem do café, conforme foi observado por Bruno e Oliveira (2008), Prado e Campos (2008), Bruno e Oliveira (2013) e Guariz (2014). No entanto, alguns parâmetros de controle ainda não atendem aos limites estabelecidos pela Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) para o lançamento em corpos de água necessitando de aprimoramento do sistema de tratamento. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios no tratamento de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida, com DQO total do afluente variando de 8.960 a 36.520 mg L⁻¹, variando-se a carga orgânica volumétrica (COV) e o tempo de detenção hidráulica (TDH).

MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia e Biomassa do Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista-UNESP, Câmpus de Jaboticabal. A unidade experimental com o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios foi constituída por dois reatores UASB em escala de bancada, instalados em série, com volumes de 20 L (R1) e 10 L (R2), construídos com tubos e conexões em PVC com diâmetros de 150 e 100 mm, respectivamente. O separador de fases não-convencional na forma de Y, com ângulo de 45° em relação à vertical foi construído conforme proposto por Van haandel et al. (1999). O efluente do R1 foi conduzido até o R2 por gravidade através de tubo de PVC interligando os reatores. Também foi montado um tanque de 5L para armazenamento do afluente dos reatores UASB. Para o monitoramento da produção do biogás foram instalados gasômetros do tipo cúpula flutuante construído com tubos de PVC no reator R1 e alumínio no reator R2. O substrato utilizado para a partida e alimentação contínua dos reatores foi a água residuária proveniente da lavagem e despulpa dos grãos de café a qual foi coletada e armazenada sob congelamento. As características apresentadas pela amostra coletada foram: pH médio de 4,1; concentração média de sólidos suspensos totais (SST) de 2544 mg L⁻¹ e de DQO total média de 13891 mg L⁻¹. Este afluente foi utilizado durante 90 dias de operação, no ensaio 1. Quando de seu término, no ensaio 2 foi substituído por afluente da mesma fonte, coletado no início da safra de 2010 (junho) e armazenado sob congelamento, com pH médio de 4,3; concentração média de sólidos suspensos totais (SST) de 5.687 mg L⁻¹ e de DQO total média de 27926 mg L⁻¹. No ensaio 3 foi utilizada água residuária coletada no final da safra de 2010, a qual tinha pH de 4,2, concentração média de sólidos suspensos totais (SST) de 3411 mg L⁻¹, e DQO média de 16472 mg L⁻¹. Com o término da água residuária estocada ao final da safra de 2010, o trabalho prosseguiu com a utilização de água residuária produzida pelo atritamento e descascamento manual dos grãos de café em coco, após imersão em água por 24 h, na proporção de 1 L de café para 3 L de água, segundo metodologia proposta por Campos et al. (2010). O pH médio da água residuária utilizada no ensaio 4 foi de 4,5, concentração de sólidos suspensos totais de 2955 mg L⁻¹ e DQO média de 21930 mg L⁻¹.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta as características químicas e físico-químicas das águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em amostras compostas do afluente bruto nos ensaios 1, 2, 3 e 4. A DQO total do afluente apresentou valores médios de 13891, 28602, 16472 e 21930 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. Os valores médios das eficiências de remoção de DQO total do R1, foram de 91, 74, 64 e 75% nos ensaios 1,

2, 3 e 4, respectivamente, (Tabela 8). As eficiências de remoção de DQO total no sistema (R1 + R2) variaram de 95, 88, 88 e 89% durante os ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. A maior eficiência de remoção de DQO total no sistema de reatores R1+R2 ocorreu no ensaio 1, o qual foi operado com TDH de 6,2 d e a menor carga orgânica volumétrica de 2,26 kg DQO ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) e foi de 95%, diferindo significativamente ($p < 0,05\%$) dos ensaios 2, 3 e 4. Embora no segundo reator tenham-se observado menores eficiências de remoção de DQO total em virtude de maiores COV e variações na concentração de DQO total do afluente (efluente do reator 1), este contribuiu para a obtenção de altas eficiências de remoção de DQO total e manutenção da estabilidade do sistema de tratamento em dois estágios. A contribuição do segundo reator deveu-se principalmente ao aumento da eficiência e à acomodação de sobrecargas no primeiro reator. Os valores médios das concentrações de SST e SSV do afluente foram de 2608, 4997, 3411 e 2955 mg L^{-1} e de 1471, 2294, 1482 e 1104 mg L^{-1} nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. No ensaio 2 com o aumento da COV de 2,26 para 4,64 kg DQO total ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$), houve aumento significativo ($p < 0,05$) na concentração de SST no afluente. Este fato se deve à maior quantidade de grãos de café processados por volume de água, uma vez que, no segundo ensaio foi usada água residuária gerada no início da safra de 2011. As concentrações médias de SST no efluente dos reatores UASB R1 e R2 foram de 905, 2147, 1405 e 1055 mg L^{-1} , e de 359, 722, 486 e 484 mg L^{-1} , respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4. As eficiências médias de remoção de SST e SSV no R1 foram de 63, 56, 58 e 64 % e de 68, 73, 71 e 79%, respectivamente. Com o aumento da COV no ensaio 2 de 2,26 para 4,64 kg DQO total ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) houve decréscimo na eficiência de remoção de SST, porém não significativo. Os valores médios das concentrações de fenóis totais do afluente foram de 47,8; 186,5; 108,7 e 54,4 mg L^{-1} nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No ensaio 2, com o aumento da COV de 2,26 para 4,64 kg DQO total ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) houve aumento significativo ($p < 0,05$) da concentração de fenóis do afluente. As concentrações médias de fenóis totais nos efluentes dos reatores R1 e R2 foram de 9,1; 43,0; 35,5 e 22,5 mg L^{-1} e de 3,9; 19,2; 14,5 e 11,0 mg L^{-1} nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Mesmo com a diminuição do TDH de 6 para 3 d e o aumento da COV de 2,67 no ensaio 3 para 6,85 kg DQO total ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) no ensaio 4, as eficiências de remoção no conjunto R1+R2 não se diferenciaram significativamente e foram de 92, 90, 83 e 83%, respectivamente nos ensaios 1, 2, 3 e 4. Este fato demonstra que as concentrações de fenóis não foram um fator limitante na operação do sistema de tratamento composto pelos reatores UASB.

Os valores médios de pH do afluente bruto foram 4,1; 4,3; 4,2 e 4,5, respectivamente e após a correção com calcário foram de 6,9; 7,3; 7,5 e 7,3 para os ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. Os valores médios do pH do efluente do R1 foram de 7,5; 7,2; 7,6 e 6,9 e no R2 de 7,8; 7,2; 7,5 e 7,2 nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os microrganismos metanogênicos tem crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, podendo haver estabilidade na formação de metano em uma faixa mais ampla, entre 6,0 e 8,0 (Chernicharo, 1997). Desta forma os valores de pH observados nos ensaios 1, 2, 3 e 4 não foram limitantes para a metanogênese nos reatores R1 e R2, e sua estabilidade pode ser atribuída aos altos valores de alcalinidade total (AT) observados. Os valores médios da alcalinidade total do afluente foram de 730, 1356, 1239 e 1143 $\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente, havendo aumento significativo ($p < 0,05$) nos ensaios 2, 3 e 4. Para os efluentes dos reatores R1 e R2, os valores médios da alcalinidade total foram de 2310, 2182, 2301 e 1918 $\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$ e de 2682, 2579, 2141 e 2139 $\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$ nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente, não havendo diferença significativa nos valores de alcalinidade total dos reatores R1 e R2, mesmo com o aumento da COV aplicada de 2,26 para 6,85 kg DQO total ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$). As concentrações médias de AVT no afluente foram de 960, 981, 798 e 910 $\text{mg CH}_3\text{COOH L}^{-1}$, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, não havendo diferença significativa. As concentrações médias de AVT no efluente do R1 foram de 103, 1944, 1437 e 1120 $\text{mg CH}_3\text{COOH L}^{-1}$ e no R2 de 124, 1132, 742 e 427 $\text{mg CH}_3\text{COOH L}^{-1}$, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Após 100 dias de operação com o início do segundo ensaio, houve aumento significativo ($p < 0,05$) na concentração de AVT no R1 com o aumento da COV aplicada, de 2,26 para 4,64 kg DQO total ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

CONCLUSÕES

O sistema de tratamento composto pelos reatores UASB R1 e R2 apresentou estabilidade em todas as condições de operação a que foram submetidos, permitindo a obtenção de elevados valores de eficiência de remoção de DQO total, sólidos suspensos e fenol, possibilitando o tratamento das águas residuárias do beneficiamento do café por via úmida com alta concentração de matéria orgânica e compostos tóxicos como o fenol. A maior parte da remoção de matéria orgânica ocorreu no reator R1, bem como as maiores produções de biogás. O uso do processo em dois estágios foi de extrema importância para a manutenção da estabilidade do sistema, no caso de eventuais choques de carga orgânica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brasil. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**, Resolução n. 430, 13/05/11. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 23p., 2011.
- Bruno, M.; Oliveira, R. A. de. Tratamento de anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento do café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.28, n.2, p.364-377, 2008.
- Bruno, M.; Oliveira, R. A. de. Desempenho de reatores UASB em dois estágios seguidos de pós-tratamento com lodos ativados em batelada de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.34, n.4, p. 808-819, 2013.
- Campos, C. M. M., Prado, M. A. C., Pereira, E. L. Caracterização físicoquímica, bioquímica e energética da água residuária do café processado por via úmida. **Bioscience Journal**, v. 26, n. 4, p. 514-524, 2010.
- Chernicharo, C. A. L. de. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Politécnica Ltda., 1997. 246p
- Guariz, C. S. L. **Desempenho de reatores UASB em série no tratamento de águas residuárias de atividades agropecuárias**. 2014. 158 p. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2014.
- Prado, M. A. C.; Campos, C. M. M. Produção de biogás no tratamento dos líquidos do processamento de *Coffea arabica* L. em reator anaeróbio UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café. **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, v.32, n.3, p.938-947, 2008
- Van haandel, A. C., Cavalcanti, P. F. F., Medeiros, E. J. S., Silva, J. K. M. Excess sludge discharge frequency for UASB reactors. **Water Science and Technology**. Kiddingington, v. 40, n.8, p. 211-219, 1999.

Tabela 1. Características químicas e físico-químicas das águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida coletadas na Fazenda (ensaios 1,2 e 3) e preparadas com café em coco (ensaio 4) .

Ensaio	pH	DQO _{total}	FT	NTK	N.am	N.org	P _{total}	Ca	K	Mg	Na	Zn	Mn	Cu	Fe	Ni
mg L ⁻¹																
1	4,1	12199	47,8	331,7	19,5	312,2	14,8	2,3	10,9	0,6	21,2	1,2	0,7	0,2	9,8	2,8
2	4,3	28602	186,5	482,8	65,0	417,8	25,0	6,4	12,1	1,2	32,6	2,3	1,4	0,6	14,0	6,7
3	4,2	16472	108,7	434,9	65,5	369,4	19,6	2,8	10,2	0,5	24,5	1,2	0,7	0,2	10,3	5,4
4	4,5	21930	54,4	490,9	77,1	395,2	18,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Média	4,3	19800	99,3	435	56,7	421,3	19,5	3,8	11,0	0,8	26,1	1,6	0,9	0,3	11,4	4,9
CV (%)	13	55	72	16	33	32	14	38	22	65	24	44	17	72	38	68

FT-fenóis totais, NTK- nitrogênio total, N-amon.- nitrogênio amoniacal, N.org.- nitrogênio orgânico
P_{total}- fósforo total

EMPREGO DE FILTRO ANAERÓBIO NO PÓS-TRATAMENTO DE REATOR UASB TRATANDO EFLUENTES DE ABATEDOURO FRANGOS

Santos, R.P. ^{1*}; Rodrigues, L.S.²; Lima, C.A.³; Dutra, J.C.F.⁴; Sousa, S.R.⁴; Ribeiro, M.C.⁵ Silva, I.J.².

¹Graduanda em Medicina Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

²Professores da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

³Mestranda em Ciência Animal da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

⁴Graduanda em Aquicultura da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

⁵Graduanda em Engenharia Civil do CEFET, Belo Horizonte-MG-Brasil

Email: renatadepaoli@yahoo.com.br

RESUMO: O presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um filtro anaeróbio no pós- tratamento de águas residuárias de abate de frangos. O estudo foi desenvolvido em um abatedouro avícola situado na cidade de Sete Lagoas, MG. A estação de tratamento foi composta por peneira estática, caixa de gordura, tanque de equalização, reator UASB e um filtro anaeróbio. Foram realizadas análises físico-químicas do afluente, e dos efluentes do UASB e do filtro anaeróbio. Os parâmetros avaliados foram: pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), e sólidos suspensos voláteis (SSV). Os valores médios encontrados para DQO foram: 2924; 669 e 301 mg L⁻¹, respectivamente para afluente e efluente do UASB e filtro anaeróbio, com eficiência de remoção de 52,03% do filtro e 89,57% do sistema como um todo. Para DBO: 1460; 192 e 93 mg/L, com eficiência de remoção de 50,76% e 93,50%. Para SST: 779; 300 e 126 mg/L, sendo a eficiência de remoção de 55,73% e 89,57%. Para SSV: 767; 277 e 120 mg/L e eficiência de remoção de 54,20% e 84,25%. Conclui-se que o emprego do filtro anaeróbio no pós-tratamento do reator UASB contribui para o alto desempenho do sistema na remoção de sólidos e carga orgânica. Dessa forma, o emprego de filtro anaeróbio no pós-tratamento de reator UASB mostra-se uma alternativa viável para o tratamento de efluentes de frigoríficos

Palavras chave: digestão anaeróbia; agroindústria; impacto ambiental.

EMPLOYMENT OF ANAEROBIC FILTER IN POST- TREATMENT OF WASTEWATER UASB REACTOR TREATING SLAUGHTERHOUSE CHICKENS

ABSTRACT: This study aimed to evaluate the performance of an anaerobic filter in post-treatment of poultry slaughterhouse wastewater. The study was conducted at a poultry slaughterhouse located in the city of Sete Lagoas, MG. The treatment station consisted of static sieve, grease trap, equalization tank, UASB reactor and an anaerobic filter. Physico-chemical analysis of the influent and effluent of UASB and anaerobic filter were performed. The parameters evaluated were: pH, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS). The average values for COD were: 2924; 669 and 301 mg L⁻¹, respectively for influent and effluent from the UASB and anaerobic filter, with removal efficiency of the filter of 52.03% and 89.57% of the system as a whole. For DBO: 1460; 192 and 93 mg/L, with removal efficiency of 50.76% and 93.50%. For SST: 779; 300 and 126 mg/L being the removal efficiency of 55.73% and 89.57%. For SSV: 767; 277 and 120 mg/L and removal efficiency of 54.20% and 84.25%. We conclude that the use of anaerobic filter in the post-treatment of the UASB reactor contributes to the high performance of the system in the removal of solids and organic load. Thus, the use of anaerobic filter in the post-treatment of UASB reactor appears to be a viable alternative for the treatment of effluents from slaughterhouses.

Keywords: anaerobic digestion; agribusiness; environmental impact.

INTRODUÇÃO

O agronegócio tem importância relevante na economia brasileira e a produção de aves se destaca nesse cenário, visto que o Brasil é um dos maiores produtores de aves e maior exportador de carne de frango do mundo. Segundo a União Brasileira de Avicultura (UBABEF, 2014) o Brasil deve continuar liderando as exportações e ainda ter o crescimento ampliado em aproximadamente 3% em 2014.

Como resultado, temos um conseqüente crescimento da indústria de processamento do frango logo, um significativo aumento na geração de efluentes. Os efluentes produzidos pelo processamento da carne de frango apresentam alta carga orgânica e elevada concentração de sólidos, devido à presença de sangue, gordura e proteínas. Por isso motivo, o descarte deste efluente sem o devido tratamento direto nos corpos d'água causam um grave dano ambiental. Uma alternativa interessante para o tratamento desses resíduos são os sistemas de reatores anaeróbios, como o *Upflow anaerobic sludge blanket* ou Reator anaeróbio de manta de lodo - UASB (LOPES, 2011; RODRIGUES, 2012).

Os processos anaeróbios são interessantes por suas características peculiares como a baixa produção de sólidos, baixo consumo de energia, baixos custos de implantação e operação, tolerância a elevadas cargas orgânicas e baixos tempos de detenção hidráulica, que conferem aos reatores anaeróbios um grande potencial de aplicabilidade no tratamento de águas residuárias concentradas e/ou diluídas (RODRIGUES, 2008).

No entanto, de acordo com Von Sperling (2002), os sistemas de tratamento anaeróbios sozinho praticamente não removem nutrientes, coliformes, nem patógenos e dificilmente conseguem atender os padrões preconizados pela legislação ambiental, sendo portanto recomendado seu uso associado a algum sistema pós-tratamento para o efluente do reator UASB.

Entre as alternativas de pós-tratamento, uma que se destaca é o uso de filtros anaeróbios, que tem sido amplamente utilizado no tratamento de efluentes industriais e domésticos. Caracterizam-se por ter uma parte de seu volume preenchido com material inerte – pedra (pedra britada nº 4 é a mais usada no Brasil), plástico, cerâmica, etc. - que serve como um suporte fixo, na superfície do qual se desenvolve um leito de lodo biológico (biofilme). O efluente que entra no filtro entra em contato com a biomassa e é convertido em produtos intermediários e finais (metano, gás carbônico) (KATO *et al.*, 1999).

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em um abatedouro avícola situado na cidade de Sete Lagoas, MG. O sistema de tratamento foi composto por peneira estática, caixa de gordura, tanque de equalização, reator UASB e um filtro anaeróbio. A ETE foi projetada para abate diário médio de 3000 aves/dia. A vazão média diária do abatedouro foi de 30 m³/dia. A carga orgânica aplicada no reator UASB foi 0,50 kg DQO/m³ dia.

Foram realizadas análises físico-químicas do afluente, e dos efluentes do UASB e do filtro anaeróbio. As análises foram realizadas no laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG. Os parâmetros avaliados foram: pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), e sólidos suspensos voláteis (SSV).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios encontrados (tabela 1 e 2) para DQO foram: 2924; 669 e 301 mg/L, respectivamente para afluente e efluente do UASB e filtro anaeróbio, demonstrando eficiência de remoção de 52,03% do filtro e 89,57% do sistema global. Para DBO: 1460; 192 e 93 mg/L, com eficiência de remoção de 50,76% e 93,50%. Para SST: 779; 300 e 126 mg/L,

sendo a eficiência de remoção de 55,73% e 89,57%. Para SSV: 767; 277 e 120 mg/L e eficiência de remoção de 54,20% e 84,25%. Os valores de remoção de DQO acima de 85% e DBO chegando a quase 95% são superiores ao exigido pela Legislação ambiental (DN COPAM/CERH 01/2008).

Para o pH os valores encontrados foram: 7,0; 6,9 e 7,1. O pH do sistema se manteve próximo a neutralidade, demonstrando um equilíbrio do sistema de tratamento e favorecendo a eficiência do sistema, tendo em vista que o pH ótimo para o crescimento das arqueas metanogênicas está dentro da faixa observada (6,5 a 7,5)

Rajakumar et al. (2011) avaliou um filtro anaeróbio tratando efluente de abatedouro de frango. A maior eficiência de DQO encontrada foi de 78% demonstrando também eficácia no processo.

Em estudos similares, HALALSHEH (2010) e RUIZ (1997), utilizando a mesma configuração de tratamento, encontraram eficiências totais similares, sendo de 63 a 84% para o primeiro e 65% para o segundo

CONCLUSÃO

Conclui-se que os sistemas de reatores anaeróbios em dois estágios apresentam alto desempenho na remoção de sólidos e carga orgânica, sendo o filtro anaeróbio pós-tratamento uma alternativa aditiva nos sistemas de tratamento de efluentes. Dessa forma, o emprego de filtro anaeróbio no pós-tratamento de reator UASB mostra-se uma alternativa viável para o tratamento de efluentes de frigoríficos, uma vez que apresenta bons resultados de remoção e baixo custo de implantação.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro. Aos professores e colegas do laboratório de Saneamento Ambiental, da Escola de Veterinária da UFMG.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

UBABEF - União Brasileira de Avicultura. **Exportação mundial de frango em 2012**. 2014. Disponível em: <http://www.ubabef.com.br/estatisticas/frango/exportacao_mundial_carne-frango_2012>. Acesso em 05/09/2014

LOPES, B. C. **Avaliação de desempenho do sistema reator UASB e filtro anaeróbio no tratamento de águas residuárias de um abatedouro avícola**. 2011. 42f. Monografia (Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; LOPES, B. C. Caracterização de águas residuárias em sistemas de produção animal. **Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia**. n.66, p.52-70. 2012.

RODRIGUES, L. S. **Concepção e avaliação de sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura**. 2008. 151f. Tese (Doutorado em Ciência Animal) - Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2002. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 3).

KATO, M. T.; de ANDRADE NETO, C. O.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Configurações de reatores anaeróbios. In: Campos. R. J. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada de lodo**. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB, 1999. cap. 3, p. 53-99.

Tabela 1. Valores médios dos parâmetros físico-químicos do afluente e efluentes do reator UASB e filtro anaeróbio.

	pH	DBO mg L ⁻¹	DQO mg L ⁻¹	SST mg L ⁻¹	SSV mg L ⁻¹
Afluente	6,97	1460	2924	779	767
UASB	6,87	192	669	300	277
Filtro Anaeróbio	7,09	93	301	126	120

Tabela 2. Eficiência de remoção do afluente e efluentes do reator UASB e filtro anaeróbio.

	DBO (%)	DQO (%)	SST (%)	SSV (%)
Reator UASB	79,59	46,46	48,42	50,92
Filtro Anaeróbio	50,76	52,03	55,73	54,20
Global	93,50	89,57	83,70	84,25

AVALIAÇÃO DOS REQUERIMENTOS DE POTÊNCIA EM BIORREADORES HETEROTRÓFICOS MICROALGAIS

Alberto Meireles dos Santos¹; Mariana Manzoni Maroneze^{1*}; Aline Meireles dos Santos¹; Leila Queiroz Zepka¹, Maria Isabel Queiroz², Eduardo Jacob Lopes¹

¹Departamento de Tecnologia e Ciência de Alimentos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil

²Escola de Química e Alimentos, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), 96201-900, Rio Grande, RS, Brasil

e-mail: albertomsrs@gmail.com

RESUMO: O objetivo do trabalho foi avaliar os requerimentos de potência nos sistemas de aeração de biorreatores heterotróficos microalgais. Os experimentos foram conduzidos em um biorreator, de coluna de bolhas, alimentado com 1,5L de efluente, 100mg/L do inoculo da microalga *Phormidium autumnale*, temperatura de 25°C e Q/V (vazão por unidade de volume) de 0,5, 1,0, 1,5 VVM. Os resultados obtidos demonstraram ligeiros ganhos de desempenho em crescimento celular e consumo de substratos para vazões por unidade de volume de 1,5VVM. Um comportamento pronunciadamente similar foi constatado nas condições de 0,5 e 1VVM. Desta forma, vazões por unidade de volume (Q/V) de 0,5VVM serão consideradas como a condição de equilíbrio para a operação do biorreator heterotrófico. Um comparativo entre o sistema de lodo ativado e o biorreator heterotrófico microalgal, mostra um ganho de 3,53W/m³ de efluente tratado, resultando substanciais melhorias no processo.

Palavras-Chave: aeração, requerimento de potência, biorreator, *Phormidium* sp.

EVALUATION OF POWER REQUIREMENTS IN MICROALGAL HETEROTROPHIC BIOREACTORS

ABSTRACT: The objective was to assess the power requirements in the aeration of heterotrophic microalgal bioreactor systems. The experiments were conducted in a bioreactor, a bubble column, fed with 1.5 liters of waste water, 100mg / L of inoculum from the microalgae *Phormidium autumnale*, 25°C and Q/V (flow rate per unit volume) of 0.5, 1.0, 1.5 VVM. The results showed slight performance gains in cell growth and substrate consumption for flow rates per unit volume 1.5VVM. A markedly similar behavior was observed under the conditions of 0.5 and 1 VVM. Thus, per unit volume flows (Q/V) 0.5 VVM be considered the equilibrium condition for the operation of heterotrophic bioreactor. A comparison between the activated sludge system and the heterotrophic microalgal bioreactor, showing a gain of 3.53 W/m³ of treated effluent, resulting in substantial improvement process.

Keywords: aeration, power requirement, bioreactor, *Phormidium autumnale*.

INTRODUÇÃO

A intensificação da produção agroindustrial e a eliminação para o ambiente dos resíduos e águas residuais gerados têm levantado uma série de questões ambientais, incluindo, entre outros problemas, eutrofização e poluição das águas subterrâneas. Por conseguinte, a necessidade de remoção de contaminantes tornou-se ainda mais importante (Rasoul-Amini et al., 2014).

Os efluentes agroindustriais apresentam características adequadas para suportar o cultivo de microalgas, pois possuem elevada concentração de material orgânico, nitrogênio e fósforo (Rodrigues, et al., 2014). As microalgas são capazes de bioconverter esses nutrientes presentes no efluente. Neste sentido, a sua utilização em efluentes agroindustriais seria uma alternativa de baixo custo em comparação com as formas convencionais de tratamento, onde

através de um processo há remoção de três poluentes simultaneamente (Queiroz, et al., 2007).

No entanto, a utilização de microalgas para tratamento de efluentes agroindustriais não é isenta de problemas, e muita investigação deve ser feita para melhoria destes sistemas. A fase de cultura de um bioprocessamento de microalgas tem a maior carga de energia, e uma parte significativa do consumo de energia está na aeração. Para a produção de bioprodutos a partir de microalgas, é essencial reduzir os requisitos de energia para o processo ser suficientemente energia-positivo e, assim, possível de executar (Jones & Harrison, 2014).

Em face disto, o objetivo deste trabalho foi avaliar os requerimentos de potência nos sistemas de aeração de biorreatores heterotróficos microalgais, com base nas transferências de oxigênio para a água residuária associadas à resposta metabólica da *Phormidium autumnale* e conseqüentemente nos parâmetros cinéticos do bioprocessamento.

MATERIAL E MÉTODOS

A microalga utilizada foi a *Phormidium autumnale* obtida a partir de um isolamento de uma área localizada no deserto de Cuarto Cienégas (26° 59' N, 102° 03' W – México). A cultura estoque foi mantida e propagada em agar inclinado, nas condições de 20°C e 1klux. O meio de cultura utilizado foi o meio sintético BGN (Rippka et al., 1979) adicionado de agar-agar na concentração de 15g/L.

O efluente proveniente do abate e processamento de aves e suínos foi coletado após o tratamento primário (peneira rotativa e equalizador), na estação de tratamento de efluentes da empresa.

O aparato experimental foi constituído de um biorreator do tipo coluna de bolhas, construído em vidro de 0,5mm de espessura, diâmetro interno de 15 cm, altura de 20 cm e 3,5 L de volume de trabalho. O sistema de dispersão de gases do reator constituiu em um difusor de ar de 1,5 cm localizado no centro da base da coluna.

Os experimentos foram conduzidos em um biorreator, de coluna de bolhas, operando em batelada, alimentado com 1,5L de efluente, com pH ajustado para 7,5, 100mg/L do inoculo da microalga *Phormidium autumnale*, temperatura de 25°C, ausência de luminosidade, e Q/V (vazão por unidade de volume) de 0,5, 1,0, 1,5 VVM (volume de ar por volume de efluente por minuto).

As amostras foram coletadas em intervalos regulares de 12h e caracterizadas quanto a demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NTK), fósforo total (PO_4^{-3}) e concentração celular. A demanda química de oxigênio, fósforo total e a concentração de nitrogênio total do efluente foram determinados conforme a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). A concentração celular foi determinada gravimetricamente por meio da filtração de um volume conhecido de efluente em filtro de 0,45 μ m de diâmetro. Os testes foram realizados em duplicata e os dados cinéticos referentes à média de quatro repetições.

Os dados de crescimento celular e consumo de substrato foram utilizados para calcular os seguintes parâmetros cinéticos: produtividade celular ($P_x = \mu_{max} \cdot X$, mg/L), taxas de consumo de DQO, NTK e PO_4^{-3} ($r_c = dC/dt$, mg/L.h) e eficiência de remoção de DQO, NTK e PO_4^{-3} ($ER = C - C_0 / C_0$), onde X é a densidade celular no tempo t=t (mg/L), t é tempo (h), r_c é a taxa de consumo de DQO, NTK e PO_4^{-3} (mg/L), C é a concentração final de DQO, NTK e PO_4^{-3} (mg/L) e C_0 é a concentração inicial de DQO, NTK e PO_4^{-3} (mg/L).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliações das necessidades de aeração do biorreator heterotrófico

Em processos aeróbios, as exigências de oxigenação são determinantes no desempenho dos sistemas, como uma consequência direta dos processos metabólicos da célula. Por outro lado, os custos operacionais, relacionados à energia necessária aos

aeradores e sopradores limita a atratividade comercial de inúmeros bioprocessos. Neste sentido, os projetos tecnológicos têm sido conduzidos na direção da busca do equilíbrio operacional nos biorreatores (Shuler & Kargi, 2001, Tchobanoglous et al., 2003). A Tabela 1 apresenta os parâmetros cinéticos do biorreator heterotrófico nas diferentes vazões por unidade de volume de ar avaliadas.

Tabela 1. Parâmetros cinéticos do biorreator heterotrófico a partir do efluente agroindustrial.

Parâmetro	Vazão por unidade de volume		
	0,5 VVM	1,0 VVM	1,5 VVM
X_{max} (mg/L)	965 ^a	1050 ^b	1120 ^c
P_x (mg/L.h)	11,6 ^a	13,9 ^b	15,0 ^c
μ_{max} (h ⁻¹)	0,026 ^a	0,027 ^a	0,028 ^a
r_{DQO} (mg/L.h)	46,5 ^a	46,5 ^a	46,8 ^a
r_{N-NTK} (mg/L.h)	1,65 ^a	1,74 ^a	2,3 ^b
$r_{P-PO_4^{-3}}$ (mg/L.h)	0,03 ^a	0,03 ^a	0,10 ^b
ER _{DQO} (%)	98,5 ^a	98,5 ^a	98,5 ^a
ER _{N-NTK} (%)	85,6 ^a	85,6 ^a	85,6 ^a
ER _{P-PO_4^{-3}}} (%)	91,3 ^a	91,3 ^a	91,3 ^a
TDH (h)	66 ^a	66 ^a	48 ^b

X_{max} : densidade celular máxima; P_x : produtividade celular; μ_{max} : velocidade máxima específica de crescimento celular; r_c : taxa de consumo de DQO, N-NTK e $P-PO_4^{-3}$; ER: eficiência de remoção de DQO, N-NTK e $P-PO_4^{-3}$.

* letras diferentes em uma mesma linha indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$)

A análise dos dados confirma os perfis de crescimento celular e consumo de substratos estabelecendo ligeiros ganhos de desempenho para vazões por unidade de volume de 1,5VVM. Adicionalmente, um comportamento pronunciadamente similar foi constatado nas condições de 0,5 e 1VVM. Desta forma, vazões por unidade de volume (Q/V) de 0,5VVM serão consideradas como a condição de equilíbrio para a operação do biorreator heterotrófico, uma vez que resultará em menores requerimentos de potência para a operação do processo.

Requerimentos de potência nos sistemas de aeração de biorreatores heterotróficos microalgais

Em termos energéticos, essa economia nas vazões de aeração podem ser melhor visualizadas nas Tabela 2, que apresenta os requerimentos de potência em ambos os sistemas.

Tabela 2. Requerimentos de potência em sistema de lodos ativados com nitrificação-desnitrificação e biorreator heterotrófico microalgal.

Biorreator	W/m ³
Lodo ativado ¹	13,20
Heterotrófico microalgal	9,68

1: Tchobanoglous et al., 2003

A análise dos dados demonstra que a operação de um biorreator heterotrófico microalgal poderia proporcionar um ganho de $3,52 \text{ W/m}^3$ quando comparado a um sistema de lodos ativados com nitrificação-desnitrificação, que se considerado de acordo com a legislação, o volume total de 10.000 m^3 de efluente tratado por dia para uma indústria de grande porte, representaria $35,2 \text{ kW}$. Considerando-se uma operação de 24h/dia em 336 dias/ano, isso representaria $492,8 \text{ kWh}$. Adicionalmente, se consideramos a tarifa média da energia elétrica industrial no país (ANEEL, 2013), atualmente fixada em R\$ $0,329/\text{kWh}$, esta redução de potência instalada representaria uma economia de energia elétrica de R\$ $162.100/\text{ano}$.

CONCLUSÃO

A operação do biorreator heterotrófico microalgal demonstrou que vazões por unidade de volume de $0,5\text{VVM}$ podem ser consideradas como o ponto de equilíbrio entre desempenho cinético e os requerimentos de potência do sistema. E um comparativo entre sistema de lodo ativados utilizado na indústria de processamento de aves e suínos e o biorreator heterotrófico microalgal mostra um ganho de $3,52\text{W/m}^3$ de efluente tratado, representando $492,8 \text{ kWh}$ ao ano, resultando economia de R\$ $162.100/\text{ano}$.

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL. Disponível em: www.aneel.gov.br. Acessado 22 de outubro de 2014.

American Public Health Association. 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Washington.

Jones S.M.J., Harrison S.T.L. **Aeration energy requirements for lipid production by *Scenedesmus sp.* in airlift bioreactors**. Algal Research, v.5, p.249–257, 2014.

Queiroz, M.I.; Jacob-Lopes, E.; Zepka, L.Q.; Bastos, R.G.; Goldbeck, R. **The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cyanobacteria in a stirred batch reactor**. Bioresource Technology, v.98, p.2163–2169, 2007.

Rasoul-Amini, S.; Montazeri-Najafabady, N.; Shaker, S.; Safari, A.; Kazemi, A.; Mousavi, P.; Mobasher, M.A.; Ghasemi, Y. **Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae free cells in bath culture system**. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, v.3, p.126–131, 2014.

Rodrigues, D.B.; Flores, E.M.M.; Barin, J.S.; Mercadante, A.Z.; Jacob-Lopes, E.; Zepka, L.Q. In Press, Accepted Manuscript. **Production of carotenoids from microalgae cultivated using agroindustrial wastes**. Food Research International (2014), doi: 10.1016/j.foodres.2014.06.037

Rippka, R.; Deruelles, J.; Waterbury, J.B.; Herdman, M.; Stanier, R.Y. 1979. **Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria**. Journal of General Microbiology 111, 1–61.

Shuler, M.L., Kargi, F. **Bioprocess Engineering: Basic Concepts**. Prentice Hall PTR; 2th edition, 2001.

Tchobanoglous, G.; Burton, F.L.; Stensel, D. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. 4th edition, McGraw-Hill, 2003.

EFICIÊNCIA DO REATOR ABR SEGUIDO DE FILTRO ANAERÓBIO NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES E ORGANISMOS PATOGENICOS EM EFLUENTES DE PROCESSAMENTO DE PESCADO

Sousa, S.R.^{*1}; Rodrigues, L.S.²; Sampaio, R.R.¹; Dutra, J.F.C.¹; Santos, R.P.³; SILVA, I.J.²

¹Graduanda em Aquicultura da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

²Professores da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil.

³Graduanda em Medicina Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

email: stellarubim@yahoo.com.br

RESUMO: A criação de organismos aquáticos vem crescendo significativamente nos últimos anos. Concomitantemente, observa-se também o aumento do consumo de pescado e da implantação de indústrias de processamento. As indústrias de processamento do pescado geram um volume de efluente significativo e de alta carga orgânica, ocasionando grande preocupação ambiental. A legislação ambiental estabelece normas de lançamento de efluentes que devem ser atendidas, tornando necessária a busca de alternativas para a redução dos poluentes gerados na atividade de processamento. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um reator anaeróbico compartimentado (ABR) seguido por filtro anaeróbico (FA) em escala real, tratando efluentes de frigorífico de pescado. O trabalho foi desenvolvido em um frigorífico de pescado situado no sul de Minas Gerais. O frigorífico possui uma estação de tratamento de efluentes composta por peneira estática, caixa de gordura, reator ABR e filtro anaeróbico. O monitoramento consistiu em um conjunto de análises físico-químicas e biológica dos afluentes e efluentes de todos os pontos da estação. Amostras foram coletadas com frequência quinzenal durante dez meses e analisadas no Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG. Os parâmetros avaliados foram: Amônia, nitrito, nitrato, NTK, fosfato e coliformes. Os resultados médios da eficiência de remoção destes parâmetros, respectivamente, do reator ABR foram de 4,64%, 39,96%, 68,66%, 20,90%, -25,41% e 82,56%, e do FA -0,46%, 72,63%, 53,24%, -3,77%, -17,08%, e 2,43. Desta forma, o sistema composto pelo reator ABR seguido pelo Filtro Anaeróbico apresentou uma alta remoção de Nitrito, Nittrato e coliformes.

Palavras-Chave: agroindústria, resíduos, digestão anaeróbia.

ABR EFFICIENCY REACTOR FOLLOWED BY ANAEROBIC FILTER IN THE REMOVAL OF NUTRIENTS AND PATHOGENS IN WASTEWATER PROCESSING OF FISH

ABSTRACT: The farming of aquatic organisms has grown significantly in recent years. Concomitantly, we also observed increased consumption of fish and deployment of processing industries. The fish processing industries generate a volume of effluent mean and high organic load, causing major environmental concern. Environmental legislation establishes standards for effluent discharge that must be met, making it necessary to search for alternatives to reduce pollutants generated in the processing activity. Thus, the aim of this study was to evaluate the performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) followed by anaerobic filter (AF) in real scale, treating effluent from fish fridge. This work was developed in a refrigerator of fish located in the south of Minas Gerais. The refrigerator has a station effluent composed of a static sieve, grease trap, ABR reactor and anaerobic filter treatments. The monitoring consisted of a set of physical, chemical and biological analyzes of influent and effluent from all points of the season. Samples were collected with a fortnightly basis for ten months and analyzed at the Laboratory of the School of Veterinary Sanitation UFMG. The parameters assessed were: ammonia, nitrite, nitrate, NTK, phosphate and coliform. The average results of the removal efficiency of these parameters, respectively, of ABR reactor were 4,64%, 39,96%, 68.66%, -20,90% -25,41% and 82,56%. The results for FA were -

0,46%, 72,63%, 53,24%, -3,77%, -17,08%, and 2,43%. Thus, the system composed of the filter reactor followed by ABR Anaerobic showed high removal of nitrite, nitrate and coliforms.

Key Words: agribusiness, waste, anaerobic digestion.

INTRODUÇÃO

O cultivo de organismos aquáticos, comumente chamado de aquicultura, é o segmento da produção animal que mais tem crescido no cenário mundial atual, ultrapassando as taxas de crescimento da bovinocultura, da avicultura e suinocultura (ONO & KUBITZA, 2003). A produção alimentícia de peixes na aquicultura mundial em 2012 consistiu em 44,2 milhões de toneladas de pescado (66%), 15,2 milhões de toneladas de moluscos (23%), 6,4 milhões de toneladas de crustáceos (10%) e 0,9 milhões de toneladas animais de outras espécies aquáticas (1%). A aquicultura experimentou um alto crescimento médio anual de 10,8 por cento e 9,5 por cento durante os anos 1980 e 1990, respectivamente. No entanto, a taxa diminuiu para uma média de 6,1 por cento entre 2002 a 2012, de acordo com a FAO.

A indústria comercial de processamento de pescado gera grandes quantidades de resíduos sólidos e de águas residuárias, exibindo elevadas concentrações de matéria orgânica, amônia e fósforo. Os resíduos sólidos incluem resíduos de peixe inteiro, vísceras e miudezas, que são provenientes da filetagem (HWANG & HANSEN, 1998).

As águas residuárias vêm principalmente de operações de limpeza e de lavagem de matérias-primas, e contém contaminantes orgânicos na forma solúvel, coloidal e particulada. Esta água residuária necessita ser tratada antes de ser descartada. Dispostos de forma inadequada, os resíduos do processamento podem gerar sérios problemas ambientais ligados à depleção do oxigênio dissolvido, eutrofização, quantidades excessivas de nitrato em águas superficiais e subterrâneas, toxicidade por amônia a peixes, e problemas de saúde em virtude da presença de microrganismos patogênicos (FERNANDES & OLIVEIRA, 2006).

A digestão anaeróbia pode ser aplicada como alternativa no tratamento desses resíduos para a redução do poder poluente. O reator anaeróbio compartimentado ou de chicanas (*Anaerobic Baffled Reactor* - ABR) é um tanque com diversas câmaras dispostas horizontalmente em série, cada qual separada por paredes ou chicanas verticais, através das quais o líquido se movimenta descendente e ascendentemente ao longo do reator, permitindo que a água residuária atravesse regiões de elevada concentração de microrganismos ativos que se formam junto ao fundo do reator (BARBER & STUCKEY, 1999). Segundo VOSSOUGH et al. (2003), o reator de chicanas combina as vantagens do filtro anaeróbio, que apresenta alta estabilidade e segurança.

A legislação ambiental estabelece normas de lançamento de efluentes que devem ser atendidas, tornando necessária a busca de alternativas para a redução dos poluentes gerados na atividade de processamento. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um reator anaeróbio compartimentado (ABR) seguido por filtro anaeróbio (FA) em escala real, tratando efluentes de frigorífico de pescado.

MATERIAL E MÉTODOS

O sistema de tratamento de esgoto em estudo pertence a um frigorífico de processamento de pescado localizado no sul de Minas Gerais. O sistema foi constituído de uma peneira estática, caixa de gordura, reator ABR e filtro anaeróbio (FA). O monitoramento consistiu em um conjunto de análises físico-químicas e biológica dos afluentes e efluentes de todos os pontos da estação. Amostras foram coletadas com frequência quinzenal durante dez meses e analisados no Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG. Os parâmetros avaliados foram: Amônia, nitrito, nitrato, NTK, fosfato e coliformes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O sistema composto pelo reator ABR seguido pelo Filtro Anaeróbio apresentou alta eficiência na remoção de Nitrito, Nitrato, e Coliformes, conforme a Tabela 1. Entretanto, a eficiência na remoção de Amônia, NTK e Fosfatos apresentou-se negativa. De acordo com Sperling (1997), processos anaeróbios são relacionados à remoção insatisfatória de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Em relação ao sistema de reator ABR, este pode sofrer perda de sólidos, caso sejam verificados grandes variações e picos excessivos da vazão afluyente, uma vez que o sistema não dispõe de mecanismos auxiliares de retenção de biomassa no sistema (SPERLING, 1997).

A eficiência negativa pode indicar algumas falhas no processo de tratamento do efluente. Observou-se neste caso, uma velocidade elevada da entrada do esgoto bruto dentro do sistema de tratamento, e falhas no tratamento primário, visto que a peneira e a caixa de gordura não apresentavam um bom funcionamento. Grande parte do material que deveria ficar retido na peneira era direcionado diretamente para a caixa de gordura, e juntamente com a vazão elevada do esgoto bruto, o efluente possibilitou o carreamento de parte do lodo do sistema, que é composto por bactérias que realizam o tratamento anaeróbio.

A tabela 2 explicita os valores de concentração dos parâmetros analisados nos pontos do tratamento secundário. Observa-se o aumento das concentrações de amônia, NTK, e fosfatos, indicando a baixa capacidade de remoção destes nutrientes na estação de tratamento de efluentes do frigorífico. Além disso, as condições de lançamento dos parâmetros de amônia e fósforo do filtro anaeróbio, não atendem os padrões de lançamento estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 1/2005.

CONCLUSÃO

O sistema composto pelo reator ABR seguido pelo Filtro Anaeróbio apresentou alta remoção para os parâmetros de nitrito, nitrato e coliformes. Os valores negativos da eficiência da remoção de amônia, NTK e fosfato foram causados pela perda de lodo tanto no reator ABR como no filtro anaeróbio aumentando a concentração efluente.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro. Aos professores e colegas do laboratório de Saneamento Ambiental, da Escola de Veterinária da UFMG.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20 ed. Washington, d. C. 1998.
- BARBER, W.P.; STUCKEY, D.C. **The use of anaerobic baffled reactor (ABR) for the wastewater treatment: a review**. *Water Research*, Oxford, v.33, n.7, p.1.559-1.578, 1999.
- Chernicharo, C. A. Lemos. *Reatores Anaeróbios*. 2ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.
- FERNANDES, G.F.R.; OLIVEIRA, R.A. de. **Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura**. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.26, n.1, p.243-256, 2006.
- Hwang, S., Hansen, C.L. **Formation of organic acids and ammonia during acidogenesis of trout precessing wasterwater**. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 41:151.
- MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa nº. 01 de 2008**. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais/Conselho Estadual de Recursos Hídricos – COPAM/CERH, 2008.
- ONO, E.A.; KUBITZA, F. *Cultivo de peixes em tanques-rede*. 3.ed. Jundiaí: E. A. ONO, 2003. 112p.

VOSSOUGH, M.; SHAKERI, M.; ALEMZADEH, I. **Performance of anaerobic baffled reactor treating synthetic wastewater influenced by decreasing COD/SO₄ ratios.** *Chemical Engineering and Processing*, Tehran, v.42, n.10, p.811-816, 2003.

Tabela 1. Média da eficiência da remoção do sistema reator ABR - FA

Parâmetro	Reator ABR %	Filtro Anaeróbio %	Global %
Amônia	4,64	-0,46	-31,14
Nitrito	39,95	72,63	68,63
Nitrato	68,66	53,24	71,43
NTK	20,90	-3,77	-13,77
Fosfatos	-25,41	-17,08	-14,87
Coliformes	82,86	2,43	88,8

Tabela 2. Média dos afluentes e efluentes do sistema reator ABR - FA.

Parâmetro	Afluente (mg L ⁻¹)	Reator ABR (mg L ⁻¹)	Filtro Anaeróbio (mg L ⁻¹)
Amônia	18,8	24,5	24,6
Nitrito	7,7	8,8	2,4
Nitrato	4,5	2,8	1,3
NTK	28,6	31,4	32,5
Fosfatos	9,2	9	10,6

AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DE *Burkholderia sacchari* (LFM 101) COM OS SUBSTRATOS SACAROSE E GLICOSE EM DIFERENTES TEMPERATURAS

Nascimento, V.M.^{*1}; Andrade, C.S.²; Fonseca, G.G.³

¹Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFGD, bolsista CAPES, e-mail: valkirea@hotmail.com

²Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFGD, bolsista CAPES, e-mail: camilasouza.andrade7@gmail.com

³Professor da Faculdade de Engenharia de Alimentos, UFGD, e-mail: ggf@ufgd.edu.br
UFGD-FAEN, C. Postal 79804-970 - Dourados-MS

RESUMO: Biopolímeros, polihidroxicanoatos (PHAs) têm atraído grande interesse industrial. São produzidos por diversas bactérias e possuem o potencial para se tornarem uma alternativa para os plásticos convencionais. As aplicações potenciais dos PHA são muito variadas devido à diversidade de combinações monoméricas possíveis. Um microrganismo com grande potencial para a produção industrial de biopolímero é *Burkholderia sacchari*. A maior dificuldade encontrada na produção de PHAs é o custo elevado do substrato, a sacarose pode ajudar a reduzir os custos de produção regionais. Este trabalho teve por objetivo avaliar o crescimento de *B. sacchari* (LFM 101) em termos cinéticos, utilizando-se glicose e sacarose como substrato, as temperaturas de 30 e 35 °C. Os resultados mostram que a *B. sacchari* em cultivo com sacarose a 35 °C apresentou melhores parâmetros cinéticos. Quanto ao rendimento de polímero em massa celular seca, até a fase estacionária, os ensaios com maior acúmulo foram com glicose a 35 °C.

Palavras-Chave: biomassa, cinética, polihidroxicanoatos (PHAs)

ASSESSING THE GROWTH OF *Burkholderia sacchari* (LFM 101) WITH THE SUBSTRATES SUCROSE AND GLUCOSE IN DIFFERENT TEMPERATURES

ABSTRACT: Biopolymers, polyhydroxyalkanoates (PHAs) have attracted great industrial interest. They are produced by various bacteria and have the potential to become an alternative to conventional plastics. Potential applications of PHA are very varied due to the diversity of possible monomer combinations. A microorganism with great potential for industrial production of biopolymer is *Burkholderia sacchari*. The biggest difficulty in the production of PHAs is the high cost of the substrate, the sucrose can help to reduce regional production costs. This study aimed to evaluate the growth of *B. sacchari* (LFM 101) in kinetic terms, using sucrose and glucose as substrate, at temperatures of 30 and 35 °C. The results show that *B. sacchari* in culture with sucrose at 35 °C presented better kinetic parameters. Regarding the polymer yield in dry cell mass, until the stationary phase, the tests with higher accumulation were with glucose at 35°C.

Key Words: biomass, kinetics, polyhydroxyalkanoates (PHAs).

INTRODUÇÃO

O bioplástico é um material produzido a partir de matéria-prima 100% renovável e que em geral, quando descartado em condições que favorecem o seu processo de decomposição, integra-se mais rápido à natureza do que os plásticos convencionais. O polihidroxibutirato (PHB) apresenta a particularidade de ser altamente biodegradável quando exposto a ambiente biologicamente ativo, o que o torna muito atraente para a substituição dos plásticos convencionais. É uma espécie de poliéster proveniente da cana-de-açúcar ou

de outras fontes renováveis. Apresenta coloração branca e aspecto granuloso. PHB é o principal representante dos PHA's, sendo suas propriedades semelhantes às do polipropileno, PP. (Telles et al., 2011).

Um microrganismo com grande potencial para a produção industrial de bioplástico é *Burkholderia sacchari* (Squio e Aragão, 2004). A linhagem *Burkholderia sacchari* LFM 101 foi isolada de solo de canavial brasileiro (*Saccharum officinarum*), é uma bactéria gram-negativa, possui muitos flagelos polares, sua forma é de bastonete, medindo 0,5 a 0,8 μm de comprimento. Ela pode acumular mais de 68 % de sua massa seca celular em forma de grânulos de poli-3-hidroxi-butirato P(3HB) a partir de sacarose (Sant'Ana, 2013).

Polihidroxicanoatos (PHAs) são polímeros que podem ser acumulados na forma de inclusões citoplasmáticas por diversas bactérias em grande quantidade. A síntese de PHAs normalmente ocorre quando há excesso de fonte de carbono disponível e limitação de pelo menos um nutriente como nitrogênio, fósforo ou oxigênio essencial à multiplicação das bactérias (Strelec, 2006).

As aplicações potenciais dos PHA são muito variadas devido a diversidade de combinações monoméricas possíveis. Pode-se mencionar a produção de embalagens, para produtos de higiene, vasos para mudas de plantas, produtos injetados, brinquedos, cosméticos, produtos farmacêuticos e médicos, como fios de sutura, próteses ósseas e capsulas para liberação controlada de fármacos, entre outras (Mendonça, 2009).

A dificuldade da comercialização de PHA's é seu alto custo, acerca de 40 % do total do custo de produção são devidos aos substratos. Visando reduzir os custos de produção, torna-se necessário a utilização de fontes de carbono mais baratas como a sacarose. Em países como o Brasil, onde a cana-de-açúcar é abundante, a sacarose é substrato de baixo custo e sua utilização como fonte de carbono na produção de PHA's poderia diminuir os custos de produção regionais (Squio e Aragão, 2004).

Desta forma este trabalho teve por objetivo avaliar o crescimento de *B. sacchari* (LFM 101) em termos cinéticos, utilizando-se glicose e sacarose como substrato, as temperaturas de 30 e 35 °C.

MATERIAL E MÉTODOS

Microrganismos e meios de cultivo: para o estudo utilizou-se *B. sacchari* (LFM 101), obtidas liofilizadas. Realizou-se o cultivo em frascos Erlenmeyer de 500 mL, contendo 250 mL de meio mineral (MM) (Lee & Choi, 2001). As fontes de carbono utilizadas foram o glicose e sacarose (10 g/L), sendo autoclavadas separadamente e adicionadas assepticamente ao meio.

Cultivos em incubador rotativo: previamente realizou-se o pré-inóculo e partindo deste, foi realizado o inóculo nos frascos. Para o procedimento utilizou-se incubadora shaker a 30 e 35°C, a 250 rpm. Os cultivos foram realizados em frascos inoculados de modo que a densidade óptica inicial ($\lambda = 600 \text{ nm}$) nos cultivos fossem 0,1. Com o experimento em andamento, a cada hora foram feitas amostragens.

Determinações analíticas: a biomassa foi acompanhada pela densidade óptica em espectrofotômetro UV-Vis, convertida a gramas por litro através de curva padrão. A fase exponencial de crescimento foi identificada como a região linear da plotagem do $\ln(\text{DO})$ versus tempo para os dados de cultivo. A velocidade específica de crescimento máxima (μ_{max}) foi determinada como a inclinação desta reta e o tempo de duplicação (TD) pelo quociente do $\ln(2)$ pelo μ_{max} . Avaliou-se a concentração máxima de biomassa ($X_{\text{máx}}$), obtida por curva de calibração, e a produtividade máxima em células ($P_{\text{máx}}$).

Rendimento: ao atingir a fase estacionária foram interrompidos os cultivos, centrifugou-se a biomassa (1.100 rpm por 40 minutos), secou-se em estufa de circulação de ar (40 °C por 24 horas). A extração foi realizada por solvente utilizando-se de um extrator

Soxhlet e clorofórmio mantendo o fluxo por 12 horas. Concentrou-se então a solução e fez-se a precipitação do polímero com etanol 95 %.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme exposto na Tabela 1, ao comparar os parâmetros cinéticos da *Burkholderia sacchari* LFM 101 entre os ensaios estudados, percebe-se que frente ao substrato sacarose ela apresenta melhores resultados. Ao analisar os ensaios observou-se que o comportamento dos parâmetros foram próximos. Porém, percebe-se que o melhor ensaio foi o de sacarose à 35 °C, devido sua maior velocidade máxima de crescimento específica (0,556 1/h), maior produtividade em células (0,147 g/L/h) e menor tempo de duplicação (1,248 h). Os valores de velocidade máxima de crescimento foram todos maiores que os reportados por Gomez (1996) utilizando *Burkholderia* sp. IPT 101 e *Cupriavidus necator* DSM 545, em que se obtiveram as velocidades específicas de crescimento de 0,45 1/h e 0,3 1/h, respectivamente, utilizando como substrato a glicose.

Quanto ao rendimento os melhores resultados foram com glicose a 35 °C (41,2 %), resultado maior que o obtido por Mendonça (2009) em cultivo com a mesma linhagem utilizando glicose (10g/L) por 24 horas (31,93 % PHA em sua massa seca celular). Pois nas primeiras 24 horas de cultivo, a bactéria utiliza as fontes de carbono e de nitrogênio para o crescimento e a partir de 24 horas, quando o nitrogênio foi todo consumido, o excesso de carbono presente é utilizado para o acúmulo de PHA.

Conforme relatado por Squio e Aragão (2004), a *Burkholderia sacchari* tem grande potencial para a produção industrial, principalmente pela capacidade de consumir sacarose. Este potencial é confirmado por Gomez (2006), onde em seu estudo a *Burkholderia* sp. IPT 101 foi capaz de acumular 75 % do seu peso seco em P(3HB) a partir de glicose mais frutose e 69 % a partir de sacarose, com uma eficiência maior que 80 % do máximo rendimento teórico, em cultivos de 48 horas.

CONCLUSÃO

Através dos estudos cinéticos realizados, verificou-se que a *Burkholderia sacchari* LFM 101 apresentou melhores parâmetros em cultivos com sacarose à 35 °C. O acúmulo de PHA com maior expressão acontece a partir de 24 horas de cultivo. Quanto ao rendimento em porcentagem de polímero em massa seca celular os valores obtidos nestas condições foram maiores que os obtidos por outros autores. Assim, a *B. sacchari* revela-se como uma alternativa para a redução de custo de produção de PHAs.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Prof. Dr. Gregório Cabrera Gomez por gentilmente ter cedido o microrganismo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- GOMEZ, J.G.C.; RODRIGUES, M.F.A.; ALLI, R.C.P.; TORRES, B.B.; BUENO NETTO, C.L., OLIVEIRA, M.S.; SILVA, L.F. Evaluation of Soil Gram-negative Bacteria yielding Polyhydroxyalkanoic Acids from Carbohydrates and Propionic Acid. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 45, p. 785-791, 1996.
- LEE, S.Y.; CHOI, J.L. Production of microbial polyester by fermentation of recombinant microorganisms. **Advances in Biochemical Engineering and Biotechnology**, v. 71, p. 183-207, 2001.
- MENDONÇA, T.T. Avaliação do potencial de *Burkholderia sacchari* produzir o copolímero biodegradável poli(3-hidroxibutirato-co-3-hidroxihexanoato)[P(3HB-co-3HHX)]. São Paulo,

2009. **Dissertação** (Mestre em Ciências) – Departamento de Microbiologia do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo.

SANT'ANA, D.V.P. Análise de fluxos metabólicos aplicada à biossíntese do polímero biodegradável poli-3-hidroxibutirato P(3HB) por *Burkholderia sacchari*. São Paulo, 2013.

Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/Instituto Butantan/IPT.

SQUIO, C.R.; ARAGÃO, G.M.F. Estratégias de cultivo para a produção dos plásticos biodegradáveis poli(3-hidroxibutirato) e poli(3-Hidroxibutirato-co-3-hidroxivalerato) por bactérias. **Quim. Nova**, Vol. 27, No. 4, 615-622, 2004.

STRELEC, T. Isolamento de bactérias produtoras de biossurfactantes ramnolipídios e polihidroxialcanoatos e avaliação da relação metabólica no processo de síntese. São Paulo, 2006. **Dissertação** (Mestrado em Biotecnologia) - Interunidades em Biotecnologia USP-IPT-I. Butantan da Universidade de São Paulo.

TELLES, M.R; SARAN, L.M; UNÊDA-TREVISOLLI, S.H. Produção, propriedades e aplicações de bioplástico obtido a partir da cana-de-açúcar. **Ciência & Tecnologia: FATEC-JB**, Jaboticabal, v. 2, n. 1, p. 52-63, 2011.

Tabela 1. Parâmetros cinéticos de cultivo de *B. sacchari* LFM 101 em meio mineral

S_0 (10 g/L)	T (°C)	μ_{max} (1/h)	X_{max} (g/L)	TD (h)	P_{max} (g/L/h)	PHA (%MSC)
Glicose	30	0,513±0,000	1,850±0,081	1,352±0,001	0,102±0,004	39,58±1,266
	35	0,514±0,000	3,00±0,109	1,349±0,000	0,135±0,005	41,20±0,898
Sacarose	30	0,517±0,015	1,873±0,115	1,341±0,040	0,103±0,006	25,93±2,496
	35	0,556±0,027	2,978±0,376	1,248±0,062	0,147±0,019	33,12±5,989

T: temperatura; S_0 : substrato; TD: tempo de duplicação; P_{max} : produtividade máxima em células; μ_{max} : velocidade específica de crescimento máxima; X_{max} : concentração máxima de biomassa; %MSC: porcentagem de polímero em massa seca celular.

EFEITO DA TEMPERATURA NOS PARÂMETROS CINÉTICOS COM *Burkholderia sacchari* LFM 101 E *Ralstonia eutropha* LFM 026

Nascimento, V.M.^{*1}; Andrade, C.S.²; Fonseca, G.G.³

¹Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFGD, bolsista CAPES, e-mail: valkirea@hotmail.com

²Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFGD, bolsista CAPES, e-mail:
camilasouza.andrade7@gmail.com

³Professor da Faculdade de Engenharia de Alimentos, UFGD, e-mail: ggf@ufgd.edu.br
UFGD-FAEN, C. Postal 79804-970 - Dourados-MS

RESUMO: Com o avanço dos problemas ambientais ocasionados pelo acúmulo dos plásticos sintéticos, surge como alternativa os polihidroxialcanoatos (PHA), tendo como característica principal a biodegradabilidade e o uso de fontes de carbono renováveis. Apesar do interesse industrial, os custos de produção são considerados um grande problema para sua utilização em larga escala, uma vez que o substrato é um dos principais fatores para o aumento do custo do produto final. Portanto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento dos parâmetros cinéticos das bactérias *Burkholderia sacchari* LFM 101 e *Ralstonia eutropha* LFM 026 frente a diferentes temperaturas para produção de PHA, usando a glicose como única fonte de carbono. Através dos ensaios realizados, a *Burkholderia sacchari* LFM 101 cultivada em temperatura de 35 °C, obteve melhores parâmetros cinéticos em relação a *Ralstonia eutropha* LFM 026.

Palavras-Chave: biopolímeros, cinética, crescimento.

EFFECT OF TEMPERATURE ON THE KINETIC PARAMETERS WITH *Burkholderia sacchari* LFM 101 E *Ralstonia eutropha* LFM 026

ABSTRACT: With the advancement of environmental problems caused by the accumulation of synthetic plastics, there is an alternative: polyhydroxyalkanoates (PHA), its main characteristic is biodegradability and use of renewable carbon. Although the industrial interest, production costs is a problem for their large-scale use, in fact, the substrate is a major factor for the increase of the final product. Therefore, this study aims to evaluate behavior kinetic parameters the physiology of the bacteria *Burkholderia sacchari* and *Ralstonia eutropha* 101 LFM 026 LFM, with different temperatures for PHA production, using glucose as unique carbon source. In the tests at *Burkholderia sacchari* LFM 101 grown in temperature of 35 °C, got better kinetic parameters than *Ralstonia eutropha* LFM 026.

Key Words: biopolymers, kinetics, growth.

INTRODUÇÃO

Nos dias atuais o uso de materiais plásticos é cada vez mais frequente decorrente a suas características mecânicas, durabilidade e seu baixo custo. Entre os diversos polímeros de uso da sociedade atual, os plásticos sintéticos têm sido mais utilizados (Sant'ana, 2013).

No ano de 2013 a indústria de transformação de plástico (Abiplast) totalizou cerca de 6,76 milhões de toneladas de plásticos transformados. Em relação ao ano anterior, o faturamento da mesma aumentou cerca de 8,6 % totalizando 61,33 bilhões, representando grande importância no mercado brasileiro.

Entretanto, os problemas ambientais é um dos graves fatores ocasionados pelos polímeros químicos, devido ao acúmulo no meio ambiente e sua alta resistência à decomposição biológica, conduzindo a alteração da biodiversidade. Considerando que este foi um dos principais contribuintes para que houvesse a necessidade de mudar a percepção sobre os biopolímeros, começando a estudar a viabilidade do uso destes poliésteres para substituir, pelo menos parcialmente, se não totalmente a utilização dos polímeros químicos (Otari e Ghosh, 2009).

Segundo Lopes (2010) há uma demanda social e ambiental pela substituição desses materiais por outros mais adequados ao meio ambiente, principalmente por materiais biodegradáveis, considerado como bioplásticos.

Os polihidroxialcanoatos (PHAs) são poliésteres acumulados por bactérias, como reserva de carbono e energia, na forma de grânulos intracelulares, podendo utilizar como fonte de carbono substratos de baixo (Rodríguez, 2012). A biodegradabilidade e biocompatibilidade são importantes características do PHA (Du et al, 2012).

Neste sentido considera-se que o uso dos polihidroxialcanoatos é de grande importância para o desenvolvimento industrial, considerando que seu uso facilitará a diminuição no custo do seu produto. O objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento dos parâmetros cinéticos das bactérias *Burkholderia sacchari* LFM 101 e *Ralstonia eutropha* LFM 026 frente a diferentes temperaturas para produção de PHA, usando a glicose como única fonte de carbono.

MATERIAL E MÉTODOS

As linhagens utilizadas para este trabalho foram a *Burkholderia sacchari* LFM 101 e *Ralstonia eutropha* LFM 026, realizou-se os cultivos em frascos erlenmeyer de 500 ml, contendo 250 ml de meio mineral descrito a partir da metodologia de Lee e Choi (2001), a fonte de carbono usada foi a glicose (10 g/L) sendo autoclavadas 121 °C durante 15 minutos e adicionadas ao meio asépticamente.

Os cultivos foram realizados em incubador rotativo shaker, onde previamente realizou-se o pré-inóculo e partindo deste, foi realizado o inóculo nos frascos com a temperatura a 30 e 35°C e 250 rpm. Os cultivos foram realizados em frascos inoculados de modo que a densidade óptica inicial ($\lambda = 600$ nm) nos cultivos fossem 0,1. Com o experimento em andamento, a cada hora foram realizadas leituras de densidade óptica.

Densidade óptica foi obtida utilizando-se espectrofotômetro UV-Vis ($\lambda=600$ nm) nas diluições requeridas a cada instante. A fase exponencial de crescimento foi identificada como a região linear da plotagem do $\ln(DO)$ versus tempo para os dados de cultivo, sendo DO a densidade óptica. A velocidade específica de crescimento máxima (μ_{max}) foi determinada como a inclinação desta reta e o tempo de duplicação (DT) pelo quociente do $\ln(2)$ pelo μ_{max} . Avaliou-se a concentração máxima da biomassa (X_{max}), obtida por uma curva de calibração (correlacionando a absorbância e massa celular seca), e a produtividade máxima em células (P_{max}).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observou-se a partir dos parâmetros cinéticos que a *B. sacchari* LFM 101 com a temperatura a 35 °C apresentou melhor desempenho comparada a *Ralstonia eutropha* LFM 026. Conforme exposto na Tabela 1, a LFM 101 apresentou melhores parâmetros à temperatura de 35 °C, apresentando maiores valores de velocidade específica máxima de crescimento ($\mu_{max} = 0,57$ 1/h), concentração máxima da biomassa ($X_{max} = 3,81$) e produtividade máxima em células ($P_{max} = 0,188$).

Para as duas espécies de bactérias estudadas, a temperatura de 35 °C, para estas condições de cultivo, obteve-se melhores resultados. O que está em desacordo com

Sant'ana (2013), que diz ser temperatura ideal de crescimento para *B. sacchari* está no intervalo de 28 a 30 °C.

Ao observar os dados referente a velocidade de crescimento específica, a *B. sacchari* destacou-se em relação à *R. eutropha* (0,473 e 0,223 1/h respectivamente), este estudo está conforme ao realizado por Gomez (1996) onde a *B. sacchari* foi capaz de crescer com velocidade específica de crescimento 0,4 – 0,45 1/h, maior que *R. eutropha* 0,3 1/h. Além disso, ainda no estudo de Gomez, a *B. sacchari* apresentou grande potencial por possuir uma alta eficiência de conversão de glicose em P(3HB) atingindo aproximadamente 80% da produção máxima.

Devido a alta eficiência já consolidada da *R. eutropha* para produção de biopolímeros, a mesma já é utilizada em escala industrial desde meados da década de 90, possuindo altas taxas de produção de PHA em glicose, porém sua desvantagem é que linhagens não modificadas são capazes apenas de metabolizar açúcares invertidos (Telles et al, 2011).

CONCLUSÃO

A bactéria *Burkholderia sacchari* LFM 101 apresentou melhores parâmetros cinéticos em glicose comparada a *Ralstonia eutropha* LFM 026. Os cultivos com temperatura de 35 °C foram mais eficientes para ambas as linhagens estudadas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Prof. Dr. Gregório Cabrera Gomez por gentilmente ter cedido o Microrganismo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- DU, C.; J. SABIROVA; W. SOETAERT; KI, S.C, LIN. Polyhydroxyalkanoates Production From Low-cost Sustainable Raw Materials, Current Chemical Biology, Vol. 6, 2012.
- GOMEZ, J.G.C.; RODRIGUES, M.F.A.; ALLI, R.C.P.; TORRES, B.B.; BUENO NETTO, C.L., OLIVEIRA, M.S.; SILVA, L.F. Evaluation of Soil Gram-negative Bacteria yielding Polyhydroxyalkanoic Acids from Carbohydrates and Propionic Acid. Applied Microbiology and Biotechnology, v. 45, p. 785-791, 1996.
- LEE, S.Y.; CHOI, J.L. Production of microbial polyester by fermentation of recombinant microorganisms. Advances in Biochemical Engineering and Biotechnology, v. 71, p. 183-207, 2001.
- LOPES, G.C.S. Produção de plásticos biodegradáveis utilizando hidrolisado hemicelulósico de bagaço de cana-de-açúcar. Tese (Doutorado) ao Programa de Pós-graduação em Internidades em Biotecnologia, USP, 2010.
- MENDONÇA, T.T Avaliação potencial de *Burkholderia sacchari* produzir o copolímero biodegradável poli(3-hidroxibutirato-co-3-hidroxialcanoato) [P(3HB-co-3HHX)]. 130f. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-graduação em Microbiologia, USP, 2009.
- OTARI, S.V; GHOSH, J.S. Production and Characterization of the Polymer Polyhydroxy Butyrate-copolyhydroxy Valerate by Bacillus Megaterium NCIM 2475, Journal of Biological Sciences Vol.2, 23-26, 2009.
- RODRIGUEZ, J.K.B. Produção de polihidroxialcanoatos por linhagens recombinantes de *Escherichia coli*. Tese (Doutorado), Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, USP, 2012.
- SANT'ANA, D.V.P. Análise de fluxos metabólicos aplicada à biossíntese do polímero biodegradável poli-3-hidroxi-burtirato P(3HB) por *Burkholderia sacchari*, 112 f. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, 2013.

SQUIO, R.C; ARAGÃO, F.M.G Estratégias de cultivo para produção dos plásticos biodegradáveis poli(3-hidroxi-butirato) e poli(3-hidroxi-butirato-co-hidroxi-valerato) por bactérias. Química Nova. v. 27;No 4; p. 615-622, 2004.

TELLES, M.R; SARAN, L.M; UNÊDA-TREVISOLLI, S.H. Produção, propriedades e aplicações de bioplástico obtido a partir da cana-de-açúcar. Ciência & Tecnologia: FATEC-JB, Jaboticabal, V.2, n.1, 52-63, 2011.

Tabela 1. Parâmetros cinéticos dos cultivos com *B. sacchari* LFM 101 e *Ralstonia eutropha* LFM 026, em meio mineral com glicose como única fonte de carbono.

Espécie	T (°C)	μ_{max} (1/h)	X_{max} (g/L)	P_{max} (g/L/h)
LFM 101	30	0,473 ± 0,009	3,49 ± 0,250	0,180 ± 0,013
	35	0,577 ± 0,019	3,81 ± 0,209	0,188 ± 0,010
LFM 026	30	0,223 ± 0,002	3,89 ± 0,099	0,193 ± 0,005
	35	0,266 ± 0,012	4,52 ± 0,441	0,235 ± 0,023

μ_{max} : velocidade máxima de crescimento; x_{max} : concentração máxima da biomassa; P_{max} : produtividade máxima em células.

USO DE RESÍDUOS COMO FERTILIZANTE

DINÂMICA BACTERIANA NA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA DE DEJETOS BOVINOS NO PERÍODO OUTONO/INVERNO

FERNANDES, N.A.T.¹; LIMA, J.C.F.²; RIBEIRO, M.T.²; JAGUARIBE, L.L.¹; FERNANDES, A.J.¹; SOZZI, J.R.¹; SOUZA, C.S.¹; CARNEIRO, J.C.^{3*}; OTENIO, M.H.³

¹Bolsista Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG - Brasil

²Analistas Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG - Brasil

³Pesquisadores Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG - Brasil.

e-mail: marcelo.otenio@embrapa.br

RESUMO: O sistema de confinamento de gado leiteiro gera grande volume de dejetos diariamente. Este trabalho tem como objetivo avaliar a dinâmica de bactérias em dejetos de bovinos e efluentes de biodigestores contínuos, com ênfase nos potencialmente patogênicos. Os dejetos foram diluídos em água e homogeneizados manualmente até que o teor de sólidos ficasse na faixa de 3 a 4%. As cargas diárias foram realizadas a partir do 15º dia. A partir do abastecimento inicial dos biodigestores foram retiradas alíquotas para análise bacteriológicas nos tempos zero, 15, 30, 45 e 60 dias, no laboratório de microbiologia do rúmen da Embrapa Gado de Leite. O processo fermentativo proporcionou redução na contagem de bactérias potencialmente patogênicas dos resíduos, entretanto considera-se necessário aumentar o tempo de retenção hidráulico buscando uma maior diminuição da carga microbiana no biofertilizante produzido.

Palavras-chave: biodigestor, bovino, dejetos, microrganismo.

BACTERIAL DYNAMICS IN THE ANAEROBIC DIGESTION OF CATTLE MANURE DURING FALL / WINTER

ABSTRACT: The system of confinement dairy farm generates large volumes of waste daily. This work aims to evaluate the dynamics of bacteria in cattle manure and effluent of continuous digesters, with an emphasis on potentially pathogenic. The slurry was diluted in water and homogenized manually until the solids stay in the range of 3 to 4%. Daily loads were held from the 15th day. From the initial supply of biodigesters aliquots were taken for bacteriological analysis at zero, 15, 30, 45 and 60 days times in the rumen microbiology laboratory of Embrapa Dairy Cattle. The fermentation process decreased the count of potentially pathogenic bacteria waste, however it is considered necessary to increase the hydraulic retention time seeking greater decrease in microbial load in biofertilizer produced.

Key Words: biodigester, cattle, manure microorganism.

INTRODUÇÃO

A produção leiteira, no Brasil, se destaca no cenário mundial, com produção de estimada no ano de 2013 de 32 bilhões de litros de leite, sendo o quinto maior produtor do mundo.

O sistema de confinamento de gado leiteiro gera grande volume diário de dejetos concentrado em área reduzida. Os dejetos são geralmente utilizados como fonte de adubação para forragens, mas se aplicado sem tratamento adequado, possuem um alto potencial poluidor (COLDEBELLA, 2006). Um dos processos de conversão energética da biomassa é o biodigestão anaeróbia. Este processo natural de fermentação produz o biogás, utilizável como fonte de energia (YADVIKA et al., 2004), e biofertilizante.

Este trabalho tem como objetivo avaliar a dinâmica de bactérias em dejetos de bovinos e efluentes de biodigestores operados em contínuos, com ênfase em potencialmente patogênicos.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado na sede da Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG, utilizando-se quatro biodigestores contínuos de escala laboratorial, com capacidade para 60 litros de substrato bovino, no período outono/inverno.

As fezes de bovinos foram colhidas no instituto federal escola técnica de rio pomba. Os dejetos foram diluídos em água e homogeneizados manualmente até que o teor de sólidos ficasse na faixa de 3 a 4%. As coletas de dejetos foram realizadas semanalmente e armazenadas em geladeiras para realização do abastecimento diário. As cargas diárias foram realizadas a partir do 15º dia, com um volume de dois litros de substrato em cada biodigestor e, após cada abastecimento, houve a saída do efluente na mesma quantidade (2 l).

A partir do abastecimento inicial dos biodigestores foram retiradas alíquotas para análise microbiológicas nos tempos zero, 15, 30, 45 e 60 dias, no laboratório de microbiologia do rúmen da Embrapa Gado de Leite.

A contagem microbiana foi feita a partir da técnica de espalhamento superficial. Os meios de cultivo foram preparados, autoclavados e distribuídos em placa de petri estéreis (RESENDE et al. 2014). A amostra do tempo zero foi coletada do abastecimento inicial, as outras amostras foram compostas pelo efluente dos quatro biodigestores. Estas sofreram diluições seriadas em solução de 0,9% m/v de nacl, de 10^{-1} a 10^{-6} . Após as diluições, foi retirado 100µl das diluições 10^{-2} , 10^{-4} e 10^{-6} e inoculadas nos meios de cultivo.

Os meios de cultivos: ágar eosina azul de metileno (EMB), ágar hipertônico manitol (MAN) e ágar bile esculina azida (BE/A), foram utilizados para identificar respectivamente *E. coli*, *Staphylococcus aureus* e *Enterococcus* sp. e *Streptococcus* sp.

As alíquotas foram espalhadas nos meios de cultivo com auxílio de alças de drigalski descartável. Em seguida, as placas foram incubadas em posição invertida a 37°C por 24 horas. Após o período de incubação, as colônias foram contadas, e foram caracterizadas como fermentadoras e não fermentadoras, e de acordo com a especificidade do meio uma indicação para grupamentos de microrganismos patogênicos. Algumas colônias foram isoladas e congeladas para futura identificação molecular

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os meios de cultivo utilizados permitiram a presunção de grupos específicos, de acordo com a seletividade de cada meio.

O meio agar sal manitol permitiu o isolamento seletivo de *Staphylococcus* patogênicos, tendo crescimento abundante de *Staphylococcus aureus* e razoável de *Staphylococcus epidermidis*. Já o agar bile esculina permitiu o isolamento e identificação do grupo *Streptococcus* sp., pela hidrólise da esculina que forma um complexo preto em volta da colônia.

O agar eosina azul de metileno indicou se a bactéria é fermentadora ou não de lactose.

Foram isoladas para futura identificação molecular amostras de enterobactérias, *Staphylococcus* sp., e *Streptococcus* sp.

A figura 1 mostra a dinâmica de bactérias ao longo do período experimental. Com o tempo de retenção empregado observa-se redução na concentração de bactérias patogênicas fosse reduzida. RESENDE et al. (2014) observou maior redução na dinâmica de população avaliada, entretanto ressalta-se que as condições climáticas diferiu deste trabalho.

CONCLUSÃO

O processo fermentativo proporcionou redução na concentração de bactérias potencialmente patogênicas dos resíduos, considera-se necessário aumentar o tempo de retenção hidráulico buscando maior redução da carga microbiana no biofertilizante produzido.

AGRADECIMENTOS

A Embrapa e a ITAIPU Binacional pelo financiamento do projeto. A FAPEMIG pelo auxílio para participação no evento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

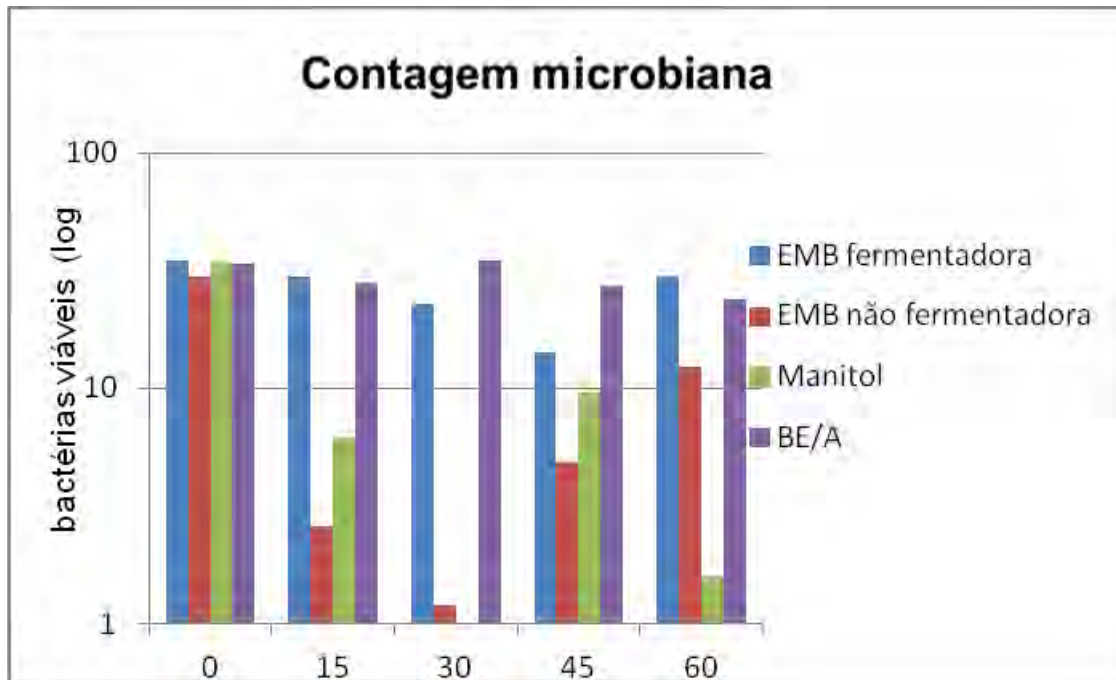
COLDEBELLA, ANDERSON. Viabilidade do uso do biogás da bovinocultura e suinocultura para geração de energia elétrica e irrigação em propriedades rurais. Unioeste, Paraná, 2006.

FAO – Organizações das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. Disponível em: <https://www.fao.org.br/ultimosrelatoriosfao.asp>. Acesso em: novembro 2014.

RESENDE, J.L.; SILVA, V.L.; OLIVEIRA, T.L.R.; et al. Prevalence and persistence of potentially pathogenic and antibiotic resistant bacteria during anaerobic digestion treatment of cattle manure. *Bioresource Technology*. v. 153, n.2, p.284-291, 2014.

YADVIKA, S.; SREEKRISHNAN, T.R.; KOHLI, S.; RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - a review. *Bioresource Technology*, v.95, n.1, p.1-10, 2004.

Figura 1: Dinâmica da população de bactérias em efluentes de biodigestores que utilizam como substratos dejetos de bovinos



EMB fermentadoras: bacilos gram-negativos da família *enterobacteriaceae*; EMB não fermentadora: bacilos gram-negativos; MANITOL: cocos gram-positivos/catalase positivo; BE/A: cocos gram-positivo/catalase-negativo

DINÂMICA BACTERIANA NA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA DE DEJETOS SUÍNOS NO PERÍODO OUTONO/INVERNO

SOUZA, C.S.¹; OTENIO, M.H. ²; LIMA, J.C.F.³; RIBEIRO, M.T. ³; FERNANDES, N.A.T. ¹;
JAGUARIBE, L.L. ¹; FERNANDES, A.J.¹; SOZZI, J.R. ¹; CARNEIRO, J.C. ²

¹ Bolsistas Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora-MG-Brasil

² Pesquisadores Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora-MG-Brasil.

³ Analistas Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora-MG-Brasil.

e-mail: marcelo.otenio@embrapa.br

RESUMO: Atualmente, o Brasil ocupa o terceiro lugar de maior produtor e quarto maior exportador de carne. Os sistemas de produção de suínos são geradores de resíduos com alto potencial poluidor. Este trabalho tem como objetivo avaliar a dinâmica de bactérias em dejetos de suínos e efluentes de biodigestores contínuos, com ênfase nos potencialmente patogênicos. Os dejetos foram diluídos em água e homogeneizados manualmente até que o teor de sólidos ficasse na faixa de 3 a 4%. As cargas diárias foram realizadas a partir do 15º dia. A partir do abastecimento inicial dos biodigestores foram retiradas alíquotas para análise bacteriológicas nos tempos zero, 15, 30, 45 e 60 dias, no laboratório de microbiologia do rúmen da Embrapa Gado de Leite. Os meios de cultivo utilizados permitiram a presunção de grupos específicos, de acordo com a seletividade de cada meio. O processo fermentativo proporcionou redução na contagem de bactérias potencialmente patogênicas dos resíduos, entretanto considera-se necessário aumentar o tempo de retenção hidráulico buscando uma maior diminuição da carga microbiana no biofertilizante produzido.

Palavras-chave: biodigestor, dejetos, microrganismos, suíno .

BACTERIAL DYNAMICS IN THE ANAEROBIC DIGESTION OF SWINE MANURE DURING FALL / WINTER

ABSTRACT: Currently, Brazil is the third largest producer and fourth largest exporter of swine. Systems of pig production are waste generators with high pollution potential. This work aims to evaluate the dynamics of bacteria in cattle manure and effluent of continuous digesters, with an emphasis on potentially pathogenic. The slurry was diluted in water and homogenized manually until the solids stay in the range of 3 to 4%. Daily loads were held from the 15th day. From the initial supply of biodigesters aliquots were taken for bacteriological analysis at zero, 15, 30, 45 and 60 days times in the rumen microbiology laboratory Embrapa Dairy Cattle. The culture media used allowed the presumption of specific groups, according to the selectivity of each medium. The fermentation process decreased the count of potentially pathogenic bacteria waste, however it is considered necessary to increase the hydraulic retention time seeking greater decrease in microbial load in biofertilizer produced.

Key Words: biodigester, manure, microorganisms, swine.

INTRODUÇÃO

A ABIPECS (2014) , divulgou que em 2012 o Brasil ocupava o terceiro lugar na produção, e o quarto maior exportador de carne suína. Embora a produção de suínos

seja de grande interesse para a economia nacional, ressalta-se que os sistemas de produção de suínos são geradores de resíduos orgânicos com alto potencial poluidor.

Dejetos quando manuseados e tratados de forma inadequada torna-se uma fonte poluidora ao meio ambiente, mas com o manejo correto pode-se reduzir os impactos ambientais, podendo ser utilizado com biofertilizantes e produção de biogás (COLDEBELLA, 2006).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a dinâmica de bactérias em dejetos de suínos e efluentes de biodigestores operados em contínuos, com ênfase em potencialmente patogênicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizado um ensaio de biodigestão anaeróbia em quatro biodigestores contínuos de escala laboratorial, mantidos na sede da Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG. Os biodigestores com capacidade de 60 litros foram alimentados com dejetos de suínos por período de 60 dias, no período outono/inverno.

Os dejetos foram diluídos em água e homogeneizados manualmente até o teor de sólidos de 3 a 4%. As coletas de dejetos foram realizadas semanalmente e armazenadas em geladeiras para realização do abastecimento diário. As cargas diárias foram realizadas a partir do 15º dia, com um volume de dois litros de substrato em cada biodigestor e, após cada abastecimento, houve a saída do efluente na mesma quantidade (2 l).

A partir do abastecimento inicial dos biodigestores foram retiradas alíquotas para análise nos tempos 0, 15, 30, 45 e 60 dias. A amostra foi analisada no laboratório de microbiologia do rúmen da Embrapa Gado de Leite.

A contagem microbiana foi feita a partir da técnica de espalhamento superficial, seguindo a metodologia adotada por RESENDE et al. (2014). Os meios de cultivo foram preparados, autoclavados e distribuídos em placa de petri de estéreis e descartáveis. A amostra do tempo zero foi coletada do abastecimento inicial, as outras amostras foram compostas pelo efluente dos quatro biodigestores. Estas sofreram diluições seriadas em solução de 0,9% m/v de NaCl, de 10^{-1} a 10^{-6} . Após as diluições, foi retirado 100 µl das diluições 10^{-2} , 10^{-4} e 10^{-6} e foram inoculadas nos meios de cultivo: ágar eosina azul de metileno (EMB), ágar hipertônico manitol (MAN) e ágar bile esculina azida (BE/A). Os meios de cultivos: ágar eosina azul de metileno (EMB), ágar hipertônico manitol (MAN) e ágar bile esculina azida (BE/A), respectivamente utilizadas para a identificação de *E. coli*, *Staphylococcus aureus* e *Enterococcus* sp. e *Streptococcus* sp.

As alíquotas foram espalhadas nos meios de cultivo com auxílio de alças de drigalski descartável. Em seguida, as placas foram incubadas em posição invertida a 37°C por 24 horas.

Após o período de incubação, as colônias foram contadas, e classificadas quanto a fermentadoras e não fermentadoras. Colônias foram isoladas e armazenadas em freezer a -80 °C para futura identificação molecular.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A dinâmica microbiológica (afluente e efluente) é representada na figura 1. Verifica-se redução do número de colônias de *Staphylococcus* sp e *Enterococcus* sp. ao longo do período experimental, principalmente na fase hidrolítica, até 15 dias.

Observou-se também a variação do número de fermentadores e não fermentadores. A concentração de enterobactérias no final do tempo de retenção (60 dias) foi de 2 unidades log, enquanto o contrário foi observado para os bacilos gran

negativos fermentadores. O aumento dos não fermentadores deveria ser investigado quando da identificação, e caracterização dos isolados para verificar o status sanitário do produto final.

CONCLUSÃO

Considera-se necessário identificar e caracterizar os isolados para determinar os riscos do uso de biofertilizante na agricultura. O tempo de retenção hidráulico melhorar a redução da carga microbiana.

AGRADECIMENTOS

A Embrapa e a ITAIPU Binacional pelo financiamento do projeto. A FAPEMIG pelo auxílio para participação no evento.

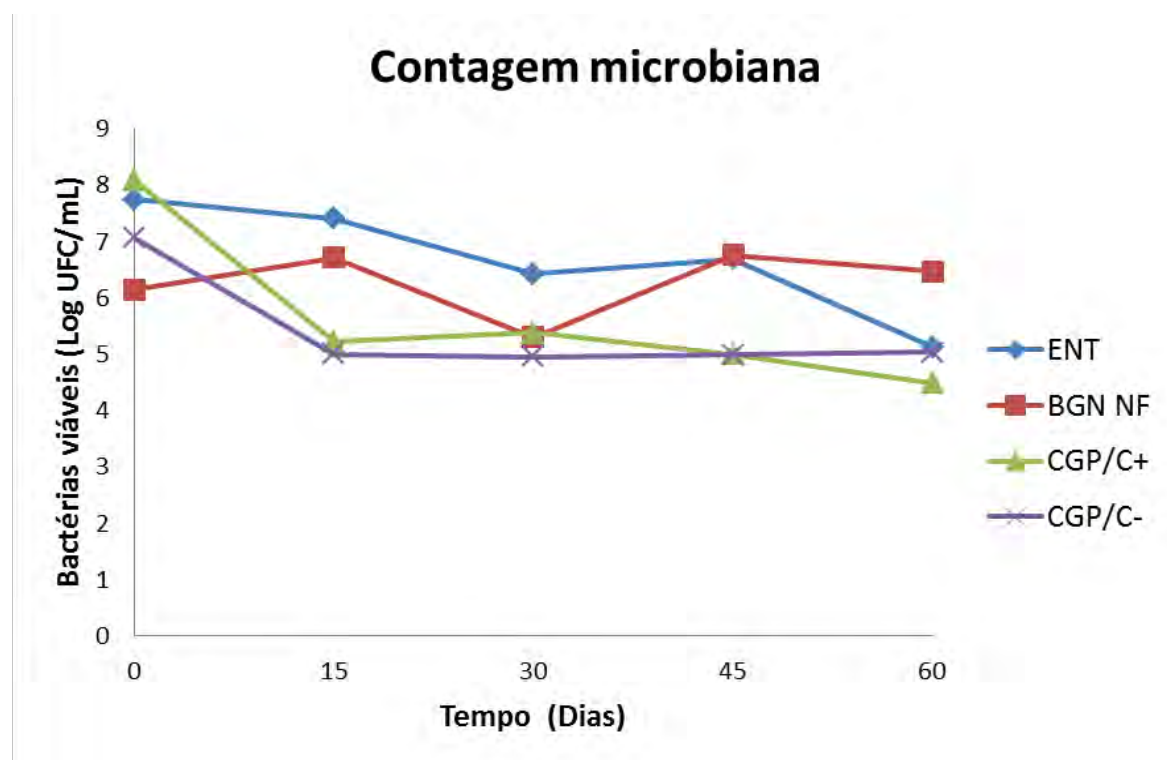
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. Acessado em novembro de 2014. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br/pt/relatorios.html>

COLDEBELLA, ANDERSON. Viabilidade do uso do biogás da bovinocultura e suinocultura para geração de energia elétrica e irrigação em propriedades rurais. Unioeste, Paraná, 2006.

RESENDE, J.L.; SILVA, V.L.; OLIVEIRA, T.L.R.; et al. Prevalence and persistence of potentially pathogenic and antibiotic resistant bacteria during anaerobic digestion treatment of cattle manure. *Bioresource Technology*. v. 153, n.2, p.284-291, 2014.

FIGURA 1: Dinâmica da população de bactérias em efluentes de biodigestores que utilizam como substrato dejetos de bovinos



ENT: bacilos gram-negativos da família *enterobacteriaceae*; BGN NF: bacilos gram-negativos não fermentadores; CGP/C+: cocos gram-positivos/catalase positivo; CGP/C-: cocos gram-positivos/catalase-negativo.

IMPACTO AMBIENTAL E ECONÔMICO DO APROVEITAMENTO DE EFLUENTE LEITEIRO COMO FERTILIZANTE

Palhares, J.C.P.¹

¹Pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos-SP-Brasil.
e-mail: julio.palhares@embrapa.br

RESUMO: O objetivo do estudo foi avaliar o impacto ambiental e econômico quando o aproveitamento do efluente leiteiro é feito com base no volume, nas concentrações de nutrientes e na recomendação agrônômica. Os impactos ambiental e econômico foram avaliados pelo cálculo do balanço de nutrientes e pela perda econômica para três cenários: volume fixo de efluente e cálculo com base no valor médio dos elementos, volume fixo de efluente e cálculo com base nas coletas mensais e cálculo com base na necessidade de nitrogênio e nas coletas mensais. O aproveitamento do efluente leiteiro com base na necessidade de nitrogênio da cultura vegetal e na caracterização periódica do efluente apresentou menor impacto ambiental e menor perda econômica. Os resultados sustentam que o aproveitamento de forma controlada pode ser feito, conservando a qualidade ambiental e, resultando em benefícios econômicos.

Palavras-chave: balanço de nutrientes, nitrogênio, pastagem.

ENVIRONMENTAL AND ECONOMIC IMPACT OF DAIRY EFFLUENT AS FERTILIZER

ABSTRACT: The aim was to evaluate the environmental and economic impacts in dairy effluent use as fertilizer based on the volume, nutrients concentrations, and agronomic recommendation. The environmental and economic impacts were assessed by calculating the nutrient balance and the economic loss to three scenarios: fixed volume of effluent and calculation based on the average nutrients concentrations, fixed volume of effluent and calculation based on monthly samples, and calculation based on nitrogen recommendation and monthly samples. The use of dairy effluent based on nitrogen recommendation and monthly samples showed the lowest environmental impact and economic loss. Results support that dairy effluent should be used with controll. It will preserve environmental quality and generate economic benefits.

Key words: nitrogen, nutrient balance, pasture.

INTRODUÇÃO

A bovinocultura leiteira está vivenciando um processo de intensificação, principalmente, pela melhoria das áreas de pastagem o que propicia maior produtividade de leite. O processo também resulta no aumento da porcentagem de animais em lactação, tendo como consequência maior produção de efluentes na ordenha. Estes podem ser aproveitados como fertilizante ou tratados para disposição na natureza.

A matéria orgânica é um componente transitório do solo, portanto, pode ser constantemente renovado pela adição de resíduos animais. O uso de efluentes pecuários como fertilizante é uma prática válida e que deve fazer parte do manejo ambiental de sistemas de produção animal. A prática é benéfica, pois proporciona o aporte de nutrientes e água para as culturas vegetais e por consequência reduz a necessidade de aquisição de fertilizantes químicos e de captação de água para irrigação das culturas; mas se realizada sem conhecimento e controle, torna-se uma potencial fonte difusa de poluição, comprometendo a qualidade do solo, ar e águas.

O controle deve ser feito considerando o conceito de balanço de nutrientes no qual a quantidade de efluente a ser aportada é calculada com base nas características do solo e do efluente e na recomendação agrônômica. A avaliação econômica da prática também

deve ser uma atividade de rotina, pois irá subsidiar a tomada de decisão sobre a necessidade de compra de fertilizantes químicos.

O objetivo do estudo foi avaliar os impactos ambiental e econômico quando o aproveitamento do efluente é feito com base no volume, nas concentrações de nutrientes e na recomendação agrônômica.

MATERIAL E MÉTODOS

Os dados produtivos utilizados no estudo de caso foram levantados por entrevistas com os responsáveis e coletas a campo em fazenda localizada no município de Descalvado-SP. A fazenda possuía 1.500 vacas holandesas em lactação, criadas em sistema free-stall, com média de 11.500 kg de leite por vaca por ano. As vacas eram ordenhadas três vezes ao dia em uma sala de ordenha “side by side” 2x30. O manejo alimentar era baseado em concentrado e volumoso acrescidos de caroço de algodão, polpa cítrica e minerais.

O efluente da ordenha era conduzido para um sistema de separação de sólidos (peneira e prensa) e armazenado em três lagoas em série com tempo de retenção hidráulica estimado em 20 dias. Diariamente e por 24h, o efluente era bombeado da terceira lagoa e aplicado superficialmente em área de 35 ha cultivada com capim Tifton 85, cortado a cada 30 dias para ser servido aos animais. Cinco coletas mensais para caracterização do efluente quanto às concentrações de nitrogênio e fósforo total e potássio foram realizadas no sistema de distribuição entre a terceira lagoa e a área de disposição. A análise dos elementos no efluente foi realizada de acordo com APHA (1992).

O impacto ambiental do uso do efluente como fertilizante foi avaliado pelo cálculo do balanço de nutrientes para três cenários: volume fixo de efluente e cálculo com base no valor médio dos elementos, volume fixo de efluente e cálculo com base nas coletas mensais e cálculo com base na necessidade de nitrogênio e nas coletas mensais.

O balanço é a subtração da disponibilidade do elemento no efluente pela recomendação agrônômica da cultura, considerando a quantidade do elemento no solo. Para determinação da recomendação agrônômica considerou-se as necessidades de adubação de manutenção para o Tifton 85 constantes no Boletim Técnico 100 (IA, 1997) e concentrações de fósforo e potássio no solo de 15-40 mg/dm³ e 1,6-3,0 mmol/dm³, respectivamente. O balanço foi feito para um ciclo de produção (30 dias), considerando as disponibilidades de nitrogênio, fósforo e potássio de 50%, 80% e 100%, respectivamente.

A valoração do poder fertilizante do efluente deu-se por meio de sua transformação em equivalente-fertilizante comercial, sendo considerados para tal uréia, superfosfato simples (SS) e cloreto de potássio (KCl). A base de dados do Instituto de Economia Agrícola de São Paulo foi utilizada como referência para os preços médios mensais históricos para um período de 10 anos. A Perda Econômica (P_{econ}) foi calculada de acordo com a Equação 1.

$$P_{econ} = PreFert \times QEq \quad (1)$$

Onde:

P_{econ} : Perda Econômica (R\$)

PreFert: é o preço por quilograma do fertilizante comercial uréia, superfosfato simples ou cloreto de potássio (R\$).

QEq: quantidade do equivalente-fertilizante comercial (subtração da disponibilidade do elemento no efluente pela a recomendação agrônômica, Boletim Técnico 100) (kg).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efluente apresentou as seguintes concentrações médias durante o período amostral: 735 mg Ntotal/L (variação de 577 a 898 mg/L), 24 mg Ptotal/L (variação de 18 a 29 mg/L) e 208 mg K/L (variação de 162 a 250 mg/L). Mori et al. (2009) obteve concentrações de 870 mg Ntotal/L, 550 mg Ptotal/L e 1.070 mg K/L para efluente leiteiro de animais criados em sistema free-stall. Diferenças entre unidades de produção são comuns, bem como diferenças na própria unidade de produção devido à variabilidade do manejo nutricional e do estágio de lactação dos lotes. Essa realidade dificulta a prática do uso dos efluentes como fertilizante, pois o recomendável seria fazer análises periódicas do efluente e cálculos do balanço.

Na Tabela 1 observa-se o balanço de nutrientes para os vários cenários propostos. A situação de cálculo mais fácil que é de volume fixo com base nos valores médios dos elementos não propiciaria o maior impacto ambiental quanto às concentrações de nitrogênio e fósforo. Pela simplicidade de cálculo, fato importante numa realidade produtiva em que a maior parte dos atores desconhece o conceito de balanço de nutrientes e/ou que teria dificuldade em realizá-lo, devido ao baixo nível de escolaridade, recomendar o cálculo por volume fixo e pela média das concentrações dos elementos pode propiciar avanços ambientais significativos. Essa situação também não apresentou as maiores perdas econômicas.

Mas utilizar as concentrações médias dos elementos no efluente infere erros que significam impactos ambientais maiores, conforme demonstram os cálculos por volume fixo com base nas coletas mensais. Mantendo-se o volume fixo de 600 m³/dia a maior sobra de nitrogênio foi de 151 kg/ha, quase duas vezes a recomendação da cultura para um ciclo de trinta dias e, a de potássio atingiu quatro vezes a recomendação para o elemento. O fósforo apresentou sobras menores em relação à recomendação, sendo que a concentração da quarta coleta resultou em uma deficiência do elemento para cultura. As perdas econômicas nesta situação também foram as maiores do estudo, atingindo um valor máximo total (soma de todos os elementos) de R\$ 973,00/ha. Portanto, o fato de se aplicar mais nutrientes por hectare do que a cultura necessita resultaria em uma perda econômica de até R\$ 34.055,00 para a área total por ciclo de trinta dias.

Os resultados das Tabelas 1 e 2 demonstram que é possível conciliar o melhor manejo ambiental com a menor perda econômica. Na situação de aproveitamento do efluente com base na necessidade de nitrogênio, o fósforo apresentou-se deficiente, sendo necessária a adubação química para correção e, as sobras de potássio foram mínimas. Mesmo com a necessidade de adubação química as perdas econômicas atingiram o máximo de R\$ 68,00/ha. Observa-se que o volume máximo de efluente a ser aplicado nesta situação é de 325 m³/dia, praticamente, metade do volume gerado por dia pelo sistema de produção. Três medidas imediatas podem ser tomadas para adequar o aproveitamento: melhorar a gestão da água no sistema de produção; aumentar a área de disposição a fim de adequar a carga de nitrogênio disponível a recomendação da cultura; cultivar culturas que tenham maior demanda de nutrientes.

CONCLUSÃO

O aproveitamento do efluente leiteiro com base na necessidade de nitrogênio da cultura vegetal e na caracterização periódica do efluente apresentou menores impactos ambiental e econômico. Os resultados sustentam que o aproveitamento de forma controlada pode ser feito, conservando a qualidade ambiental e, resultando em benefícios econômicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. APHA. Washington.
- INSTITUTO AGRONÔMICO. Boletim Técnico 100: Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo. 2 ed. Campinas: 1997. 450p.
- MORI, H.F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; et al. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. R. Bras. Ci. Solo, v. 33, p.189-198. 2009.

Tabela 1. Balanço de nutrientes do aproveitamento de efluente leiteiro.

Situação	Volume de Efluente m ³ /dia	Disponibilidade ¹ (kg do elemento/ciclo/ha)			Balanço de Nutrientes ² (kg do elemento)		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
A	600	189	23	128	109	3	98
B	600	231	27	115	151	7	85
	600	161	25	127	81	5	97
	600	148	24	100	68	4	70
	600	196	17	145	116	-3	115
	600	209	20	154	129	0	124
C	207	80	9	40	0	-11	10
	299	80	13	63	0	-7	33
	325	80	13	54	0	-7	24
	245	80	7	59	0	-13	29
	231	80	8	59	0	-12	29

A- Volume fixo de efluente e cálculo com base no valor médio dos elementos. B- Volume fixo de efluente e cálculo com base nas coletas mensais. C- Cálculo com base na necessidade de nitrogênio e nas coletas mensais

¹ Quantidade do elemento disponível para ser aplicado no solo por ciclo de corte, considerando corte da pastagem a cada 30 dias.

² Subtração da Disponibilidade do elemento no efluente pela recomendação agronômica (Boletim Técnico 100). Sinais negativos significam quilogramas do elemento abaixo da recomendação.

Tabela 2. Impacto econômico do aproveitamento de efluente leiteiro.

Situação	Equivalente-Fertilizante ¹ (kg)			Perda Econômica ¹ (R\$)		
	Uréia	SS	KCl	Uréia	SS	KCl
A	242	17	163	469	18	326
B	336	39	142	649	42	283
	180	28	162	348	30	322
	151	22	117	292	24	233
	258	-17	192	499	-18	382
	287	0	207	554	0	412
C	0	-61	17	0	-66	33
	0	-39	55	0	-42	110
	0	-39	40	0	-42	80
	0	-72	48	0	-78	96
	0	-67	48	0	-72	96

¹ Valores negativos indicam a quantidade e o custo da compra do elemento para suprir a recomendação da cultura.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

DOSES DE CAMA DE AVES E DEJETO DE SUÍNOS PARA SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

Raizer, D. ^{*1}; Hentz, P.²; Correa, J.C.³; Fontanelli, R.⁴; Martini, R.⁵;

¹Faculdade Concordeia - FACC, Concordeia-SC-Brasil; ²Instituto Federal Catarinense, Concordeia- SC- Brasil; ³ Pesquisador Embrapa Suínos e Aves, Concordeia-SC-Brasil; ⁴ Pesquisador Embrapa Trigo, Passo Fundo-RS-Brasil; ⁵Analista Embrapa Suínos e Aves, Concordeia-SC-Brasil
e-mail: daiaraizer@hotmail.com

RESUMO: O objetivo do trabalho foi demonstrar a resposta da adubação com doses de cama de aves, dejetos de suínos e fertilizantes minerais a partir da caracterização do teor de C orgânico, N disponível e produtividade do milho entre os anos de 2011 a 2013 em sistema de produção Integração Lavoura-Pecuária (ILP). O delineamento experimental foi em blocos casualizados com fatorial 4x3+1, com quatro repetições, assim descrito: três doses de N (100, 200 e 300 kg de N/ha), além do controle e quatro fertilizantes, sendo dois orgânicos (cama de aves de corte e dejetos de suínos) e dois minerais com as mesmas concentrações de N, P e K dos orgânicos, um referente ao dejetos - M1 e outro a cama de aves - M2. Durante os anos agrícolas 2011 a 2013 pode-se observar que os fertilizantes minerais (M1 e M2), bem como o dejetos contribuíram para elevar o teor de C orgânico no solo em profundidades e tempo específicos, não sendo observado tal comportamento para cama no sistema ILP. A adubação com cama de aves e dejetos de suínos mostra a mesma eficiência que a mineral para o teor de N em sistema de produção ILP. O maior aporte de P e K pela cama de aves e M2, permite maior disponibilidade deste nutriente no solo. Quando são comparados os pares entre fertilizantes orgânicos e minerais (cama/M2 e dejetos/M1) pode-se observar que houve maior disponibilidade de P nos tratamentos orgânicos e maior disponibilidade de K nos tratamentos minerais.

Palavras-Chave: Carbono orgânico, nitrogênio, fósforo.

DOSES OF POULTRY LITTER AND SWINE MANURE FOR CROP-LIVESTOCK SYSTEM INTEGRATION

ABSTRACT: This study aimed to determine the response of fertilization with doses of poultry litter, swine manure and mineral fertilizers based on the characterization of C-organic content, N, P, K available in the soil and corn yield through the years of 2011-2013 for crop-livestock integration production system (ILP). Experimental design occurred in randomized blocks, in the 4x3+1 factorial, repeated four times, thus described: of 3 increasing doses of N (100, 200 and 300 kg N ha⁻¹), plus control and 4 fertilizers, two of them were organic (poultry litter and swine slurry) and two balanced minerals with the same amounts of N, P and K as the organic ones one related to swine manure - M1 and the other poultry litter - M2. Through 2011-2013 years, it was possible observe that mineral fertilizers (M1 and M2), as well as organic fertilizers (manure), contributed to elevate the organic carbon in the soil, in specific depths and time, such behavior couldn't be observed in litter by ILP system. Fertilization with organic fertilizers containing poultry litter and swine manure shows the same efficiency as the mineral N content in ILP system. The higher amount of P and K by poultry litter and M2, allows greater availability of this nutrient in the soil. A greater availability of P in the treatments with organic and a greater availability of K in treatments with minerals is recurrently observed when the pairs are compared between organic and mineral fertilizers (litter/M2 and manure/M1).

Key Words: Organic carbon, nitrogen, phosphorus.



**IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ**

INTRODUÇÃO

A fim de alcançar novos potenciais de produtividade em cultivares adotadas no sistema de produção (ILP), faz-se necessário utilizar critérios de adubação, capazes de atender a elevada necessidade nutricional imposta pela alta exportação dos nutrientes, como finalidade a manutenção ou construção da fertilidade do solo.

Com base na hipótese de que a adubação orgânica seja igual ou superior aos fertilizantes minerais em sistema ILP, quando adotados os mesmos critérios de aporte de N, P e K no solo, e que estas práticas possam manter ou elevar a construção da fertilidade do solo, o objetivo do trabalho foi demonstrar a resposta da adubação com doses de cama de aves, dejetos de suínos e fertilizantes minerais a partir da caracterização do teor de C orgânico, a disponibilidade de N, P e K no solo e a produtividade de milho entre os anos de 2011 a 2013 em sistema ILP.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nos anos agrícolas de 2011 a 2013 no Instituto Federal Catarinense (IFC) campus Concórdia, localizado nas coordenadas geográficas, latitude 27° 12' 0,08" e longitude 52° 4' 58,22", em Nitossolo Vermelho eutroférico típico. O sistema de produção (ILP) foi com as culturas de milho consorciado com braquiária durante o verão e centeio, cultivar de duplo propósito no inverno.

O delineamento foi em blocos casualizados com quatro repetições, em fatorial 4x3+1, sendo três doses de N (100, 200 e 300 kg/ha de N) e controle (ausência de adubação) em interação com quatro fertilizantes constituídos de dois orgânicos, (cama de aves e dejetos líquidos de suínos) e dois minerais (M1 e M2). A aplicação dos fertilizantes foi realizada em superfície ao lado da linha de semeadura, sendo realizada na cultura de inverno e verão.

Foram realizadas amostragens estratificadas do solo no final de cada ciclo da cultura de verão, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade. Foram retiradas, aleatoriamente, três amostras simples, sendo uma na linha e duas na entrelinha da cultura, para constituir uma composta. Posteriormente, foram submetidas à análise no laboratório de solos da Embrapa Suínos e Aves para determinação de C, N, P e K. Nos dois anos agrícolas, foi determinado o valor de rendimento de grãos da cultura do milho.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A adubação com fertilizantes orgânicos e minerais a partir de doses crescentes de N em sistema de produção (ILP) permitiu aumentar o teor de C orgânico para M2, em todas as camadas, sendo que na dose de 300kg/ha de N o teor de C foi superior à cama, nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, a M1 na camada de 5-10 cm e com dejetos em 20-40 cm (Figura 1). Pode-se observar comportamento crescente no teor de C orgânico para M1 e dejetos na camada de 20-40 cm. Após dois anos de ILP, a dose de 300 kg/ha de N em M2 promoveu o aporte de C orgânico no solo com 2,4 t/ha nas camadas superficiais de 0-5 e 5-10 cm, 4,8 t/ha na camada de 10-20 cm e 12 t/ha na camada de 20-40 cm.

A aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais em sistema ILP foi pouco expressivo em relação à alteração nos teores de N total Kjeldhal, onde pode-se notar comportamento decrescente até a dose de 111 kg/ha no tratamento M2 na camada de 5-10 cm e comportamento linear crescente para dejetos na camada de 20-40 cm e não houve diferença entre tratamentos para a mesma dose em cada camada específica (Figura 2).

A pequena interferência para o teor de N disponível no solo em razão da aplicação de doses crescentes de N por fertilizantes orgânicos e minerais está relacionada ao solo apresentar-se com fertilidade construída para este nutriente, permitindo com que a dose zero seja tão eficiente quanto os demais tratamentos, sendo o mesmo proveniente da matéria orgânica solúvel e não exclusivo do fornecimento pelos fertilizantes (Figura 2).

As doses crescentes de P no sistema pelos fertilizantes orgânicos e minerais demonstraram relação direta positiva quanto ao teor de P disponível tanto por fertilizantes orgânicos como minerais (Figura 3). O tratamento M2 apresenta comportamento crescente em todas as camadas, sendo linear para 0-5 cm e quadrático para as demais; já M1 apresenta comportamento linear crescente apenas para 20-40 cm; entre os fertilizantes orgânicos a cama apresenta comportamento linear crescente nas camadas 0-5 e 5-10 cm e quadrático para 20-40 cm, enquanto o dejetos apresenta comportamento linear crescente para 5-10 cm e quadrático para as camadas posteriores.

O uso de fertilizantes orgânicos e minerais no centeio e milho, onde foram aplicadas doses crescentes de N em ILP permite elevar teor de K no solo com comportamento linear crescente para cama e dejetos na camada de 0-5 cm e quadrático crescente para M1; na camada de 5-10 e 20-40 cm o tratamento M2 demonstrou comportamento quadrático crescente; enquanto na camada de 10-20 cm houve comportamento quadrático crescente para dejetos e linear para M1 (Figura 4).

Durante a safra 2011/12 a produtividade de milho em ILP demonstrou comportamento linear crescente para cama e dejetos e quadrático crescente para M1 e M2, onde minerais foram superiores aos orgânicos nas doses de 100 e 200 kg/ha de N, sendo o dejetos a partir da dose de 200 kg/ha de N superior a cama e na dose de 300 kg/ha de N demonstra a mesma eficiência que os minerais (Figura 5). No segundo ano agrícola para cultura do milho (safra 2012/13) o uso de doses crescentes de N de fontes diferentes desse nutriente demonstrou comportamento quadrático crescente para cama, dejetos e M1; e linear crescente para M2, onde pode-se observar superioridade na dose 100 kg/ha de N nos tratamentos dejetos e M1 em relação a M2.

Os resultados positivos de produtividade do milho em ambos os anos agrícolas permitiram relação direta entre as doses crescentes de N com fertilizantes orgânicos e minerais e a produção total no sistema (Figura 5), que é justificada em razão da manutenção da fertilidade do solo, caracterizada pela maior disponibilidade dos nutrientes N, P e K.

CONCLUSÃO

Durante os anos agrícolas 2011 a 2013 pode-se observar que os fertilizantes minerais (M1 e M2), bem como o orgânico (dejetos) contribuíram para elevar o teor de carbono orgânico no solo em profundidades e tempo específicos, não sendo observado tal comportamento para cama no sistema ILP.

A adubação com fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos mostra a mesma eficiência comparada a mineral para o teor de N no solo quando são adotadas doses crescentes dele no sistema ILP.

O maior aporte de P e K pela cama de aves e M2, permite maior disponibilidade deste nutriente no solo. Quando são comparados os pares entre fertilizantes orgânicos e minerais (cama/M2 e dejetos/M1) pode-se observar muitas vezes que houve maior disponibilidade de P nos tratamentos com fertilizantes orgânicos e maior disponibilidade de K nos tratamentos com fertilizantes minerais.

REFERÊNCIAS

- ANGHINONI, I. et al. Benefícios da integração lavoura-pecuária sobre a fertilidade do solo em sistema plantio direto. In: Da Fonseca, A.F.; Caires, E.F.; Barth, G. Fertilidade do solo e nutrição de plantas no sistema plantio direto. AEACG/Inpag: Ponta Grossa, 2011
- CERETTA, C. A.; et al. (2005). Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos. Cienc. Rural .**35**(6), 1287-1295.

IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

	0	100	200	300	REGRESSÃO
C ORG. 0-5 CM					
CAMA	19	20	20	20 B	M = 20
DEJETO	19	19	19	21 B	M = 20
M1	19	21	21	21 B	M = 21
M2	19	19	20	23 A	$20 - 0,014^* + 0,00009^* X^2 R^2 = 0,97$
C ORG. 5-10 CM					
CAMA	18	20	19	18 B	M = 18,6
DEJETO	18	18	20	20 AB	M = 18,9
M1	18	18	20	19 B	M = 18,5
M2	18	19	19	21 A	$17,8 + 0,013^{**} X R^2 = 0,78$
C ORG. 10-20 CM					
CAMA	17	18	18	16 B	M = 16,9
DEJETO	17	18	18	19 A	M = 17,8
M1	17	15	17	19 A	M = 17,2
M2	17	16	19	20 A	$15,9 + 0,013^{**} X R^2 = 0,79$
C ORG. 20-40 CM					
CAMA	13	15	16	16 AB	M = 15,0
DEJETO	13	17	17	15 B	$13,3 + 0,044^{**} - 0,0001^{**} X^2 R^2 = 0,99$
M1	13	14	15	18 A	$12,8 + 0,015^{**} X R^2 = 0,92$
M2	13	14	14	18 A	$12,8 + 0,015^{**} X R^2 = 0,75$

MÉDIAS SEGUIDAS POR LETRAS DISTINTAS NAS COLUNAS DIFEREM OS FERTILIZANTES NA MESMA DOSE PELO TESTE DE T DE STUDENT A 5 %.

Figura 1 - Teor de carbono orgânico do solo ($g\ dm^{-3}$) em razão de doses crescentes de fertilizantes orgânicos e minerais no sistema de produção integração lavoura-pecuária no ano de 2013.

	0	100	200	300	REGRESSÃO
P 0-5 CM					
CAMA	64,3	101,0 A	124,0 A	140,0 A	$70,33 + 0,25^{**} X R^2 = 0,97$
DEJETO	64,3	59,4 B	72,5 B	85,1 B	M = 70,3
M1	64,3	52,3 B	60,8 B	63,4 B	M = 60,2
M2	64,3	69,8 B	85,6 B	133,0 A	$54,99 + 0,22^{**} X R^2 = 0,84$
P 5-10 CM					
CAMA	61,3	76,9 A	108,0	111,0 A	$62,33 + 0,18^{**} X R^2 = 0,92$
DEJETO	61,3	58,6 AB	89,4	79,4 B	$59,39 + 0,08^* X R^2 = 0,56$
M1	61,3	44,6 B	99,4	49,4 C	M = 63,7
M2	61,3	45,0 B	85,0	112,0 A	$57,78 - 0,13^* + 0,001^{**} X^2 R^2 = 0,91$
P 10-20 CM					
CAMA	48,1	55,0	54,4 B	49,1 B	M = 51,6
DEJETO	48,1	61,9	72,5 A	50,9 B	$46,67 + 0,28^{**} - 0,0009^{**} X^2 R^2 = 0,89$
M1	48,1	41,3	51,1 B	56,0 B	M = 49,1
M2	48,1	52,0	32,9 C	108,0 A	$54,01 - 0,38^* + 0,002^{**} X^2 R^2 = 0,79$
P 20-40 CM					
CAMA	31,6	42,7 B	53,0 A	44,6	$30,65 + 0,19^{**} - 0,0005^{**} X^2 R^2 = 0,93$
DEJETO	31,6	41,0 B	53,6 A	43,8	$30,27 + 0,19^{**} - 0,0005^{**} X^2 R^2 = 0,87$
M1	31,6	38,7 B	39,1 B	43,1	$32,83 + 0,03^{**} X R^2 = 0,89$
M2	31,6	60,6 A	35,0 B	39,4	$35,78 + 0,18^* - 0,00062^{**} X^2 R^2 = 0,30$

MÉDIAS SEGUIDAS POR LETRAS DISTINTAS NAS COLUNAS DIFEREM OS FERTILIZANTES NA MESMA DOSE PELO TESTE DE T DE STUDENT A 5 %.

Figura 3 - Teor de fósforo do solo ($g\ dm^{-3}$) em razão de doses crescentes de fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2013.

	0	100	200	300	REGRESSÃO
K ₂ O 0-5 CM					
CAMA	14	16 B	19 A	20 A	$14,3 + 0,02^{**} X R^2 = 0,95$
DEJETO	14	10 C	10 C	9 C	$13,3 - 0,01^{**} X R^2 = 0,80$
M1	14	9 C	13 B	14 B	$13 - 0,04^* X + 0,00014^* X^2 R^2 = 0,54$
M2	14	20 A	15 B	21 A	M = 17,5
K ₂ O 5-10 CM					
CAMA	14	11 AB	20 A	14 B	M = 14,9
DEJETO	14	8 B	12 B	10 C	M = 11,2
M1	14	10 B	14 B	13 B	M = 12,9
M2	14	14 A	12 B	19 A	$15 - 0,05^{**} X + 0,0002^{**} X^2 R^2 = 0,83$
K ₂ O 10-20 CM					
CAMA	11	13 AB	12 AB	10 B	M = 11,5
DEJETO	11	7 C	8 C	10 B	$10 - 0,04^{**} X + 0,0001^{**} X^2 R^2 = 0,96$
M1	11	10 B	14 A	14 A	$10,30 + 0,01^* X R^2 = 0,74$
M2	11	14 A	10 BC	14 A	M = 12,4
K ₂ O 20-40 CM					
CAMA	9	11 B	13 C	10 C	M = 10,8
DEJETO	9	8 C	11 C	9 C	M = 9,1
M1	9	7 C	17 B	20 A	M = 13,2
M2	9	16 A	22 A	14 B	$8,7 + 0,12^{**} X - 0,0004^{**} X^2 R^2 = 0,89$

MÉDIAS SEGUIDAS POR LETRAS DISTINTAS NAS COLUNAS DIFEREM OS FERTILIZANTES NA MESMA DOSE PELO TESTE DE T DE STUDENT A 5 %.

Figura 5 - Teor de potássio no solo ($cmol_c\ dm^{-3}$) em razão de doses crescentes de fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2013.

	0	100	200	300	REGRESSÃO
N 0-5 CM					
CAMA	1,9	2,0	2,3 A	1,9	M = 2,0
DEJETO	1,9	1,9	1,8 B	1,9	M = 1,9
M1	1,9	1,8	1,9 B	1,8	M = 1,8
M2	1,9	1,7	1,8 B	2,1	M = 1,9
N 5-10 CM					
CAMA	1,7	1,8	1,7	1,7	M = 1,7
DEJETO	1,7	1,7	1,6	1,8	M = 1,7
M1	1,7	1,7	1,7	1,8	M = 1,7
M2	1,7	1,6	1,7	1,9	$1,6 - 0,002^* X + 0,000009^* X^2 R^2 = 0,99$
N 10-20 CM					
CAMA	1,6	1,7	1,4	1,5	M = 1,6
DEJETO	1,6	1,6	1,6	1,7	M = 1,6
M1	1,6	1,6	1,6	1,6	M = 1,6
M2	1,6	1,6	1,6	1,7	M = 1,6
N 20-40 CM					
CAMA	1,4	1,6	1,5	1,5	M = 1,5
DEJETO	1,4	1,5	1,5	1,8	$1,38 + 0,001^* X R^2 = 0,71$
M1	1,4	1,6	1,5	1,6	M = 1,5
M2	1,4	1,5	1,5	1,7	M = 1,5

MÉDIAS SEGUIDAS POR LETRAS DISTINTAS NAS COLUNAS DIFEREM OS FERTILIZANTES NA MESMA DOSE PELO TESTE DE T DE STUDENT A 5 %.

Figura 2 - Teor de nitrogênio total Kjeldhal do solo ($g\ dm^{-3}$) em razão de doses crescentes de fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2013.

	0	100	200	300	REGRESSÃO
SAFRA 2011/2012					
CAMA	6,184	8,567 B	8,698 C	11,153 B	$6394 + 15,0^{**} X R^2 = 0,91$
DEJETO	6,184	8,410 B	11,753 B	14,629 A	$5942 + 28,7^{**} X R^2 = 0,99$
M1	6,184	12,666 A	14,925 A	14,118 A	$6242 + 80,7^{**} X - 0,182^{**} X^2 R^2 = 0,99$
M2	6,184	11,516 A	14,219 A	15,621 A	$6250 + 60,5^{**} X - 0,098^{**} X^2 R^2 = 0,99$
SAFRA 2012/2013					
CAMA	3,327	6,485 AB	7,382	7,812	$3416 + 34,8^{**} - 0,07^{**} X^2 R^2 = 0,99$
DEJETO	3,327	6,904 A	7,702	8,826	$3482 + 35,7^{**} - 0,06^{**} X^2 R^2 = 0,97$
M1	3,327	7,940 A	8,859	8,646	$3455 + 53,1^{**} - 0,120^{**} X^2 R^2 = 0,98$
M2	3,327	5,378 B	8,250	9,065	$3491 + 20,1^{**} X R^2 = 0,96$
PRODUÇÃO TOTAL DE GRãos NO SISTEMA					
CAMA	9,511	15,051 B	16,079 C	18,964 B	$9830 + 49^{**} X - 0,07^{**} X^2 R^2 = 0,92$
DEJETO	9,511	15,313 B	19,455 B	23,454 A	$9587 + 59^{**} X - 0,04^{**} X^2 R^2 = 0,91$
M1	9,511	20,605 A	23,783 A	22,763 A	$9697 + 134^{**} X - 0,30^{**} X^2 R^2 = 0,93$
M2	9,511	16,893 B	22,469	24,686 A	$9434 + 90^{**} X - 0,13^{**} X^2 R^2 = 0,96$

MÉDIAS SEGUIDAS POR LETRAS DISTINTAS NAS COLUNAS DIFEREM OS FERTILIZANTES NA MESMA DOSE PELO TESTE DE T DE STUDENT A 5 %.

Figura 4 - Produtividade de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária nas safras 2011/2012 e 2012/2013.

INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DE VINHAÇA NÃO DILUIDA EM AGUA SOBRE O PERFILHAMENTO E A PRODUTIVIDADE DE TRIGO

*XIMENES F. Bruna¹, CAMPOS H. Erick², SCHMIDT FILHO, Edison³, GASPAROTTO, FRANCIELLI⁴

¹Graduando em Agronomia-UniCesumar / PR, ²Graduando em Agronomia – UniCesumar / PR, ³Doutor em Produção Vegetal, Professor UniCesumar / PR, ⁴Doutora em Fitopatologia, Professora UniCesumar / PR

RESUMO

A necessidade de ampliar a matéria prima da matriz energética como biocombustíveis, leva a geração de resíduos orgânicos que de alguma forma são dispostos no ambiente. Uma alternativa de disposição desse resíduo é o uso como fertilizantes no solo em áreas agrícolas contribuindo para o incremento da produtividade de culturas. Analisar os mecanismos envolvidos nesse processo e sua influência sobre o perfilhamento e incremento da produtividade de Trigo aliada à preservação ambiental é o objetivo desta pesquisa. Os trabalhos serão realizados durante três anos com cultivo de trigo, milho e soja no município de Maringá Pr onde foi instalado um experimento com 5 tratamentos sendo uma área de referencia sem o uso de fertilizantes, uma área de comparação com o uso de fertilizante químico granulado e três tratamentos com vinhaça coletada diretamente do processo de fermentação, sem adição de água, em uma usina de açúcar e etanol da região sendo 60, 120 e 240 m³/ha. O tratamento que se apresentou mais eficiente foi o tratamento dois, 60 m³/ha apresentando maior produtividade.

Palavras - chave:, biofertilizante, fertilidade do solo, trigo, vinhaça

INFLUENCE OF APPLICATION OF NON VINASSE DILUTED WITH WATER THE TILLERING PRODUCTIVITY AND WHEAT

ABSTRACT

The need to expand the raw material of energy sources such as biofuels, leads to generation of organic waste that somehow are arranged in the environment. An alternative to disposal of this waste is used as fertilizer in the soil in agricultural areas contributing to increased crop productivity. Analyze the mechanisms involved in this process and its influence on tillering and increased productivity of wheat with environmental preservation is the objective of this research. The work will be conducted over three years with growing wheat, corn and soybeans in Maringá Pr where an experiment with five treatments was installed with an area of reference without the use of fertilizers, an area comparable to the use of chemical fertilizer granules and three treatments with vinasse collected directly from the fermentation process without adding water in a sugar and ethanol in the region with 60, 120 and 240 m³ / ha. The treatment appeared more effective the treatment was two 60 m³ / ha showing higher productivity.

KEYWORDS: biofertilizer, soil fertility, wheat stillage

INTRODUÇÃO

Com o aumento da produtividade agrícola e a quantidade de nutrientes disponíveis para o desenvolvimento das plantas, o uso de fertilizantes é praticamente inevitável na

agricultura moderna. O elevado valor destes insumos torna a produção rural uma atividade de risco e que precisa encontrar alternativas para minimizar os custos de produção. Uma alternativa é o uso de fertilizantes orgânicos, como um meio viável para reduzir custos e aumentar a produtividade. Usando os resíduos orgânicos como fonte de nutrientes para a produção agrícola pode-se aumentar a produtividade e diminuir gastos, e ainda diminuir áreas de solo contaminadas pela aplicação em quantidades não recomendadas de resíduos orgânicos. Por tanto esta pesquisa justifica-se pelo fato de que a disposição de resíduos no solo possa ser uma via adequada, contribuindo para o incremento da produção agrícola, com o uso de aplicações adequadas e recomendadas agronomicamente para melhor aproveitamento do resíduo.

Esta pesquisa em sua primeira fase tem o objetivo de avaliar a influência da aplicação de vinhaça não diluída em água sobre o perfilhamento e produtividade de trigo.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a realização da pesquisa coletou-se vinhaça diretamente do processo de produção de etanol em uma usina de açúcar e etanol da região de Maringá PR. A vinhaça coletada e que foi utilizada para compor os tratamentos de campo não recebeu adição de água da chuva ou de qualquer outra fonte. O experimento foi conduzido a campo na Biotec – Centro de Biotecnologia da UniCesumar – Centro Universitário de Maringá, onde foi locado a campo 15 parcelas experimentais medindo 5x10 m compondo cinco tratamentos e três repetições. Os tratamentos foram formados por uma área de referencia sem o uso de fertilizantes, uma área de comparação com o uso de fertilizante químico granulado e três tratamentos com vinhaça coletada diretamente do processo de fermentação, sem adição de água, em uma usina de açúcar e etanol da região sendo 60, 120 e 240 m³/ha. Após a locação das parcelas a campo foram coletadas amostras compostas de cada parcela e levadas ao laboratório para análise de fertilidade no tempo zero, antes da aplicação da vinhaça. A vinhaça que foi utilizada passou por extração total nitro-perclórica no laboratório de nutrição vegetal da instituição para a determinação dos teores totais de P e K do resíduo.

A cultura do trigo, variedade CD 154, foi semeada a campo com densidade de 80 sementes por metro linear em todas as parcelas experimentais. Após a germinação todas as parcelas receberam os mesmos tratamentos culturais para controle de invasoras e fitossanitários. Quando a cultura atingiu 30 dias da germinação foi feita a aplicação dos tratamentos com vinhaça em todas as parcelas com o uso de regador de volume conhecido. Para o tratamento com fertilizante granulado NPK foi aplicado 248 kg/ha do formulado 10:20:20 como adubação de base na linha de semeadura. Quando a cultura atingiu o estagio final de maturação foi realizado contagem de espigas para comparação com o perfilhamento das plantas que produziram grãos para colheita. A cultura das parcelas foi então colhida e a produtividade mensurada. Os grãos produzidos passaram por avaliação de umidade e PH (peso hectolitrico). Os resultados foram então tabulados, tratados estatisticamente e as médias comparadas graficamente entre si e pelo teste de Tuckey a 0,5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após os procedimentos de campo para avaliação dos parâmetros medidos foi feita a colheita que teve como resultado para o número de perfilhos produtivos os valores apresentados no gráfico 1. O tratamento quatro, que recebeu 240 m³ de vinhaça foi o que apresentou maior quantidade de perfilhos produtivos, que chegaram ao final do ciclo da cultura e produziram grãos, indicando que o uso dessa maior dose de vinhaça contribuiu para a emissão de perfilhos e sua maturação. O tratamento que apresentou menor numero

de perfilhos produtivos que completaram o ciclo da cultura e formaram grãos foi o tratamento um, área de referência, que não recebeu adição de fertilizantes ou formulado como adubação de base. Em comparação com o tratamento cinco, 248 kg/ha de fertilizante químico formulado NPK, observou-se que o número de perfilhos foi inferior ao do tratamento quatro indicando que o resíduo influenciou na perfilhação da cultura a campo.

A produtividade obtida na área experimental esta representada na figura 2. O tratamento que apresentou maior produtividade foi o tratamento dois, 60 m³/ha de vinhaça, com produtividade maior que o tratamento cinco de fertilizante químico. Esse tratamento foi o que se destacou na relação volume de vinhaça e incremento de produtividade, indicando que essa é a dose que mais contribuiu para a cultura a campo. A figura 3 mostra o PH dos grãos colhidos para os diferentes tratamentos. O tratamento com maior PH foi o tratamento três, 120 m³/ha de vinhaça, superando todos os demais.

Comparando e analisando os dados obtidos foi possível se observar que o tratamento que mais contribuiu para o incremento da produtividade, mesmo com perfilhamento inferior ao tratamento quatro, foi o tratamento dois. Esse tratamento pode ser considerado como o mais recomendado para a cultura do trigo a campo. Isso se deve pelo fato de que a produtividade foi elevada, o PH dos grãos colhidos confere boa qualidade classificando os grãos como Tipo Pão utilizado pelos moinhos.

CONCLUSÃO

A aplicação de vinhaça não diluída em volume de 60 m³/ha foi a que proporcionou maior incremento produtivo para a cultura do trigo a campo. O maior perfilhamento produtivo para a cultura de trigo com a aplicação de vinhaça não diluída a campo ocorreu com o uso de 240 m³/ha. A aplicação de 120 m³/ha de vinhaça não diluída foi a que apresentou um maior valor de PH para os grãos colhidos.

A quantidade de 60 m³/ha de vinhaça não diluída aplicada a campo como fertilizante foi a que se apresentou mais eficiente para uso a campo, proporcionando maior produtividade, com bom perfilhamento e elevado PH para os grãos colhidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, M. L.; SANGOI, L.; TRENTIN, P. S.; GALIO, J. . **Cultivares de trigo respondem diferentemente à qualidade da luz quando à emissão de aflinhos e acumulação de massa seca**. Ciência Rural, Santa Maria v.32, n.3, p.377-383, maio/jun., 2002.

ABREU, S. L. de; REICHERT, J. M.; SILVA, V. R.; REINERT, D. J.; BLUME, E. . **Variabilidade espacial de propriedades físico-hídricas do solo, da produtividade e da qualidade de grãos de trigo em argissolo franco arenoso sob plantio direto**. Ciência Rural, Santa Maria v.33, n.2, p.275-282, mar./abr., 2003.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. **Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e fertilidade do solo**. 6. ed. São Paulo: Andrei, 2007. 718 p. ISBN 978-85-7476-345-3

AGRADECIMENTOS

A UniCesumar pela contribuição com infraestrutura e recursos necessários para a realização da pesquisa.

Figura 01 – Quantidade de perfilhos produtivos que produziram grãos.

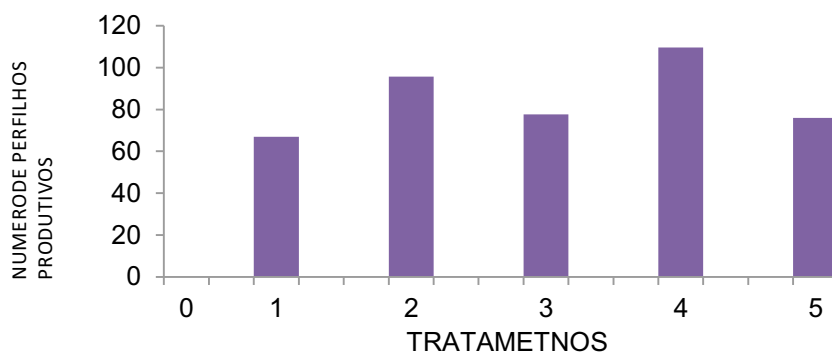


Figura 02 – Produtividade média dos tratamentos de campo.

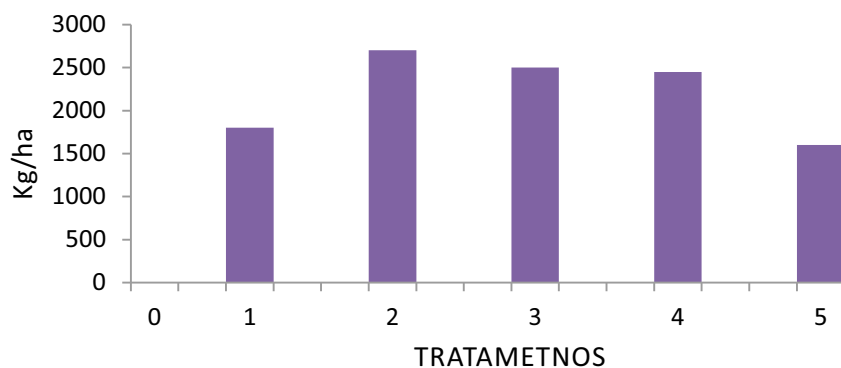
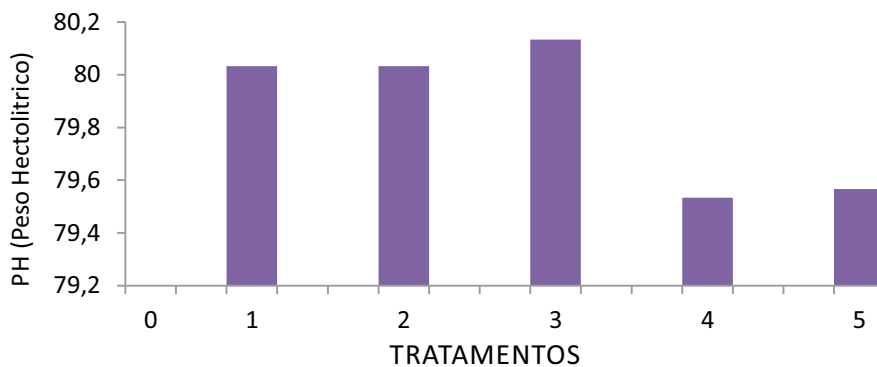


Figura 03 – Peso hectolitrico dos grãos colhidos nos diferentes tratamentos.



ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM COPRODUTOS NO DESENVOLVIMENTO DE CRAMBE

Mezalira, V. P.¹; Rubio, F.²; Curcel, M.¹; Santos, J. R.³; Santos, F.T. dos³; Lorin, H.³

¹Engenheiro Ambiental – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas. ²Docente do curso de Engenharia Ambiental – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas e Instituto Federal do Paraná. ³Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – UNIOESTE.
e-mail: viniciusmezalira_@hotmail.com

RESUMO: O objetivo do estudo foi avaliar o uso de coprodutos, tais como o dejetos bovino, dejetos suíno, cama de frango e biossólido, como adubo orgânico no desenvolvimento de crambe, utilizado na produção de biodiesel. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com cinco tratamentos e quatro repetições, divididos em doses de 5, 10, 15 e 20% do coproduto no solo. Após 35 dias, foram realizadas avaliações de comprimento da parte aérea, comprimento da raiz, diâmetro de caule e número de folhas. Os melhores resultados dos parâmetros avaliados no crambe foram com adição de 20% dos coprodutos ao solo. Os coprodutos de dejetos suíno e bovino obtiveram os melhores resultados dos parâmetros avaliados comparados com a testemunha no desenvolvimento do crambe. Palavras-chave: *Crambe abyssinica* Hochst, adubação alternativa, biodiesel.

ORGANIC FERTILIZER THE DEVELOPMENT COPRODUCTS CRAMBE

ABSTRACT: The objective of the study was to evaluate the use of co-products such as bovine manure, swine manure, poultry litter and biosolids as organic fertilizer in developing crambe, used in the production of biodiesel. The experimental design was completely randomized with five treatments and four replications, in divided doses of 5, 10, 15 and 20% of the coproduct in the soil. After 35 days, reviews of shoot length, root length, stem diameter and number of leaves were collected. The best results of the evaluated parameters in crambe were 20% with the addition of co-products of the soil. The co-products of swine and cattle manure obtained the best results compared with the check.

Key Words: *Crambe abyssinica* Hochst, Alternative fertilization, Biodiesel.

INTRODUÇÃO

A criação e o uso de novas fontes de energia, como as renováveis, estão se tornando fundamentais ao tratar de desenvolvimento sustentável. Partindo desse contexto, a procura por fontes primárias menos impactantes, como biocombustíveis, tornam-se fundamentais. O uso de biocombustíveis tem aumentado nos últimos anos, necessitando de expansão e atendimento em escala mundial, visando à substituição dos combustíveis fósseis (SAUER, 2006). A produção de biodiesel no Brasil se concentra nas culturas de primavera/verão, necessitando prolongar a produção nos meses de outono/inverno (FEROLDI, 2012) e tem como principal fonte produtora de biodiesel a soja. No entanto, como o principal destino da soja é a alimentação humana, é preciso buscar novas fontes de produção de biodiesel e o crambe surge com potencial, apresentando as características necessárias. É uma planta arbustiva, nativo da Zona do Mediterrâneo, não possui dormência, apresenta em suas sementes 35% de óleo de excelente qualidade, possui forte adaptação a climas, com ciclo de 90 dias e floração aos 35 dias após plantio (PILAU *et al.*, 2011; MACHADO *et al.*, 2011; VIANA *et al.*, 2012; ZENATTI *et al.*, 2012). Uma das alternativas para a nutrição de crambe, diz respeito a utilização de resíduos orgânicos provenientes das diferentes cadeias de produção de animal para corte. As atividades agropecuárias por estarem em constante crescimento e intensificação, agravam os problemas de impactos ambientais devido a grande produção de dejetos animais, que na maioria das vezes não passam por tratamentos corretos e são armazenados ou depositados irregularmente (RIZZONI *et al.*, 2012). Tradicionalmente, os dejetos bovinos são utilizados como adubo na produção de hortícolas e arbóreas por apresentarem alto valor de fonte orgânica em sua composição, não apresentando malefícios a saúde humana e animal (TRAZZI *et al.*, 2012). O lodo de esgoto

resultante do processo de tratamento do esgoto, após o processo de estabilização biológica, apresenta composição variável, tanto de matéria orgânica como de nutrientes. Segundo Kunz (2005) os dejetos suínos são utilizados como fonte de nutrientes na produção de grãos e forragem. O uso da cama de frango para a fertilização do solo contribui com nitrogênio, fósforo, potássio e outros nutrientes (FACTORI *et al.*, 2011). De acordo com Benedetti *et al.* (2009), com o aumento nos preços dos insumos utilizados na agropecuária se torna mais do que necessário reduzir os custos na produção, bem como minimizar os impactos da geração de resíduos das cadeias produtivas de proteína animal. Diante do exposto, o presente estudo teve o objetivo de avaliar a adubação orgânica, proveniente de resíduos orgânicos das cadeias produtivas de bovino, suíno e frango de corte e bio sólidos, no desenvolvimento de crame.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em estufa no período de setembro a outubro de 2013, no Centro Universitário Dinâmica das Cataratas, localizado em Foz do Iguaçu no Paraná. O experimento foi realizado em vasos, com sistema de irrigação automático, irrigados duas vezes ao dia. As sementes de crame foram adquiridas no município de Cascavel – PR. Os coprodutos (dejeito suíno, dejeito bovino e a cama de frango) foram adquiridos na zona rural de Santa Clara – PR. A estabilização dos coprodutos foi realizada a céu aberto com revolvimento diário. O bio sólido foi fornecido pela SANEPAR, da ETE de Ouro Verde de Foz do Iguaçu. As análises dos coprodutos foram realizadas no laboratório da UNIOESTE em Marechal Cândido Rondon. Após a estabilização dos coprodutos e da coleta do solo, realizou-se o destorroamento dos mesmos. Com o auxílio de uma peneira de malha de 5 milímetros foram peneirados para obter a granulometria desejada. Após o peneiramento misturou-se o solo e os coprodutos de acordo com as porcentagens indicadas para cada tratamento, formando-se uma composição homogênea. Utilizou-se vasos plásticos de capacidade para 2 kg, preenchidos com 1,8 kg da mistura. Após o envasamento da mistura do solo com os respectivos tratamentos, os vasos permaneceram em repouso por 10 dias para ocorrer a estabilização da mistura na estufa. Foram semeadas quatro sementes de crame por vaso, levemente encobertas pela mistura, segundo recomendação do Refúgio Biológico Bela Vista – Foz do Iguaçu. Os tratamentos foram definidos da seguinte forma; T0 – testemunha; T1 - dejeito suíno; T2 - dejeito bovino; T3 - cama de frango e T4 - bio sólido. Cada tratamento foi composto por quatro concentrações de coprodutos, tais como 5, 10, 15 e 20% do respectivo coproduto. Para cada concentração foram realizadas quatro repetições, totalizando 16 vasos por tratamento e 80 vasos no total. O período de cultivo do crame foi de 35 dias. Avaliações realizadas foram a altura da parte aérea e raiz (medida com régua graduada em mm), diâmetro de caule (medido com paquímetro digital) e o número de folhas após 35 dias de plantio. O delineamento estatístico utilizado foi inteiramente casualizado (DIC). As médias obtidas dos parâmetros avaliados foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os melhores resultados dos parâmetros avaliados obtidos no estudo foram com adição de 20% dos coprodutos ao solo. Portanto, será apresentada a discussão somente na concentração de 20% (Tabela 1). No comparativo com a testemunha o T2 apresentou-se superior nos parâmetros de comprimento da parte aérea e diâmetro (22,20 e 0,37 cm). Para o número de folhas o T1 (7,37) apresentou-se superior a testemunha. Visto que, em condições adequadas de nutrição e adubação, as plantas apresentam maior número de folhas e, conseqüentemente, maior será a área foliar para a realização da fotossíntese, assim, há um aumento tanto na produtividade como na qualidade da planta (MOTA, 2007). O T3 apresentou-se com 4,62 números de folhas, ou seja, valor baixo quando comparado ao T1. Carvalho *et al.* (2004) obtiveram bons resultados com uso de cama de frango na produção de Abieiro em todos as avaliações realizadas, diferentemente dos resultados

obtidos nesse estudo. Sendo assim, o uso de cama de frango não é eficaz para o desenvolvimento de crambe. Camargo *et al.* (2011) produziram pinhão manso com substrato de dejetos bovino e cama de frango adicionados ao solo. Os autores obtiveram melhores resultados nos parâmetros analisados com adição de coprodução em comparação com a testemunha. Trazzi *et al.* (2010) trabalharam com aplicação de biofóssido e dejetos bovino (20%) em *Murraya paniculata*. Os autores obtiveram melhores resultados na aplicação de biofóssidos, diferenciando dos tratamentos realizados no crambe, pois com dejetos bovino os resultados foram mais satisfatórios em comparação com o tratamento com biofóssido para o diâmetro de caule.

CONCLUSÃO

Aplicação de 20% de dejetos suíno e bovino obteve os melhores resultados dos parâmetros avaliados comparados com a testemunha no desenvolvimento do crambe.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BENEDETTI, M. P; FACTORI, M. A; DARIOLLI, L; BALDINI, B R. **Utilização de Cama de Frango como adubo orgânico de pastagens**. Agosto de 2009. Disponível em: <<http://www.beefpoint.com.br/radares-tecnicos/pastagens/utilizacao-da-cama-de-frango-como-adubo-organico-de-pastagens-56121/>>. Acesso em: 24 de abril de 2013.
- CARVALHO, J. E. U. de. Efeito de Doses Percentuais de Cama de Frango na Produção de Mudanças de Abieiro. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Comunicado Técnico 90 – ISSN 1517-2244**. Belém – PA, 2004.
- CAMARGO, R. de; PIRES S. C; MALDONADO, A, C; CARVALHO, H. de P; COSTA, T, B, da. Avaliação de substratos para a produção de mudas de pinhão-manso em sacolas plásticas. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, V. 5, N. 1, p. 31, 2011.
- FACTORI, M. A; MARCELO, E. T; PARISE, F. A. **Benefícios do uso da Cama de Frango como adubo em pastagens tropicais**. Junho de 2006. Disponível em: <<http://www.milkpoint.com.br/radar-tecnico/pastagens/beneficios-do-uso-da-cama-de-frango-como-adubo-em-pastagens-tropicais-75367n.aspx>>. Acesso em: 15 de maio de 2013.
- FEROLDI, M; CREMONEZ, P. A; FEIDEN, A; ROSSI, E. de; NADALETI, W. C; ANTONELLI, J. Cultivo do Crambe: Potencial para Produção de Biodiesel. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 2, p. 11-22, 2012.
- KUNZ, A. HIGARASHI, M. M; OLIVEIRA, P. A. de, Tecnologias de Manejo e Tratamento de Dejetos de Suínos Estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, set./dez. 2005.
- MACHADO, M. F; BRASIL, A. N; OLIVEIRA, L. S; NUNES, D. L. **Estudo do crambe (Crambe abyssinica) como fonte de óleo para produção de biodiesel**.
- MOTA, P. R. D. Aplicação via fertirrigação de soluções com diferentes condutividades elétricas para produção de gérbera (*gerbera jamesonii* L.) Sob ambiente protegido. 2007. 149 f. Tese (doutorado em agronomia/irrigação e drenagem) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2007.
- PILAU, F. G; SOMAVILLA, L; BATTISTI, R; SCHWERZ, L; KULCZYNSKI, S. M. Germinação de sementes de Crambe em diferentes temperaturas e substratos. **Seminário: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 5, p. 1825-1830, set./out. Londrina, 2012.
- RIZZONI, L. B. TOBIAS, A. C. T. DEL BIANCHI, M. Garcia, J. A. D. Biodigestão Anaeróbia no Tratamento de Dejetos de Suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária – ISSN: 1679-7353**. Ano IX – Número 18 – Janeiro de 2012.
- SAUER, I. L; QUEIROZ, M. S. de; MIRAGAYA, J. C. G. MASCARENHAS, R. C; JÚNIOR, R. Q. Energias renováveis: ações e perspectivas na Petrobrás. **BAHIA ANÁLISE & DADOS**, v. 16, n. 1, p. 9-22, jun. Salvador. 2006.
- VIANA, O. H. Cultivo de Crambe na Região Oeste do Paraná. **Mestrado Universidade Estadual do Oeste do Paraná**. Cascavel, 2013.

TRAZZI, P. A. CALDEIRA, M. V. W. COLOMBI, R. GONÇALVES, E. O. Qualidade de Mudas de *Murraya paniculata* produzidas em diferentes substratos. **FLORESTA**, v. 42, n. 3, p. 621 - 630. Curitiba – PR, 2012.

ZENATTI, R. H; VIANA, O. H e FORNASARI, C. H. Produtividade de grãos e óleo da cultura do crambe em relação a doses de fertilizantes. **Cultivando o Saber**, v.5, n.4, p. 155-163. Cascavel, 2012.

Tabela 1. Comprimento da parte aérea, comprimento da raiz, diâmetro e número de folhas de crambe adubadas com coprodutos

Tratamentos	Comprimento parte aérea (cm)	Comprimento raiz (cm)	Diâmetro (cm)	Número de folhas
T0	10 b	12,36 ab	0,16 b	3,75 b
T1	20,25 ab	13,19 ab	0,40 a	7,37 a
T2	22,20 a	16,39 a	0,37 a	6,25 ab
T3	11,75 b	8,35 b	0,19 b	4,62 ab
T4	13,37 ab	13,74 ab	0,17 b	4,62 ab
Dms	10,45	7,33	0,14	3,34
Fcalc.	5,09 **	3,01 ns	13,92 **	3,64 *
CV%	30,81	26,22	24,21	28,71

*Significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$) ** Significativo ao nível de 5% de probabilidade ($01 = < p < 0,05$) ns – não significativo.

T0 – testemunha; T1 - dejetos suíno; T2 - dejetos bovino; T3 - cama de frango e T4 - biossólido

TESTE DE TOXICIDADE DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS: CRESCIMENTO DE FEIJÃO GUANDU E MILHETO

TEST OF TOXIC WASTE COMPOSTING: GROWTH AND BEAN GUANDU MILLET

Bitencourt, G.A.*¹; Souza, G.de.¹; Monteiro, R.T.R.¹

¹Centro de Energia Nuclear na Agricultura CENA/USP, Piracicaba-SP-Brasil
e-mail: gbitencourt@cena.usp.br

RESUMO: O Lodo proveniente de estações de tratamento de água (ETA) costumam ser descartados nos cursos de água sem tratamento prévio. A aplicação de lodo ao solo pode ser uma alternativa de reutilização, pois melhora a qualidade e fertilidade do solo. No entanto, uma das principais preocupações com a utilização de resíduos é a composição de produtos químicos tóxicos. Com base nisso, o objetivo deste estudo foi avaliar o crescimento e desenvolvimento do guandu e milho em amostras de solo com aplicação de lodo de ETA em forma bruta e compostada. A compostagem foi realizada por um período de 20 e 60 dias, com uma mistura de bagaço e vinhaça, inoculados com os fungos: *Pleurotus sajor-caju* e *Pleurotus ostreatus*, separadamente. A mistura foi incorporada ao solo e o cultivo de plantas foi realizado. Após 30 dias de cultivo, as plantas foram removidas do solo, limpas e avaliada a porcentagem de germinação; crescimento e biomassa de raízes e parte aérea. Houve um aumento no comprimento da raiz e da parte aérea de feijão guandu quando cultivadas nas misturas compostadas durante 20 e 60 dias, com o fungo *Pleurotus ostreatus*, mostrando-se como uma planta tolerante aos compostos.

Palavras-chave: bagaço, compostagem, lodos de ETA, vinhaça, toxicidade.

SUMMARY: Sludge from water treatment plants (WTP) have been discarded in waterways untreated. Applied to the soil may be an alternative reuse, enhance quality and soil fertility. However, a major concern with the use of waste is the composition of toxic chemicals. Based on this, the objective of this study was to evaluate the growth and development of forage species pigeonpea and millet in soil samples with application of WTP sludge in raw form and composted. Composting was carried out for a period of 20 and 60 days with a mixture of bagasse and vinasse, inoculated with two fungus: *Pleurotus sajor-caju* and *P. ostreatus*, separately. The mixture was incorporated to the soil and the cultivation of both species was performed. After 30 days of cultivation, the seedlings were removed from the soil, cleaned and assessed. Evaluated for percentage of germination; growth and biomass of roots and shoots. There was an increase in the length of root and shoot of pigeonpea when grown in mixtures of sludge composted for 20 and 60 days, with the fungus *P. ostreatus*, showing up as a plant tolerant to the compounds.

Keywords: bagasse, compost, sludge of WTP, vinasse, toxicity.

INTRODUÇÃO

Os lodos gerados em Estação de Tratamento de Água (ETA), são considerados resíduos com potencial poluidor, pois muitas vezes são descartados em cursos de água em nenhum tratamento prévio ou são armazenados na própria ETA (Cordeiro, 1993). No Brasil, ainda não existe leis que regulamentem a aplicação de lodo de ETA na recuperação de áreas degradadas ou em solos agrícolas. Uma alternativa de reutilização do lodo, seria a aplicação em solos degradados, visto que os compostos em maior proporção são óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, argilas silicadas e matéria orgânica (AWWA, 1999). Para sua aplicação em solos é necessário o enriquecimento do

lodo com outros resíduos capazes de atuar como agente estruturante na mistura, permitindo assim a criação de espaços vazios necessários à difusão do ar, como o bagaço de cana de açúcar (Teixeira et al. 2005).

Os subprodutos ou resíduos da indústria canavieira, como a vinhaça e o bagaço de cana de açúcar, estão bastante disponíveis na região devido ao grande número de usinas instaladas no estado de São Paulo. Esses resíduos podem ser utilizados como matéria prima e aumentar a capacidade de degradação de compostos orgânicos pelos micro-organismos. Os fungos do gênero *Pleurotus* são capazes de degradar vários tipos de resíduos, possuem um complexo enzimático formado por oxidasas extracelulares incluindo lacases e manganês peroxidase (Aguiar Filho, 2010). Desse modo, estes fungos podem degradar e mineralizar misturas complexas convertendo-as em CO₂ (Rodríguez Rodríguez et al., 2013).

Para tanto, foi elaborada uma mistura de resíduos com lodo de ETA, vinhaça e bagaço, inoculada *P. sajor-caju* e *P. ostreatus* e incubados por 20 e 60 dias, foi aplicada ao solo e realizado o plantio de feijão guandu e milho. Com base nisso, objetivou-se avaliar a toxicidade dos resíduos aplicados no solo observando sua interferência no crescimento e desenvolvimento de feijão guandu (*Cajanus cajan*) e milho (*Pennisetum glaucum*).

MATERIAL E METODOS

Os fungos foram cultivados e armazenados de acordo com Bononi et al. (1995). As misturas foram autoclavadas por 30 min. Após esterilização, foram inoculadas com discos de 10 mm de diâmetro das culturas na proporção de 5 discos para cada 100 g de substrato. Foram incubadas a 28°C por 20 e 60 dias (período de crescimento fúngico) e posteriormente incorporadas ao solo.

Abaixo a composição das misturas:

LBVPs20 = lodo (42%) + bagaço (16%) + vinhaça 50% (42%) + *P. sajor-caju* (20 dias);
LBVPs60 = lodo (42%) + bagaço (16%) + vinhaça 50% (42%) + *P. sajor-caju* (60 dias);
LBVPo20 = lodo (42%) + bagaço (16%) + vinhaça 50% (42%) + *P. ostreatus* (20 dias);
LBVPo60 = lodo (42%) + bagaço (16%) + vinhaça 50% (42%) + *P. ostreatus* (60 dias);

A incorporação da mistura ao solo foi proporção de 10% do volume total de solo (mg/kg) considerada uma concentração extremas (máxima de acordo com a norma ABNT NBR ISO 11269-2 (2009)) foram homogeneizadas e distribuídas nos vasos com volume total de 2kg da seguinte maneira: S = Solo (Controle); SL = Solo + lodo; SLBV Ps20 = Solo + Mistura LBVPs20; SLBV Ps60 = Solo + Mistura LBVPs60; SLBV Po20 = Solo + Mistura LBVPo20; SLBV Po60 = Solo + Mistura LBVPo60.

Os vasos foram incubados em casa de vegetação a ± 30°C, a umidade foi mantida a 50% da capacidade de retenção de água. Foram escolhidas as espécies feijão guandu (*Cajanus Cajan* cv. Fava Larga) e milho (*Pennisetum glaucum* cv. BR 1501), por sua rusticidade, adaptação a solos ácidos, grande produção de biomassa e por serem utilizadas na adubação verde. Os vasos foram distribuídos em delineamento inteiramente casualizado com três repetições, cada vaso foi plantado 10 sementes e após 50% da germinação, foram desbastadas para cinco plântulas. Após 30 dias de cultivo, as plântulas foram removidas dos vasos e lavadas em água e avaliados os seguintes parâmetros: porcentagem de germinação; crescimento e biomassa das raízes e parte aérea de acordo com a norma ABNT NBR ISO 11269-2 (2009).

Os dados foram submetidos a análise de variância e as variáveis foram comparadas pelo teste de F e tukey a 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados estão apresentados na Tabela 1. Na variável porcentagem de germinação, não houve diferença entre os tratamentos com relação ao controle para a forrageira feijão guandu. No entanto, na forrageira milheto o composto SLBVPO20 proporcionou aumento na germinação.

Observando as médias para comprimento de raiz para feijão guandu os tratamentos SLBVPS60 e SLBVPO60 apresentaram os maiores valores de crescimento (26,7 e 29,5 cm) com relação ao controle, mostrando que o lodo ou a mistura teve um efeito bioestimulante no crescimento. A forrageira milheto não respondeu aos tratamentos, apresentando menor crescimento radicular com relação ao controle.

A parte aérea das forrageiras teve desenvolvimento completamente distinto. O feijão guandu apresentou maior crescimento em todos os tratamentos comparado ao controle. Por outro lado, o milheto sofreu redução significativa no crescimento das plântulas com referência ao controle. Os tratamentos que se destacaram no aumento do crescimento aéreo, estatisticamente significativo, da forrageira feijão guandu, foi o SLBVPS60 e SLBVPO60.

A variável biomassa seca de raiz e da parte aérea para as forrageiras feijão guandu e milheto, não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos com relação ao controle.

Os resultados evidenciaram melhoria no crescimento de raiz e parte aérea de feijão guandu quando cultivado no composto SLBVPO nos dois períodos de compostagem (20 e 60 dias). Em um trabalho similar realizado por Santos et al. (2014), cultivando a gramínea *Zea mays* (milho) em substrato com aplicação de lodo da mesma ETA, o mesmo utilizado no presente estudo e, vinhaça tratada com *P. sajor-caju* a aplicação foi bioestimulante na germinação e foi observado aumento de 20 vezes no comprimento médio de parte aérea e biomassa. Segundo Alves Martins (2013), a técnica de fertirrigação de vinhaça tratada com os fungos *P. sajor-caju* e *P. ostreatus*, em solos, proporcionou maior porcentagem de germinação e produção de biomassa milho e sorgo, quando comparado com solo sem aplicação.

Com base no exposto acima, o uso dos resíduos e a inoculação de fungos do gênero *Pleurotus* quando aplicados ao solo, podem melhorar o crescimento e desenvolvimento de algumas espécies de plantas. No caso deste trabalho, a forrageira feijão guandu respondeu com melhorias no seu crescimento com relação ao plantio em solo sem aplicação.

CONCLUSÃO

Houve aumento no comprimento de raiz e parte aérea em feijão guandu quando cultivado nas misturas de lodo compostada por 20 e 60 dias, com o fungo *P. ostreatus*, mostrando-se como uma planta tolerante aos compostos.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de estudos e pesquisa.

REFERENCIAS

Aguiar Filho, J.M.M. et al. (2010) Use of vinasse and sugarcane bagasse for the production of enzymes by lignocellulolytic fungi. Brazilian Archives of Biology and Technology, Curitiba, 53:1245-1254.

Alves Martins, N.M. (2013) Avaliação da aplicação de vinhaça tratada com *Pleurotus* no crescimento de milho e sorgo. 2013. 20f. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade de Tecnologia de Piracicaba, FATEC. Piracicaba.

Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT NBR ISO 11269-2. (2009) Qualidade do solo – Determinação dos efeitos de poluentes na Flora Terrestre. Parte 2: Efeitos de substâncias químicas na emergência e no crescimento de vegetais superiores. Rio de Janeiro, 12 p.

AWWA, American Water Works Association. Water quality & treatment (1999) A handbook of community water supplies. 5. ed. Denver, CO: AWWA, 1194 p.

Bononi, V. L. R. et al. (1995) Cultivo de cogumelos comestíveis. São Paulo: Ícone, 1995, 206p.

Cordeiro, J. S. (1993) O problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de águas. 1993. 342 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

Rodriguez Rodriguez, C.E. et al. (2013). On-farm biopurification systems: role of White rot fungi in depuration of pesticide-containing wastewaters. Federation of European Microbiological Societies, 345: 1-12.

Santos, J.R.P. et al. (2014) Avaliação de lodo de ETA e vinhaça tratada por *Pleurotus sajor-caju* no desenvolvimento de *Zea mays*. In: 27º Congresso Brasileiro de Microbiologia, 2014, Natal: Anais...Natal:2014. CD-ROM.

Teixeira, S. T. et al. (2005). Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, 40:1, 91-94.

Tabela 1. Porcentagem de germinação e médias do comprimento e biomassa seca de raiz e parte aérea de Feijão Guandu e Milheto cultivados nos tratamentos

Forageira	Tratamento	%G	CR (cm)	CPA (cm)	BSR (g)	BSPA (g)
Feijão Guandu	S	91,1	14,64	16,82	8,63	8,84
Feijão Guandu	SL	93,3	19,00	19,37	8,75	9,16
Feijão Guandu	SLBVPs20	91,1	25,76	23,18	8,90	9,24
Feijão Guandu	SLBVPs60	93,3	26,74**	25,28**	8,91	9,48
Feijão Guandu	SLBVPo20	68,8	22,04	22,54	8,81	9,35
Feijão Guandu	SLBVPo60	91,1	29,56**	26,31**	8,71	9,47
Milheto	S	88,8	29,19	48,61	8,87	10,16
Milheto	SL	84,4	11,31**	14,75**	8,16	8,31
Milheto	SLBVPs20	97,7*	17,35**	11,83**	8,24	8,23
Milheto	SLBVPs60	88,8	20,33	13,85	8,36	8,27
Milheto	SLBVPo20	80	19,39**	14,19**	8,24	8,16
Milheto	SLBVPo60	82,2	19,23**	11,24**	8,27	8,19

%G – porcentagem de germinação; CR – Comprimento de raiz; CPA – Comprimento de parte aérea; BSR – Biomassa seca de raiz; BSPA – Biomassa seca de parte aérea. Tratamentos: (S = solo; SL= solo+lodo; SLBV Ps20= solo+lodo+ bagaço+vinhaça+*Pleurotus sajor-caju* 20 dias; SLBV Po20= solo+lodo+bagaçõ+vinhaça+*P. ostreatus* 20 dias; SLBV Ps60= solo+lodo+bagaçõ+vinhaça+*Pleurotus sajor-caju* 20 dias; SLBV Po60= solo+lodo+bagaçõ+vinhaça+*P. ostreatus* 60 dias).

*diferença estatística pelo teste de tukey ($p < 0,05$); ** diferença estatística pelo teste de tukey ($p < 0,01$).

CINZA DE BIOMASSA FLORESTAL COMO CONDICIONADOR DE SOLO EM UM SISTEMA DE PRODUÇÃO EM BASE AGROECOLÓGICA

Fonseca, J.A.^{*1}; Hanisch, A.L.¹

¹Pesquisadores da Epagri Estação Experimental de Canoinhas, Canoinhas-SC-Brasil.
e-mail: fonseca@epagri.sc.gov.br

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar, durante quatro anos, a capacidade da cinza de biomassa florestal, como instrumento para a construção da fertilidade do solo em um sistema de produção de cereais em base agroecológica, bem como a possibilidade da adequação ambiental do produto. Foi realizado um experimento com delineamento experimental em blocos completos casualizados com três repetições. Os tratamentos consistiram da aplicação de 0, 2, 4, 6, 8 e 10 t/ha de cinza de biomassa florestal. A área experimental foi corrigida e cultivada com um coquetel de adubação verde de verão e, na sequência um coquetel de adubação verde de inverno. Logo após o coquete de inverno deu-se início à seguinte seqüência de cultivos: milho; ervilhaca; milho; ervilhaca+aveia; milho; aveia; soja, sem nenhuma aplicação de fertilizantes. Após a primeira e a quarta safras, na área útil de cada parcela, foram coletadas 16 subamostras de solo até a profundidade de 20 cm para comporem uma amostra composta. Foram analisados pH em água, Ca, Mg ; P e K. Não houve efeito dos tratamentos para o pH e teores de Ca e Mg,. Houve aumento linear dos teores de P e K com a adição da cinza de biomassa.

Palavras-chave: adubação orgânica; fertilidade do solo; resíduos; sustentabilidade

FOREST BIOMASS ASH AS SOIL CONDITIONER IN AGROECOLOGICAL PRODUCTION SYSTEM

ABSTRACT: The objective of this study was to evaluate, for four years, the ability of forest biomass ash as a tool for building soil fertility in a system of cereal production in agroecological base, and the possibility of environmental suitability of the product. An experiment with an experimental design of randomized complete block with three replications was conducted. The treatments consisted of 0, 2, 4, 6, 8 and 10 t/ha of ash forest biomass, in October 2007 in whose area had been corrected and cultivated a cocktail of green manure summer and, following a cocktail of green manuring of winter. Soon after the treatments were started the following sequence of crops: corn; vetch; corn; oats + vetch; corn; oats; soy, without any application of fertilizers. After the first and fourth years, in each experimental plot, 16 soil subsamples were collected to a depth of 20 cm to compose a composite sample. Were analyzed in pH, Ca, Mg; P and K. No effects of treatments for pH and Ca and Mg, but significant increase in the levels of P and K with the addition of biomass ash.

Keywords: organic manure; soil fertility; waste; sustainability

INTRODUÇÃO

A partir de 1980 emergiu no mundo todo, a preocupação com o desenvolvimento sustentável. A partir de então, além de dispender esforços em Pesquisa e Desenvolvimento ao necessário fluxo de matérias primas para atender às necessidades do processo industrial, foi necessário dispender também maiores esforços para a alocação de seus resíduos, dentre os quais aqueles ligados ao uso na agropecuária, como um insumo alternativo.

Almeida et al. (2007) argumentam que uma das técnicas principais de tratamento de resíduos sólidos é a sua aplicação no solo. Balbinot et al. (2006) e Fonseca et al. (2012), demonstraram a efetividade dos resíduos da indústria de papel da região do Planalto Norte Catarinense como corretivos da acidez e fertilizante do solo. Urge avaliar e propor formas de uso dos referidos materiais residuais em sistemas que realinhem os elementos nos solos na forma mais próxima àquela natural. Tais formas e sistemas presumem o uso intenso de biomassa e alta ciclagem de nutrientes que conduzem a um aumento da complexidade do sistema solo, aumentando a sua resiliência (VEZZANI e MIELNICZUK, 2011).

A maximização das interações que ocorrem no solo pode resultar em sistemas de exploração que incorporem um caráter duradouro à fertilidade e permitam a incorporação de resíduos com características fertilizantes, como meio da construção da própria fertilidade, com diminuição de custo e de riscos aos agricultores.

Nesse sentido, a hipótese do presente trabalho foi de que a cinza de biomassa aplicada ao solo e reharmonizada através de intensas rotações de culturas e produção de biomassa de plantas, seria capaz de suportar produtividades compatíveis com aquelas em que se usam adubações convencionais, através da sua contribuição à melhoria da fertilidade do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade da cinza de biomassa florestal, como instrumento para a construção da fertilidade do solo em um sistema de produção em base agroecológica, através da avaliação de alguns indicadores químicos.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no município de Papanduva, SC (26°22'22"S; 50°16'17"W; altitude de 800 m; clima Cfb), em um Latossolo Vermelho Distrófico típico (argila= 36%; pH_{água}= 5,2; Al= 0,4; Ca= 6,4 e Mg= 4,6 cmol_c/dm³; K= 86 e P= 2,2 mg/kg). Foi utilizado delineamento experimental de blocos completos casualizados, com três repetições e seis tratamentos compostos por doses de cinza de biomassa: 0, 2, 4, 6, 8 e 10 t/ha. Alguns atributos da cinza de biomassa (em g/kg): C orgânico= 40; N= 0,4; CaO= 41; MgO= 23; K₂O= 29; P₂O₅= 9; PRNT= 11%; pH_{água}= 10,2. A cinza foi incorporada ao solo em outubro de 2007. Cada parcela media 49m² (7 x 7m).

A área do experimento foi corrigida através da aplicação de 5t/ha de calcário dolomítico e 800kg/ha de fosfato natural de gafsa incorporados a 20 cm de profundidade através de aração e gradagem, e o imediato cultivo de um coquetel de adubação verde de verão (mucuna cinza, crotalária júncea, girassol e milho) e, na sequência um coquetel de adubação verde de inverno (ervilhaca, aveia preta e nabo forrageiro) em plantio direto. Em novembro de 2008, após a rolagem da massa verde de inverno, foi semeado o milho varietal SC-155, Catarina, com densidade de 55.000 plantas/ha, em plantio direto. Durante os quatro anos do experimento não foram usados mais nenhum tipo de fertilizante.

Após a primeira e a quarta safras, na área útil de cada parcela, foram coletadas 16 subamostras até a profundidade de 20 cm para comporem uma amostra composta. O solo foi analisado pelo Laboratório de Solos da UFRGS sendo determinados: pH em água, teores de Ca e Mg trocáveis, P e K (Mehlich I). Os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste F e, quando constatada diferença entre tratamentos ao nível de 5% de probabilidade do erro, foi realizada análise de regressão, utilizando-se os modelos que melhor se ajustaram aos dados e ao fenômeno investigado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A cinza de biomassa não foi efetiva em aumentar o pH do solo, nem tampouco os teores de Ca e Mg, nem mesmo ao longo de quatro anos de cultivo agroecológico (Tabela 1). É preciso considerar que as dosagens aqui aplicadas não foram determinadas com o fim de avaliar o efeito como corretivo da acidez do solo, o que, certamente, requereria maiores dosagens para estar em conformidade com os métodos de recomendação mais usados no Sul do Brasil.

Os dados, após quatro anos da implantação do sistema, mostram que os níveis de Ca e Mg não mudaram substancialmente, mostrando que o solo trabalhado com esse manejo apresenta capacidade de manter o nível de fertilidade. Em decorrência dos teores adicionados de cada um desses cátions, a relação entre eles também não foi alterada no primeiro ano. No quarto ano, a relação Ca/Mg apresentou tendência de aumento (Tabela 1). A manutenção de adequada relação entre Ca, Mg e K é de fundamental importância tendo em vista apresentarem eles efeitos inibitórios de absorção entre si.

Houve aumento linear dos teores de P no solo um ano após a aplicação da cinza (Figura 1a), chegando a duplicar com a dose de 10 t/ha. A cinza de biomassa contém 8,9 g/kg de P₂O₅, o que representou a adição de até 89 kg/ha na dose de 10 t/ha. Além disso, a adição de CaO e MgO da cinza, contribuem para propiciar um ambiente mais favorável à disponibilidade do P, fruto da interferência nos atributos relacionados à acidez do solo, que são potencializadores da fixação desse elemento ao solo.

Quatro anos após a aplicação os teores de P diminuíram, situando-se entre teores baixo e muito baixo (CQFS/RS/SC, 2004). As exportações podem justificar esse fato. Mas, é preciso considerar que com o cultivo sob um manejo sem aplicações anuais de fertilizantes e com aporte de biomassa, as dinâmicas do P podem ter mudado as formas desse no solo, muitas delas não percebidas pelos métodos atuais de avaliação da disponibilidade do P no solo (NICOLODI et al., 2008). Esse fato sustenta-se pela não observação de sintomas de deficiência de P nas plantas.

Houve aumento linear dos teores de K com a aplicação da cinza de biomassa (Figura 1b). A cinza pode ter aportado até 290 kg/ha de K₂O em forma prontamente disponível. Os níveis de K, apesar das exportações ocorridas pelas quatro safras, mantiveram-se, praticamente, iguais àqueles observados um ano após a aplicação. Os cultivos sem adubações anuais, não diminuíram os teores de K. Portanto, é possível, considerando-se a maior dose aplicada, prescindir-se de adubações potássicas para além de quatro anos de cultivo, o que evidencia a efetividade da cinza de biomassa como fonte de K e o efeito sinérgico do manejo do solo aplicado, como melhoradores do solo. Esse fato é de fundamental importância para sistemas de produção em base agroecológica, já que fontes de K tem se apresentado como gargalos para a obtenção de altas produtividades nesses sistemas.

CONCLUSÕES

Os resultados desse trabalho demonstram uma potencialidade regional para a geração de insumos como a cinza de biomassa, com efetividade de uso como fertilizante de solo para os sistemas de produção com cereais em base agroecológica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, H.C. et al. Composição química de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose (DREGS). **Química Nova**, São Paulo, v.30, n.7, p.1669-1702, 2007.
- BALBINOT JR, A.A. et al. Alteração das características químicas de um solo ácido pela aplicação de calcário e resíduos de reciclagem de papel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5: p. 16-25, 2006.
- FONSECA, J.A. et al. Evolução dos teores de metais pesados em um latossolo vermelho distrófico típico pelo uso de um resíduo da indústria de celulose. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 11, p. 17-25, 2012.
- NICOLODI, M. et al. Insuficiência do conceito mineralista para expressar a fertilidade do solo percebida pelas plantas cultivadas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32: p. 2735-2744, 2008.
- VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. **O solo como sistema**. 1ª edição, Curitiba, Edição dos autores, 104p. 2011.

Tabela 1. pH, teores de Ca e Mg trocáveis e relações Ca/Mg, Ca/K e Mg/K no solo após o primeiro e o quarto cultivos agrícolas com o uso de cinza de biomassa.

Dose t/ha	pH		Ca		Mg		Ca/Mg		Ca/K		Mg/K	
	2008	2011	2008	2011	2008	2011	2008	2011	2008	2011	2008	2011
0	5,1	5,0	7,2	6,3	4,6	3,7	1,5	1,7	14	16	10	9
2	5,4	5,2	7,3	7,8	5,3	4,7	1,4	1,7	14	15	10	9
4	5,3	5,1	7,3	8,2	5,0	4,7	1,5	1,7	13	14	9	8
6	5,4	5,3	7,8	8,4	5,2	5,1	1,5	1,7	9	12	6	7
8	5,6	5,3	8,0	8,4	5,5	4,3	1,5	2,0	10	14	7	8
10	5,5	5,3	8,4	8,9	5,6	4,1	1,5	2,2	9	11	6	5
Media	5,4	5,2	7,7	8,0	5,2	4,4	1,5	1,8	12	14	8,0	7,7
Doses	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
R ²	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

ns – F não significativo a 5% de probabilidade.

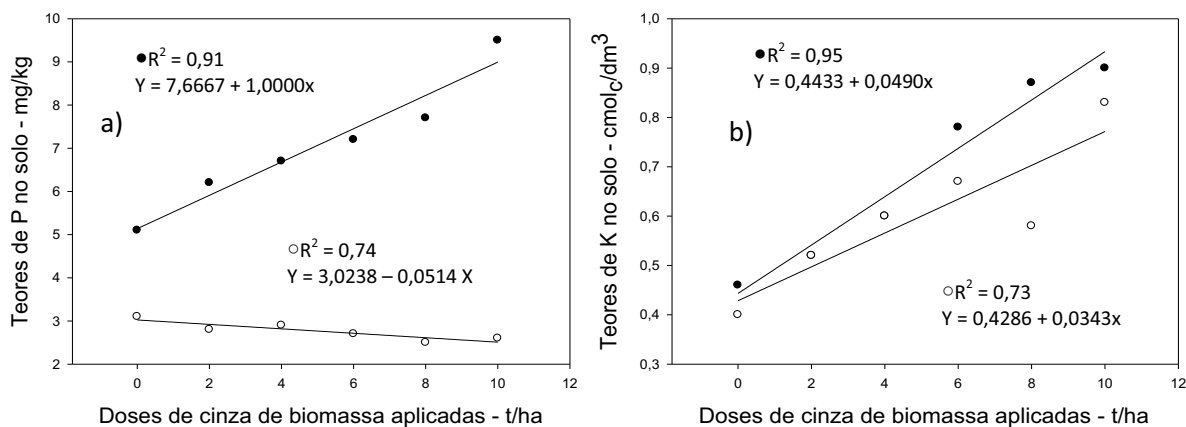


Figura 1. Teores de P e de K no solo após um (●) e quatro (○) anos da implantação do sistema de produção agroecológico com cinza de biomassa.

FÓSFORO DISPONÍVEL E REDUÇÃO DE ACIDEZ ATIVA EM DOIS SOLOS DE TEXTURA CONTRASTANTE PELA FERTILIZAÇÃO COM CAMA DE AVIÁRIO

Melo, T.R.^{*14}; Machado, W.¹⁴; Barzan, R.R.¹⁴; Feltran, C.T.M.²⁴; Tavares Filho, J.³⁴

¹Aluno de pós-graduação. ²Mestre em agronomia. ³Professor Associado do Departamento de Agronomia.

⁴Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR-Brasil.

e-mail: thadeurodrigues@hotmail.com

RESUMO: A cama de aviário ganhou importância como adubo orgânico, principalmente após a proibição de seu uso na alimentação de ruminantes, devido à problemas sanitários. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a disponibilidade de fósforo e alterações de pH em dois solos com textura contrastante, quando submetidos à aplicação desse composto orgânico. Dois solos foram estudados: um Latossolo Vermelho argiloso e um Argissolo Vermelho-Amarelo arenoso. Foi homogeneizado 1,0 dm³ de solo à doses de cama de aviário e incubado durante 90 dias. As doses estudadas foram 0; 4; 8; 16 e 32 Mg/ha. Foi avaliado o pH_{Água} e o teor de fósforo disponível por meio da solução extratora MEHLICH-1. Houve incremento da disponibilidade de fósforo em ambos os solos. O pH_{Água} não variou estatisticamente no Latossolo Vermelho devido seu elevado poder tampão, quando comparado ao Argissolo Vermelho-Amarelo. Concluiu-se que a cama de aviário se apresenta como boa fonte de fósforo às plantas, além de apresentar efeito neutralizante de acidez.

Palavras-Chave: avicultura de corte, fertilização orgânica, resíduo.

AVAILABLE PHOSPHOROUS AND ACTIVE ACIDITY REDUCTION IN TWO SOILS OF CONTRASTING TEXTURE BY CHICKEN MANURE FERTILIZATION

ABSTRACT: Chicken manure became important as organic fertilizer, mainly after its prohibition at ruminants feeding, due health problems. The aim of this work was to evaluate phosphorous availability and pH changes in two soils of contrasting texture with chicken manure application. The soils used were a clayed Red Latosol and a sandy Red-Yellow Ultisol. 1,0 dm³ of soil was homogenized with doses of chicken manure and incubated by 90 days. Studied doses were 0; 4; 8; 16 and 32 Mg/ha. pH_{Water} and available phosphorous were evaluated by the extraction solution MEHLICH-1. Phosphorous availability increased in both soils. pH_{Water} did not change statistically in Red Latosol due its higher buffering capacity, compared to Rd-Yellow Ultisol. We conclude the chicken manure is a good phosphorous source to plants, besides reduce acidity.

Key Words: poultry production, organic fertilization, waste.

INTRODUÇÃO

A proibição do uso de fertilizantes minerais para a certificação de produtos orgânicos implica que outra fonte de nutrientes para as plantas seja empregada. A cama de aviário é uma fonte de nutrientes interessante, pois apresenta algumas vantagens: possui maior concentração de nutrientes do que os adubos orgânicos usuais; seu custo é relativamente baixo, além de possuir menor umidade, facilitando sua distribuição e melhorando a eficiência de aplicação.

O crescimento da produção de carne de frango nas últimas décadas faz com que a produção desse resíduo também seja elevada. O Paraná se destaca na produção nacional e uma gestão adequada desse composto orgânico é fundamental à sustentabilidade da atividade. Portanto, é necessário que seus efeitos nos solos brasileiros sejam quantificados e qualificados, a fim de aumentar a eficiência de seu uso.

Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar as alterações provocadas no fósforo disponível e pH pela adição de cama de aviário, em dois solos com textura contrastante, do estado do Paraná.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram avaliados dois solos: um sob mata nativa, no município de Londrina-PR, classificado como Latossolo Vermelho – textura argilosa; o outro, sob pastagem, no município de Jaguapitã-PR, classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo – textura arenosa (Tabela 1).

Os solos foram coletados da camada superficial (até 0,2 m de profundidade), peneirados (2 mm), condicionados em vasos e misturados às doses de cama de aviário (à base de cepilho) que foram equivalentes à aplicação de 0; 4; 8; 16 e 32 Mg/ha (m/v), considerando-se a incorporação à 0,2 m de profundidade.

Cada tratamento foi composto por 10 repetições, totalizando 100 vasos.

A umidade foi mantida em 80% e 60% (v/v) da umidade de saturação, para o Latossolo Vermelho e Argissolo Vermelho-Amarelo, respectivamente. Após 90 dias o solo foi seco ao ar, peneirado (2 mm) e analisado.

Foi avaliado o $\text{pH}_{\text{Água}}$ na proporção de 1:2,5 (v/v) e o teor de fósforo disponível por meio da solução extratora MEHLICH-1, de acordo com a metodologia descrita por Pavan et al. (1992).

O experimento foi conduzido em casa de vegetação e o delineamento foi inteiramente ao acaso.

Os dados foram submetidos aos testes de homogeneidade de variância e normalidade dos resíduos de Hartley e Shapiro-Wilk, respectivamente. O $\text{pH}_{\text{Água}}$ apresentou as condições necessárias à análise de variância. O P-MEHLICH-1 não apresentou às condições necessárias à realização da ANAVA, de forma que o teste de Kruskal-Wallis foi então realizado. Após os testes, os dados foram ajustados à melhor equação de regressão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de fósforo e de $\text{pH}_{\text{Água}}$ são mostrados na Figura 1 e Figura 2, respectivamente.

O fósforo apresentou incremento pronunciado com a aplicação da cama de aviário em ambos os solos (Figura 1). O contraste entre o Latossolo Vermelho e o Argissolo Vermelho-Amarelo ocorre devido às diferenças texturais, conforme demonstrado na Tabela 1. O Latossolo Vermelho apresenta elevado teor de argila, que devido à formação de complexos de esfera interna com o fósforo – característica típica de argilas de regiões tropicais – retém o fósforo adicionado, tornando-o indisponível às plantas (MACHADO; SOUZA, 2012).

A baixa relação C/N do esterco de frango, aliado à baixa área superficial específica do cepilho, que faz com que a velocidade de reação do esterco seja superior, pode ter favorecido a rápida oxidação dos compostos orgânicos adicionados aos solos. Indício dessa reação é a mudança no $\text{pH}_{\text{Água}}$, conforme a Figura 2. Segundo Pavan et al. (1997), a oxidação de compostos orgânicos é responsável pela elevação do pH. Significância estatística do $\text{pH}_{\text{Água}}$ foi encontrada somente no Argissolo Vermelho-Amarelo. O elevado poder tampão do Latossolo Vermelho, quando comparado ao Argissolo Vermelho-Amarelo, devido seu conteúdo de argila e matéria orgânica, é responsável por essa diferença. Materechera e Mkhabela (2002) e Ortiz Escobar e Hue (2008) também encontraram efeito neutralizante de acidez em solos após a aplicação de cama de aviário.

CONCLUSÃO

A cama de aviário se apresentou como boa fonte de fósforo, além de proporcionar efeito neutralizante de acidez.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Araucária pela concessão da bolsa de iniciação científica do primeiro autor no período da realização do experimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

MACHADO, V.J.; SOUZA, C.H.E. Disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após a aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico de liberação lenta. *Bioscience Journal*, v.28, p.1-7, 2012.

MATERECHERA, S.A.; MHKABELA, T.S. The effectiveness of lime, chicken manure and leaf litter ash in ameliorating acidity in a soil previously under black wattle (*Acacia mearnsii*) plantation. *Bioresource Technology*, v.85, p.9-16, 2002.

ORTIZ ESCOBAR, M.E.; HUE, N.V. Temporal changes of selected chemical properties in three manure – Amended soils of Hawaii. *Bioresource Technology*, v.99, p.8649-8654, 2008.

PAVAN, M.A. et al. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina: IAPAR, 1992. 39 p. (IAPAR. Circular, 76).

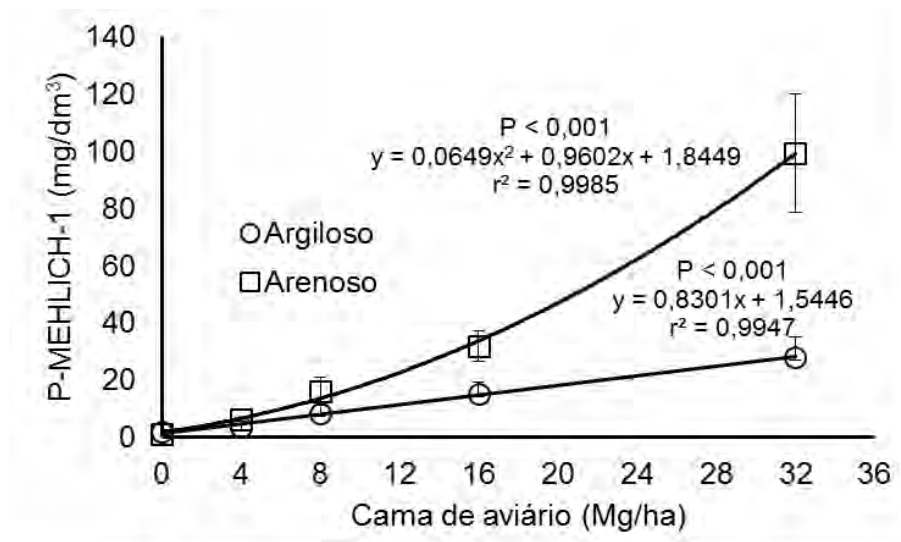
PAVAN, M.A. et al. Cultura do cafeeiro: O sistema de plantio adensado e a melhoria da fertilidade do solo. *Inf. Agron.*, v.80, p.1-7, 1997.

Tabela 1. Características granulométricas dos solos estudados.

SOLO	MOT	ARGILA	SILTE	AREIA
	----- g/kg -----			
LV	21,4	681.3	213.3	105.4
AVA	5,4	107.1	29.6	863.3

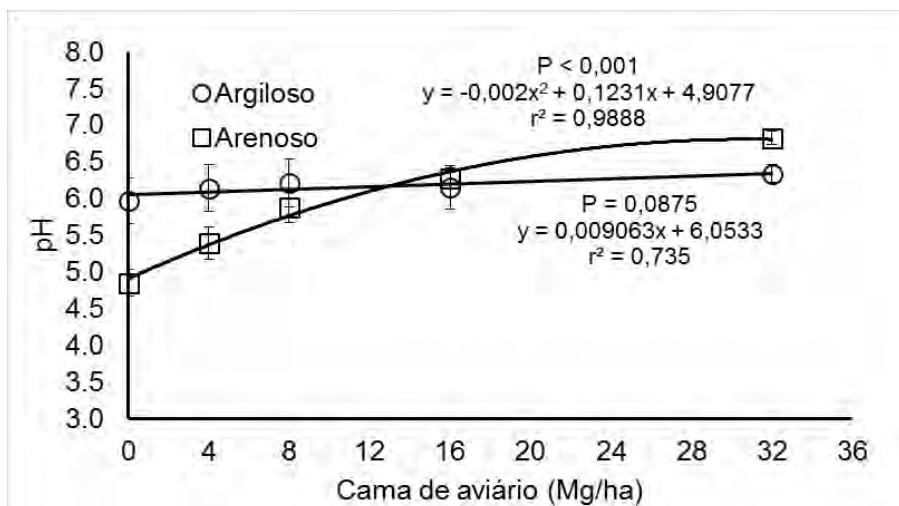
LV: Latossolo Vermelho; AVA: Argissolo Vermelho-Amarelo; MOT: Matéria orgânica total.

Figura 1. Fósforo disponível (MEHLICH-1) em dois solos em função de doses de cama de aviário.



P: P-valor do teste de Kruskal-Wallis. As barras de erro representam o desvio-padrão.

Figura 2. pH_{Água} em dois solos em função de doses de cama de aviário.



P: P-valor da ANOVA. As barras de erro representam o desvio-padrão.

EFICIÊNCIA DO FERTILIZANTE ORGANOMINERAL PRODUZIDO A PARTIR DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS NA CULTURA DA CANA-DE-AÇÚCAR

Rodrigues, V.W.B.^{*1}; Souza, C.H.E.²; Hwang, H.F³

^{*1}Supervisor agrônomo na empresa Geociclo Biotecnologia S/A, Uberlândia-MG-Brasil.
e-mail: vinicius.rodrigues@geociclo.com.br

RESUMO: O presente trabalho consistiu em comparar a eficiência do fertilizante organomineral, constituído por torta de filtro compostada enriquecida com minerais, aplicado na soqueira da cana-de-açúcar em relação ao mineral, manejo praticado pela usina. Foram realizadas medições de altura de plantas, análise foliar e produtividade. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com cinco tratamento e cinco repetições, totalizando 25 parcelas. Os tratamentos foram compostos pela testemunha (sem aplicação de fertilizante), uma dose do fertilizante mineral 22-00-18 (510 kg/ha), e três doses do fertilizante organomineral 13-00-11, correspondendo a 60, 80 e 100% da quantidade de NPK em relação ao fertilizante mineral respectivamente. A variedade de cana utilizada foi a SP 1816. O tamanho da parcela foi de cinco linhas com espaçamento de 1,4 m e 10 m de comprimento, perfazendo uma área de 70,0 m² por parcela. A aplicação do organomineral aumentou significativamente a produtividade da cana soca 3° corte na usina, obtendo valores de 73,3 t/ha para testemunha, 82,1 t/ha para adubação mineral 22-00-18 e 87,7 ; 92,6 e 94,3 t/ha para as doses crescentes de organomineral (60, 80 e 100%). Sendo assim, 295 kg/ha do organomineral 13-00-11 produziu a mesma quantidade de cana-de-açúcar, quando comparada com a aplicação de 450 kg/ha do mineral. Verificou-se então um aumento médio de 11,5 % na produção de colmos com a aplicação do fertilizante organomineral em relação ao fertilizante mineral.

Palavras-Chave: Nutrição de plantas, resíduo, compostagem, produção de colmos.

EFFICIENCY FERTILIZER PRODUCED FROM WASTE AGROINDUSTRIAL CULTURE OF CANE SUGAR

Abstract: The present work is to compare the efficiency of this fertilizer, consisting of composted filter cake enriched with minerals, applied to the ratoon cane sugar in relation to mineral management practiced by the plant. Measurements of plant height, leaf analysis and yield were performed. The experimental design was a randomized block design with five treatment and five replicates, totaling 25 plots. The treatments consisted of control (no fertilizer application), a dose of mineral fertilizer 22-00-18 (510 kg/ha), and three doses of this fertilizer 13-00-11, corresponding to 60, 80 and 100% the relative amounts of the NPK mineral fertilizer respectively. The variety of cane used was SP 1816 the plot size was five rows with spacing of 1,4 m and 10 m long, covering an area of 70,0 m² per plot. The application of organic-significantly increased the productivity of ratoon cane 3 ° cut at the plant, obtaining values of 73,3 t / ha for control, 82,1 t / ha for mineral fertilizer 22-00-18 and 87,7; 92,6 and 94,3 t / ha of the organomineral increasing doses (60, 80 and 100%). Thus, 295 kg/ha of the organomineral 13-00-11 produced the same amount of cane sugar, as compared with the application of 450 kg / ha of mineral. Then found an average increase of 11.5% in production stems from the application of this fertilizer compared to mineral fertilizer.

Keywords: nutrition of plants, waste, compost, straw yield.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar e esta cultura é importante, seja no aspecto social como no econômico, uma vez que na sua industrialização são obtidos o açúcar e o etanol, dois importantes produtos brasileiros. Além disso, o cultivo da cana-de-açúcar é uma das maiores fontes de emprego por unidade de superfície quando comparado com outras atividades agrícolas. Para atender a essa demanda, está ocorrendo expansão da fronteira agrícola, conseqüentemente maiores volumes de resíduos estão sendo gerados. Estes podem ser utilizados na agricultura como fonte de nutrientes, reduzindo a contaminação ambiental e os custos com adubação. Porém apresentam baixas concentrações de nutrientes, necessitando aplicar grandes volumes para suprir a necessidade da cultura.

Neste contexto, novas tecnologias e alternativas para adubação têm sido utilizadas, uma delas é o fertilizante organomineral, fruto do enriquecimento de torta de filtro compostada e bioestabilizada, com fertilizantes minerais. A presença desta fração orgânica no organomineral melhora a disponibilidade de nutrientes como o nitrogênio, o fósforo e potássio para as plantas (Kiehl, 1985). Além disso, permite a diminuição das perdas de nutrientes no solo. Isso ocorre, pois apresentam capacidade de troca catiônica geralmente muito superior à dos argilominerais, apresentando efeito quelatizante sobre os mesmos. Assim, adubos organominerais proporcionam um efeito de liberação gradual dos nutrientes, suprimindo as necessidades da cultura durante todo seu ciclo.

O objetivo do trabalho, comparar a eficiência do fertilizante organomineral, constituído por torta de filtro compostada enriquecida com minerais, aplicado na soqueira da cana-de-açúcar em relação ao fertilizante mineral, manejo de adubação praticado na usina.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido entre 18/08/2012 a 21/11/2013 na Fazenda Veadinho, Usina Delta, Delta-MG. Foi utilizado a cana-de-açúcar como planta teste, variedade SP 1816. O tamanho da parcela foi de cinco linhas com espaçamento de 1,4 m e 10 m de comprimento, perfazendo uma área de 70,0 m² por parcela. Solo com textura média (Latossolo Vermelho Férrico Argiloso) e ambiente de produção tipo C.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com cinco tratamento e cinco repetições, totalizando 25 parcelas. Os tratamentos foram compostos pela testemunha (sem aplicação de fertilizante), uma dose do fertilizante mineral 22-00-18 (510 kg/ha), e três doses do fertilizante organomineral 13-00-11 (518 kg/ha, 691 kg/ha, 863 kg/ha), correspondendo a 60, 80 e 100% da quantidade de NPK em relação ao fertilizante mineral respectivamente.

Aos 110 dias após a instalação dos testes realizaram-se coletas de folhas de cada parcela experimental, as quais foram encaminhadas ao laboratório para realização de análises foliares de NPK.

A colheita dos experimentos foi realizada e a pesagem feita empregando-se uma célula de carga. A produtividade da cana em cada tratamento foi medida pesando-se a cana colhida em cada parcela e tomando-se a média das cinco repetições.

Durante a colheita das parcelas, foi escolhida aleatoriamente dez plantas para determinação da altura das mesmas, tomando-se a média da medida destas.

Os resultados foram avaliados pelo programa SISVAR (Ferreira, 2008) e as médias comparadas pelo teste de Tukey (5%) e análise de regressão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve aumento de 10,7% na produtividade no tratamento com a aplicação do fertilizante mineral em relação ao tratamento controle, onde não foi aplicado fertilizante. Houve também ganhos de produtividade de 6,8, 12,8 e 14,9 % nos tratamentos de 60%, 80% e 100% da dose, respectivamente, os quais foram adubados com o fertilizante organomineral em relação ao tratamento com fertilizante mineral. É importante salientar que houve ganhos estatisticamente significativos de produtividade mesmo com redução de doses de NPK dos tratamentos 60 e 80% de redução de NPK, respectivamente, que usaram fertilizante organomineral (Tabela 1).

Apesar da menor dose de NPK nos tratamentos que receberam fertilizante organomineral a produtividade foi superior ao tratamento com fertilizante mineral (Tabela 1). Este resultado é de muita importância para a usina porque permite uma redução dos custos de produção e aumento na produtividade da lavoura associada à adubação com fertilizante organomineral, constituído de resíduo agroindustrial compostado.

Os melhores resultados obtidos com o fertilizante organomineral em relação ao fertilizante mineral está relacionada, sem dúvida, ao fornecimento contínuo de nutrientes à cultura ao longo do ciclo da cana proporcionado pelo efeito *slow release* do fertilizante organomineral e também devido a suas menores perdas de nutrientes por lixiviação e percolação no perfil de solo (Cerri, 2011).

Em relação à absorção foliar não houve diferença entre os tratamentos, apesar da menor dose de NPK associado aos tratamentos com fertilizante organomineral. Este efeito está associado à presença da matéria orgânica no fertilizante organomineral o que potencializa a disponibilidade de NPK às plantas (Kiehl, 1985 e 1999). Apesar da menor dose de NPK nos tratamentos que usaram fertilizante organomineral, todos os nutrientes ficaram dentro da faixa considerada adequada por Raij et al.(1996). Este resultado revela que, apesar da menor dose de NPK dos tratamentos com organomineral, as plantas permaneceram adequadamente nutridas não havendo deficiência de nutrientes na média das parcelas. Este fato comprova a maior eficiência do fertilizante organomineral em relação ao fertilizante mineral (Tabela 1).

Para o cálculo da dose equivalente entre fertilizante mineral e organomineral, isto é, a dose de fertilizante organomineral que produziria a mesma quantidade de cana do fertilizante mineral, foi realizada uma análise de regressão dos dados de produtividade. (Tabela 2)

Assim, pode-se concluir que em média 295,0 kg/ha do fertilizante organomineral Geociclo 13-00-11 produziram os mesmos 82,1 t/ha de cana-de-açúcar que foram obtidos experimentalmente com a aplicação de 450 kg/ha do fertilizante mineral 22-00-18. Os 295,0 kg/ha do fertilizante organomineral 13-00-11 corresponde a aproximadamente 39,2% do teor NPK em relação a 450 kg/ha do mineral 22-00-18.

Cabe salientar que o uso continuado do fertilizante organomineral espera-se melhoria nas características químicas e microbiológicas do solo com o passar dos anos por incrementar fonte de matéria orgânica como condicionador de solo.

CONCLUSÃO

A aplicação de fertilizante organomineral propiciou maior incremento de produtividade de cana de açúcar em relação à adubação convencional realizada com fertilizante mineral em lavoura na usina Caeté, trazendo incrementos na produtividade.

Na cana crua, a aplicação de 295,0 kg/ha do fertilizante organomineral 13-00-11 foi suficiente para atingir a mesma produtividade obtida com a aplicação de 450 kg/ha do fertilizante mineral 22-00-18.

Concluiu-se também que não houve alterações dos níveis nutricionais de NPK nas folhas mesmo nos tratamentos com menor dosagem de NPK, caso dos tratamentos com organomineral com dosagem de 60% e 80% do teor de NPK utilizado no fertilizante mineral. A análise foliar mostrou que todos os tratamentos ficaram dentro dos níveis nutricionais recomendados o que confirmou a maior eficiência agrônômica do fertilizante organomineral.

Esta maior eficiência do organomineral revelada neste trabalho se deveu muito provavelmente ao efeito da liberação lenta (*slow release*) de nutrientes deste fertilizante.

AGRADECIMENTOS

À empresa Geociclo Biotecnologia S/A por fornecer o fertilizante organomineral utilizado nesse trabalho, à Usina Caeté por ceder toda a estrutura necessária para realização do experimento

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Cerri, C. E.. Eficiência agrônômica dos organominerais. Palestra fórum Abisolo 2011.
- Ferreira, d.f. SISVAR: Um programa para análises e ensino de estatística. Revista Symposium, Lavras, v. 6, p. 36-41, 2008.
- Kiehl, E.J. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba: Editora Agrônômica Ceres, 1985. 492p.
- Kiehl, E.J. Fertilizantes organominerais. Piracicaba: snt, 1999.146p.

Tabela 1. Produtividade de colmos, teor foliar e altura da cana soca, cana crua, 3ª corte, em função da aplicação do fertilizante mineral 22-00-18 (M) e do fertilizante organomineral 13-00-11 (OM). Fazenda veadozinho, var. SP 1816 – Usina Delta, Delta – MG.

Fertilizante	Dose N-P ₂ O ₅ -K ₂ O	Produtividade	Ganho*	Teor foliar			Altura Planta	
				N	P	K		
DOSE				g/Kg				
Kg/ha	Kg/ha	t/ha	%				m	
C	0	73,3	- 10,7	18	2,1	13	2,7	
M	450	82,1	---	16,5	1,8	14	3,0	
	457	67-0-57	87,7	6,8	16	2,0	13	2,9
OM	610	90-0-76	92,6	12,8	16,5	2,0	15	3,0
	762	112-0-95	94,3	14,9	17,8	2,1	15	3,0
Rajj & Cantarella, 1996				18-25	1,5-3,0	10-16		

*Ganho em relação ao tratamento com o fertilizante mineral.

Tabela 2. Dose equivalente do fertilizante organomineral para obtenção da mesma produtividade obtida com aplicação do fertilizante mineral.

Equação de regressão	Produtividade com adubação mineral	Dose equivalente Do organomineral
	t/ha	Kg/ha
$Y = 0,028 x + 73,84$	82,1	295,0

Y: produtividade da cana (t/ha). x: dose do fertilizante aplicado (t).

PRODUTIVIDADE DE SOJA E MILHO EM RESPOSTA A FERTILIZANTES MINERAL E ORGANOMINERAIS SÓLIDO E FLUIDO

Nunes, W.A.G.A.*¹; Corrêa, J.C.²

¹Pesquisador da Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados-MS-Brasil
e-mail: walder.nunes@embrapa.br

²Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil.
e-mail: juliano.correa@embrapa.br

RESUMO: Os dejetos de suínos, após a biodigestão, apresentam-se em forma fluida e diluída, encarecendo o transporte até o local de uso, caso não seja possível utilizá-lo na propriedade geradora. Uma forma de viabilizar o uso dos dejetos líquidos de suínos é enriquecê-los com fontes minerais de N, P e K, viabilizando seu transporte até os usuários finais. Este trabalho objetivou avaliar o efeito de fertilizantes organominerais sólido e fluido na produtividade de soja e milho, nas condições edafoclimáticas de Dourados-MS. O experimento foi conduzido no Campo Experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, utilizando delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. Os tratamentos foram constituídos por três diferentes fertilizantes, sendo um organomineral na forma sólida (elaborado a partir de cama de aviário), outro na forma fluída (elaborado a partir de dejetos de suínos processados em biodigestor) e outro mineral, todos compostos na formulação 02-10-06. Foram aplicados 4 níveis de doses crescentes, que corresponderam a 0, 750, 1000 e 1250 kg ou L ha⁻¹ de cada formulação, sempre no sulco de plantio. Nas safras de primavera-verão plantou-se soja e nas safras de outono-inverno foi cultivado o milho safrinha. O experimento sofreu com adversidades climáticas, o que causou perdas expressivas em colheitas de safra e safrinha, ocorrendo grandes variações nos rendimentos obtidos nos diferentes anos. As produtividades de milho e soja foram semelhantes quando essas culturas foram fertilizadas com fertilizantes organominerais líquidos ou sólidos. O fertilizante mineral proporcionou resposta inferior às formas organominerais em safras com restrição hídrica.

Palavras-Chave: dejetos de suínos, biodigestor, cama de aviário.

PRODUCTIVITY OF SOYBEAN AND CORN IN RESPONSE TO MINERAL FERTILIZER AND SOLID AND FLUID ORGANOMINERAL FERTILIZER

ABSTRACT: Effluents of pig slurry bio-digestion are fluid and diluted raising transportation costs to the place of use. One way to facilitate the use of pig slurry bio-digestion effluents is to enrich them with mineral sources of N, P and K, allowing transport to end users. This study evaluated the effect of solid and fluid fertilizers on yield of soybean and corn, in Dourados-MS-Brazil. The experiment was conducted at the Embrapa Experimental Station using a randomized block design with four replications. The treatments consisted of three different fertilizers as an organomineral in solid form (derived from broiler litter), another in fluid form (made from pig slurry bio digestion effluents) and other mineral, both in the formulation 02-10-06. Four levels of increasing doses corresponding to 0, 750, 1000 and 1250 kg ha⁻¹ or l of each formulation. In the spring-summer crops was planted soybeans and harvests in autumn-winter season maize was cultivated. The experiment suffered from adverse weather, which caused significant losses in crops and late growing season, occurring large variations in yields obtained in different years. Yields of corn and soybeans were similar when these crops were fertilized

with liquid or solid fertilizers organominerals. The mineral fertilizer provided lower yields than the organic fertilizers in hydric restriction conditions.

Key Words: pig slurry, biodigester, broiler litter.

INTRODUÇÃO

Os dejetos das produções animais, notadamente de suínos e aves, constituem passivo ambiental a ser resolvido, em função do fato de serem gerados em grandes quantidades e em ambiente de confinamento (Mielle, 2006).

O uso dos dejetos como substitutos total ou parcial da fertilização de culturas é uma estratégia aceita para sua destinação correta e eles podem ser utilizados *in natura* ou processados, sendo que esta última forma comporta diversos graus de processamento. O uso de formulações de fertilizantes organominerais elaboradas a partir de cama de aviário tem sido amplamente difundido no mercado, sempre na forma sólida.

Por sua vez, os dejetos de suínos, após a biodigestão, apresentam-se em forma fluida e diluída, o que encarece o transporte até o local de uso, caso não seja possível utilizá-lo na propriedade geradora. Uma forma de viabilizar o uso dos dejetos líquidos de suínos é enriquecê-los com fontes minerais de N, P e K, viabilizando seu transporte até os usuários finais, à semelhança do obtido por Rebellatto et al. (2013).

Os fertilizantes organominerais precisam ser validados quanto a sua efetividade e, assim, este trabalho objetivou avaliar o efeito de fertilizantes organominerais sólido e fluido na produtividade de soja e milho, nas condições edafoclimáticas de Dourados, Mato Grosso do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Campo Experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, em Dourados, Mato Grosso do Sul, utilizando delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, em unidades experimentais de 4,5 m de largura e 5 m de comprimento. O solo local é classificado como Latossolo Vermelho distroférrico muito argiloso, e apresentava, na ocasião da implantação do experimento, pH de 5,6, 0,97 mg dm⁻³ de P, 0,16 cmol_c dm⁻³ de K, 1,21 cmol_c dm⁻³ de Ca e 0,43 cmol_c dm⁻³ de Mg. Os tratamentos foram constituídos por três diferentes fertilizantes, sendo um organomineral na forma sólida (elaborado a partir de cama de aviário), outro na forma fluída (elaborado a partir de dejetos de suínos processados em biodigestor) e outro mineral, todos compostos na formulação 02-10-06. Foram aplicados quatro níveis de doses crescentes, que corresponderam a 0, 750, 1000 e 1250 kg ou L ha⁻¹ de cada formulação, sempre no sulco de plantio.

Nas safras de primavera-verão plantou-se soja (cultivares BRS 292 RR, BMX Turbo e BRS 295 RR, nos anos agrícolas 2010/11, 2011/12 e 2012/13, respectivamente) e na safras de outono-inverno foi cultivado o milho safrinha (híbrido BRS 1040 nos anos 2011 e 2012 e DKB 390 em 2013).

O experimento sofreu com adversidades climáticas, o que causou perdas expressivas em colheitas de safra e safrinha, ocorrendo grandes variações nos rendimentos obtidos nos diferentes anos.

Os dados foram submetidos à análise de variância e ajustadas equações de regressão polinomial para as doses de composto aplicadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em safras com maior restrição hídrica (milho em 2011 e 2013 e soja em 2011/12) as adubações organominerais líquidas e sólidas resultaram em melhores resultados de produtividade se comparado a adubação mineral (Figura 1), possivelmente por promover

um menor estresse salino, efeito que pode levar a redução na produtividade (COELHO et al., 2013). Efeito de melhores produtividades em soja fertilizada com adubos orgânicos em ano de restrição hídrica também foi observado por Tanaka et al. (1992), que o atribuiu à melhor estruturação do solo, o que proporcionaria melhor armazenamento de água no solo.

Na cultura da soja não houve diferenciação entre as produtividades obtidas com os fertilizantes organominerais, tanto em colheitas anuais, quanto no acumulado dos três anos. Na resposta acumulada, o fertilizante mineral tendeu a proporcionar resposta inferior aos organominerais quando aplicado em doses mais elevadas.

Já na cultura do milho houve destaque da maior produtividade alcançada com a fertilização mineral em 2012, ano em que não houve restrição hídrica para a cultura de safrinha, concordando com Costa et al. (2011). No entanto, devido a duas safrinhas com rendimento inferior, no acumulado dos três anos o fertilizante mineral resultou em menor produção total em relação aos fertilizantes organominerais, que não se diferenciaram entre si.

CONCLUSÃO

As produtividades de milho e soja foram semelhantes quando essas culturas foram fertilizadas com fertilizantes organominerais líquidos ou sólidos.

O fertilizante mineral proporcionou resposta inferior às formas organominerais em safras com restrição hídrica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Embrapa e à equipe do Projeto Rede FertBrasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Mielle, M. Contratos, especialização, escala de produção e potencial poluidor na suinocultura de Santa Catarina. Porto Alegre: UFRGS, 2006. 286p. Tese Doutorado.

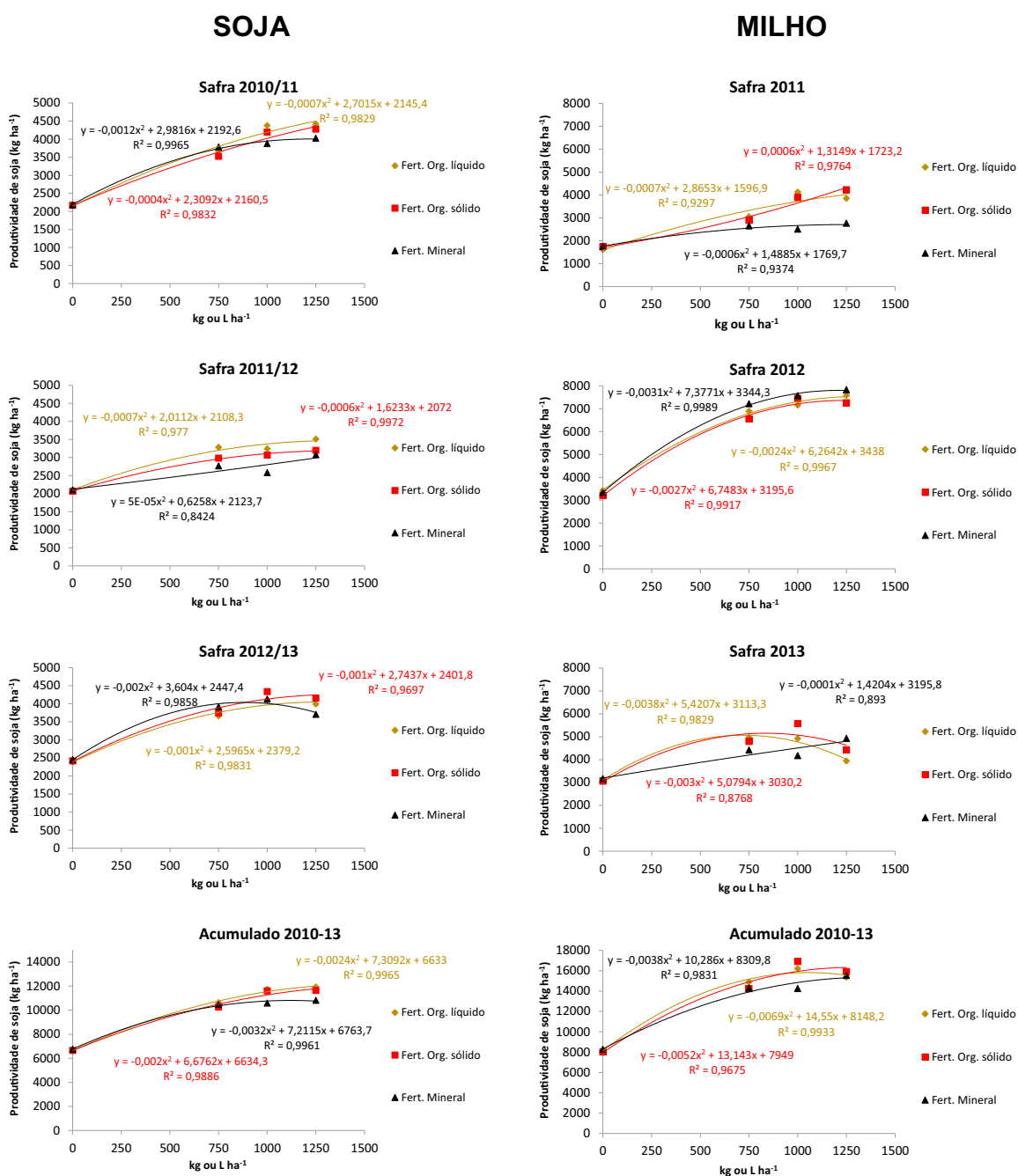
Coelho, J.B.M., Barros, M.F.C., Bezerra Neto, E.B., Correa, M.M. (2013). *Comportamento hídrico e crescimento do feijão vigna cultivado em solos salinizados*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 17(4), 379-385.

Tanaka, R. T., Mascarenhas, H. A. A., Dias, O. S., Campidelli, C., & Bulisani, E. A. (1992). *Cultivo da soja após incorporação de adubo verde e orgânico*. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 27(11), 1477-1483.

Costa, M. S. S. M., Steiner, F., de Mendonça Costa, L. A., Castoldi, G., & Pivetta, L. A. (2011). *Nutrição e produtividade da cultura do milho em sistemas de culturas e fontes de adubação*. Revista Ceres, 58(2), 249-255.

Rebellatto, A., Corrêa, J. C., Cassol, P. C., Hentz, P., Nicoloso, R. D. S., & GRAVE, R. (2013, October). *Adubação com organominerais em solos com fertilidade construída para fósforo* (. In Embrapa Suínos e Aves-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, 34., 2013. Florianópolis. Anais... Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013..

Figura 1: Produtividades anuais e acumuladas de soja e milho em resposta a fertilização com fertilizantes organominerais fluido e sólido e fertilizante mineral, na formulação 2-10-06



DISPERSÃO DE ARGILA NO SOLO APÓS APLICAÇÃO DE DIFERENTES RESÍDUOS

Machado, W.¹; Melo, T. R.¹; Tavares Filho, J.*²

¹Pós-graduandos em Agronomia; ²Docente em Manejo e conservação do solo pela Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR-Brasil, email: tavares@uel.br

RESUMO: A incorporação de materiais orgânicos ao solo pode promover efeitos benéficos aos atributos químicos do solo e beneficiar os atributos físicos. O presente trabalho teve por objetivo verificar a influência de diferentes materiais orgânicos na dispersão da argila em um Latossolo Vermelho eutrófico. O trabalho foi desenvolvido na Fazenda Escola da Universidade Estadual de Londrina, Londrina (PR). Os tratamentos utilizados foram: CF = cama de frango; EO = esterco ovino; EB = esterco bovino; Vinhaça (V) e LE = lodo de esgoto, todos na mesma quantidade de 6 t/ha, mais a TEST = testemunha, onde não foi aplicado nenhum material. A argila dispersa no solo (ADS) sofreu influência significativa apenas nos tratamentos LD e EO, após 12 meses de aplicação. Entre os tratamentos, a diferença foi observada entre CF e LD; Após 24 meses, somente o tratamento LD teve influência sobre a dispersão, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos utilizados. A dispersão de argila sofreu influência com os diferentes tipos de resíduos orgânicos.

Palavras-chave: cátions, floculação, matéria orgânica.

DISPERSION OF CLAY IN THE SOIL AFTER APPLICATION OF DIFFERENT WASTE

ABSTRACT: The incorporation of organic material to the soil can promote beneficial effects to chemical attributes of soil and benefit the physical attributes. The objective of the present work was to verify the influence of different organic materials in the dispersion of the clay in an oxisol. The work was carried out at the Universidade Estadual de Londrina, Londrina (PR). The treatments used were: CF= chicken manure; EO = sheep manure; EB = cattle manure; vinasse (V) and LE = sewage sludge, all in the same amount of 6 t/ha, more to test = witness, where it was not applied any material. The dispersed clay in the soil (ADS) suffered significant influence only in treatments LD and EO, after 12 months of implementation. Among the treatments, the difference was observed between CF and LD. After 24 months, only the treatment LD had influence on the dispersion, statistically differ from all other treatments. The dispersion of clay was influenced with the different types of organic waste.

Key Words: cations, flocculation, organic matter.

INTRODUÇÃO

A carga líquida negativa do solo e o potencial elétrico negativo superficial são as principais alterações eletroquímicas ocasionadas pelas práticas de adubação mineral e orgânica. Essas alterações podem influenciar os mecanismos de dispersão e floculação dos colóides, bem como a capacidade de troca catiônica e aniônica, podendo afetar a estrutura do solo e a estabilidade de agregados (Roth & Pavan, 1991; Albuquerque et al., 2000) com consequências ao crescimento radicular, reduzindo a exploração de água e nutrientes pelas culturas (Castro Filho, 1988).

O resultado da modificação química da solução do solo pode ser a desagregação do solo e conseqüente dispersão. A argila dispersa em água é a fração da argila do solo que se dispersa espontaneamente em água e, portanto, a que possui potencialmente maior mobilidade. O aumento desta fração dispersa está diretamente relacionado com o decréscimo da infiltração de água nos solos brasileiros (Roth & Pavan, 1991), com processos de erosão e desestruturação dos mesmos. Conseqüentemente, a

desagregação e dispersão de argila são processos que causam grande impacto ambiental, já que o rompimento de agregados pode liberar, além da argila, nutrientes e elementos tóxicos (Moura Filho & Buol, 1976 *apud* Azevedo & Bonumá, 2004).

Segundo Tisdale & Oades (1982), a matéria orgânica presente nos adubos orgânicos, age como condicionador do solo mediante sua estrutura complexa e longas cadeias de carbono, agregando partículas minerais. Além disso, a maior parte da fração orgânica no solo é estável e chamada de fração húmica que irá formar agregados estáveis e persistentes no solo.

O presente trabalho teve por objetivo verificar a influência de diferentes materiais orgânicos na dispersão da argila em um Latossolo Vermelho eutroférico.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido na Fazenda Escola da Universidade Estadual de Londrina, Londrina (PR), em solo classificado como Latossolo Vermelho eutroférico (Embrapa, 1999), em área localizada a 23° 23' de latitude S, 51° 11' de longitude W e 566 metros de altitude.

O delineamento experimental utilizado foi de blocos casualizados, com seis tratamentos e seis repetições. Cada parcela experimental foi constituída de 3 m x 3 m, onde foram aplicados os diferentes materiais orgânicos. Os tratamentos utilizados foram: CF = cama de frango; EO = esterco ovino; EB = esterco bovino; Vinhaça (V) e LE = lodo de esgoto, todos na mesma quantidade de 6 t/ha, mais a TEST = testemunha, onde não foi aplicado nenhum material.

Os resíduos foram distribuídos homoganeamente em cada parcela e incorporados na camada 0-20 cm de profundidade. Foram feitas coletas de amostras de solo após 12 meses e 24 meses da aplicação dos materiais, na profundidade onde foi feita a incorporação e estas foram encaminhadas ao Laboratório de Análises Físicas de Solo da UEL para determinação da argila dispersa, que foi avaliada pelo método da pipeta, conforme descrito em Embrapa (1997).

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos foram comparadas pelo Teste de Tukey a 5% de significância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A argila dispersa no solo (ADS) sofreu influência significativa apenas nos tratamentos LD e EO, após 12 meses de aplicação. Entre os tratamentos, a diferença foi observada entre CF e LD. Após 24 meses, somente o tratamento LD teve influência sobre a dispersão, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos utilizados (tabela 01).

Com exceção do tratamento LD, todos os demais, inclusive a TEST apresentaram aumento na dispersão de argila após 24 meses de aplicação dos materiais, conforme se observa na figura 01. Este aumento pode ser atribuído a decomposição sofrida pelos materiais, onde o efeito agregante e floculante da matéria orgânica (MO) se reduz, uma vez que os teores de C e compostos orgânicos é instável ao longo do tempo e a intensa atividade microbiana acaba provocando reduções expressivas destes no solo em função do tempo, variando com a qualidade da MO presente em cada material. De acordo com Castro Filho (1988), os produtos intermediários da decomposição da MO têm ação importante sobre a estabilização da estrutura do solo, no entanto este efeito é de curta duração.

Os adubos orgânicos contêm vários nutrientes minerais e embora sua concentração geralmente seja considerada baixa, na sua valorização, deve-se levar em conta, também, o efeito benéfico que exercem sobre o solo (Fornasieri Filho, 1992). A MO dos resíduos decompostos ativa os processos microbianos fomentando,

simultaneamente, a estrutura, a aeração e a capacidade de retenção de água. Sua função química é manifestada pela habilidade para interagir com metais, óxidos e hidróxidos metálicos e formar complexos orgânico-metálicos, que promovem uma mudança no estado de agregação do solo (Schnitzer, 1991). O fenômeno da dispersão-floculação é influenciado pela MO do solo (Oades, 1988), o qual afeta o desenvolvimento da estrutura e relaciona-se com o balanço das cargas elétricas do solo.

O grau de dispersão da argila também pode ser diminuído com o aumento da concentração de eletrólitos na solução. A adição de resíduos alcalinos favorecem a dispersão da argila pelo aumento no teor de sódio (Na), do pH e pela neutralização do al trocável; no entanto a elevação da concentração eletrolítica e adição de Ca e Mg podem amenizar o efeito dispersante, conforme observado no presente trabalho para a maioria dos tratamentos. Além dos nutrientes já citados como componentes do LE, ainda relata-se a presença de teores elevados de micronutrientes com a aplicação deste composto (Defelipo et al. 1991), que contribuem para o aumento da concentração eletrolítica em solução, ocasionando maior floculação no solo.

Contudo, ressalta-se ainda, que deve se considerar qualitativamente os materiais orgânicos utilizados. A variação de elementos químicos e compostos orgânicos, principalmente em esterco animal, é muito elevada e dependente da alimentação do animal, refletindo na composição final do resíduo o que ocasiona alta variabilidade quando se avalia os efeitos destes materiais tanto em propriedades químicas quanto físicas do solo.

CONCLUSÃO

A composição química de resíduos orgânicos aplicados no solo influencia diretamente no fenômeno de dispersão e floculação das argilas no solo, sendo variável o seu efeito dependendo da origem dos mesmos.

Todos os tratamentos diminuíram a dispersão da argila no solo, sendo que o tratamento com lodo de esgoto apresentou o efeito mais pronunciado, persistindo após 24 meses da aplicação.

AGRADECIMENTOS

À CAPES, CNPq e a UEL.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, J.A.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTANA, E.C. Propriedades físicas e eletroquímicas de um Latossolo Bruno afetadas pela calagem. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 24, p. 295-300, 2000
- AZEVEDO, A. C.; BONUMÁ, A. S.. Colloidal particles, dispersion and aggregation in Latossolos (Oxisols). **Ciência Rural**, v. 34, n. 2, p. 609-617, 2004.
- CASTRO FILHO, C. **Effects of liming on characteristics of a Brazilian Oxisol at three levels of organic matter as related to erosion**. 1988. Dissertação (Tese) – State University, Columbus, Ohio.
- DEFELIPO, B. V.; NOGUEIRA, A. V.; LOURES, E. G.; ALVAREZ, Z. V. H. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma siderúrgica. **Rev. Bras. Ci. Solo**. Campinas, v.15, p. 389-393. 1991.
- EMBRAPA. Centro nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997. 212p.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa/CNPSo, 1999. 306p.
- FORNASIERI FILHO, DOMINGOS. **A cultura do milho**. FUNEP, 1992.
- OADES, J. M. The retention of organic matter in soils. **Biogeochem**. v. 5, p. 35-70, 1988.
- ROTH, C.M.; PAVAN, M.A. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a brazilian oxisol. **Geoderma**, v.48, p.351-361, 1991.
- SCHNITZER, M. Soil organic matter-the next 75 years. **Soil Science**, v. 151, n. 1, p. 41-58, 1991.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

Tabela 01: Argila dispersa no solo sob diferentes materiais orgânicos, após 12 e 24 meses da aplicação.

Tratamentos	ARGILA DISPERSA (g/kg) (meses)	
	12	24
Testemunha	0,30a ⁽¹⁾	0,34a
Lodo de Esgoto (Biossólidos)	0,14b	0,10b
Esterco de Ovino	0,19bc	0,26a
Esterco de Bovino	0,20a bc	0,24a
Cama de Frango	0,25a c	0,29a
Vinhaça	0,30a d	0,32a
C.V. (%)	20,03	21,55

⁽¹⁾Médias seguidas pela mesma letra, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

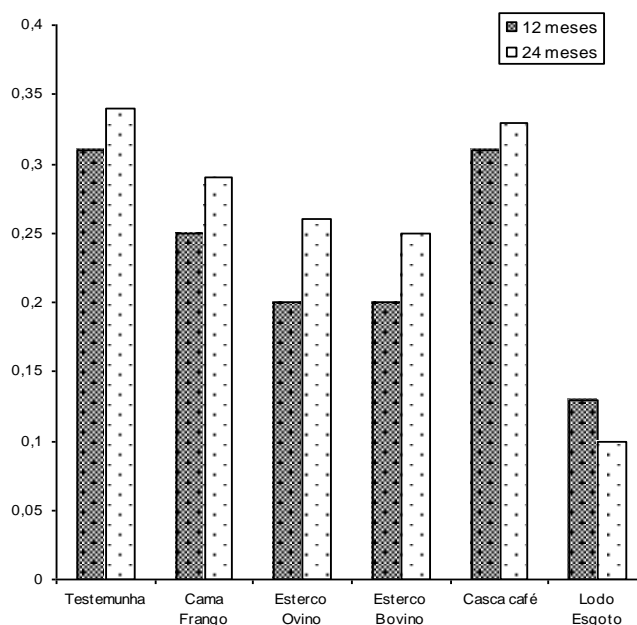


Figura 01: Dispersão da argila no solo após 12 e 24 meses da aplicação de materiais orgânicos.

INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DE VINHAÇA SOB A MATÉRIA ORGÂNICA E A POPULAÇÃO BACTERIANA DO SOLO

Bento, A. S.¹; Ceciliano, E. S.¹; Ramari, T. I.²; Ribeiro, R. M.³; Gasparotto, F.^{4*}

¹Acadêmicos do Curso de Agronomia do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR, Maringá – Paraná. Bolsista do Programa de Indução de Bolsas (PROIND). ²Acadêmica do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR, Maringá – Paraná. ³Co-Orientadora, Professora Doutora do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR.

rosa.ribeiro@unicesumar.edu.br ⁴Orientadora, Professora Doutora do Curso de Agronomia e do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR.
francielli.gasparotto@unicesumar.edu.br

RESUMO: A área cultivada com cana-de-açúcar no Brasil vem crescendo nos últimos anos e dessa forma, cresce também a demanda por novas tecnologias de produção. Nesse sentido, tornam-se fundamentais novas pesquisas para viabilizar alternativas que reduzam os impactos e promovam ganhos de produtividade, sem comprometer o balanço energético da cultura. Uma das destinações usuais para a vinhaça, subproduto do processamento da cana-de-açúcar na produção do etanol, é sua aplicação via fertirrigação, fornecendo nutrientes como potássio e cálcio além de matéria orgânica, que são abundantes neste resíduo. Assim, objetivou-se avaliar o efeito de diferentes doses de vinhaça aplicadas em solos com diferentes condições de manejo, na matéria orgânica e população de bactérias que o habitam. Para isso, os tratamentos avaliados foram: solos agricultáveis que nunca receberam a aplicação de vinhaça (SV) e solos que receberam a aplicação de vinhaça de maneira regular (CV). As lâminas aplicadas de vinhaça em ambos os solos foram proporcionais a 0 - Testemunha; 1 - 100 m³/ha; 2 - 200 m³/ha; e 3 - 300 m³/ha. Após a aplicação da vinhaça, os tratamentos foram incubados em condição ambiente por 120 dias. Com a análise dos resultados observou-se que a população microbiana de áreas que já recebem fertirrigação com vinhaça está adaptada a este subproduto e tendem a mineralizar com maior eficiência o carbono orgânico disponível. A biota dos solos que não recebiam aplicação prévia de vinhaça sofreu influência com a aplicação do produto, resultando em uma redução populacional de bactérias.

PALAVRAS-CHAVE: vinhoto, carbono orgânico, biota do solo.

INFLUENCE OF APPLICATION OF VINASSE AT ORGANIC MATTER AND POPULATION BACTERIA OF SOIL

ABSTRACT: The cultivated area with sugar cane in Brazil has been growing in recent years and thus, so does the demand for new production technologies. In this sense, they become new fundamental research to viable alternatives to reduce impacts and promote productivity gains without compromising the energy balance of the crop. One of the usual destinations for vinasse, a byproduct of the processing of sugar cane for ethanol production, is its application through fertigation, providing nutrients like potassium and calcium plus organic matter, which are abundant in this residue. Thus objective was to evaluate the effect of different doses of vinasse applied to soils with different management conditions, organic matter and bacteria population that inhabit it. For this, the treatments were: agricultural soils that have never received the application of vinasse (sv) and soils that received vinasse application on a regular basis (cv). The amount of vinasse applied in both soils were proportional to 0 - witness; 1-100 m³/ha; 2-200 m³/ha; and 3-300 m³/ha. After application of the vinasse, the treatments were incubated at ambient condition for 120 days. With the analysis of the results showed that the microbial population areas already receiving stillage fertigation is adapted to this by-product and tend to more

effectively mineralize organic carbon available. The biota of the soils that received no prior application of vinasse was influenced by the application of the product, resulting in reduced populations of bacteria.

Key Words: vinasse, organic carbon, soil biota.

INTRODUÇÃO

A área cultivada com cana-de-açúcar no Brasil vem crescendo ano a ano, segundo o levantamento da Conab (2014) estima-se que para 2014/2015 a área seja acrescida em 286,6 mil hectares. De acordo com Pereira et al. (2013), com o aumento da área cultivada, cresce também a demanda por novas tecnologias de produção. Nesse sentido, é fundamental que se busquem alternativas que reduzam os impactos e promovam ganhos de produtividade, sem comprometer o balanço energético da cultura.

Uma prática que vem crescendo nos cultivos de cana é a aplicação da vinhaça, subproduto do processamento da cana-de-açúcar para produção do etanol, via fertirrigação. De acordo com Gasparotto et al. (2014) esta aplicação fornece nutrientes como potássio e cálcio além de matéria orgânica, que são abundantes neste resíduo. Giachini e Ferraz (2009) ressaltam que o uso de vinhaça em áreas agrícolas traz benefícios indiscutíveis do ponto de vista agrônomo. Além disto, esta prática também resulta em reduções dos potenciais impactos ambientais ocasionados pela destinação incorreta deste subproduto.

O manejo da vinhaça pode interferir nas propriedades químicas e microbiológicas do solo de forma benéfica ou maléfica, dependendo da quantidade aplicada, forma e tempo de aplicação. O solo é um componente fundamental para a manutenção da qualidade ambiental, sendo também um dos principais habitats para o desenvolvimento de populações de microrganismos envolvidos na decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, entre outros (Anderson; Cairney, 2004). Assim, torna-se de fundamental importância estudos que avaliem a interação entre a fertirrigação de solos com vinhaça, suas características químicas e biológicas. Portanto, objetivou-se com este trabalho avaliar a aplicação de diferentes doses de vinhaça no solo e as relações resultantes entre a matéria orgânica e a população de microrganismos que o habitam.

MATERIAL E MÉTODOS

Conduziu-se o experimento no município de Maringá-PR, no laboratório de Microbiologia e Fitopatologia do UniCesumar. Para os testes de incubação utilizaram-se unidades de solo coletadas em áreas agricultáveis que nunca receberam aplicação de vinhaça (SV) e em áreas que vêm recebendo aplicação do produto a mais de 15 anos (CV), sendo o solo das duas áreas classificado como Argissolo Vermelho-amarelo distrófico.

A vinhaça utilizada no experimento foi coletada em uma usina localizada na região de Maringá que já a utiliza na agricultura como fertilizante. Coletou-se a vinhaça diretamente nos tanques de armazenamento e a acondicionou em embalagem plástica de 5 litros.

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) com oito tratamentos e quatro repetições totalizando trinta e duas parcelas. Os tratamentos foram constituídos por dois tipos de solos: solos agricultáveis que nunca receberam a aplicação de vinhaça (SV) e solos que receberam a aplicação de vinhaça de maneira regular (CV). Em cada tipo de solo foram aplicadas doses de vinhaça proporcionais a 0 - Testemunha; 1 - 100 m³/ha; 2 - 200 m³/ha; e 3 - 300 m³/ha.

Cada unidade experimental foi constituída por 1 kg de solo acondicionado em pote plástico. A vinhaça foi aplicada na superfície dos potes até alcançar as lâminas proporcionais aos tratamentos, estes foram incubados no escuro, em condição ambiente por 120 dias.

Antes e depois do período de incubação procedeu-se a análise do solo quanto ao teor de matéria orgânica, carbono orgânico e pH. A estimativa do número de bactérias totais foi realizada por meio da contagem do número de unidades formadoras de colônias (UFC), pelo método da inoculação de suspensões diluídas de solo em meio de cultura BDA.

Para análise dos resultados foram realizadas correlações entre as doses de vinhaça e as características químicas e biológicas avaliadas nas amostras de solo em cada tratamento.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos tratamentos cujos solos recebiam aplicações prévias constantes de vinhaça (CV) ocorreu um aumento no teor de matéria orgânica até a dosagem de 200 m³/ha, porém houve um decréscimo significativo deste parâmetro na maior dosagem testada (Figura 1). Quanto à população de bactérias, ocorreu um aumento gradativo de acordo com a elevação das doses de vinhaça. Esta redução no conteúdo de MO pode ser justificada pelo *efeito priming* (Terry et al., 1979), que consiste no aumento da atividade microbiana do solo em decorrência da incorporação de nutrientes e, conseqüentemente, na taxa de degradação da matéria orgânica já existente no solo. Este mesmo comportamento foi observado por Paula (2012) na incubação de diferentes resíduos orgânicos em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LAVd).

Nos solos que não receberam aplicação prévia de vinhaça (SV) ocorreu uma diminuição na população de bactérias com o aumento da dose deste subproduto. Este fato pode ser consequência de um aporte de nutrientes e das mudanças por ele causadas no solo, provocando modificações nas características ambientais do meio em que a microbiota ali existente estava adaptada. Deste modo o teor de matéria orgânica para esse tratamento aumentou em função da redução dos microrganismos mineralizadores de carbono orgânico.

CONCLUSÃO

Por meio deste estudo conclui-se que a população microbiana de áreas que já recebem fertirrigação com vinhaça está adaptada a este subproduto e tendem a mineralizar com maior eficiência o carbono orgânico disponível.

Nos solos que não recebiam aplicação prévia de vinhaça (SV) a biota do mesmo sofreu influência com a aplicação do produto, resultando em uma redução populacional de bactérias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, I. C.; CAIRNEY, J. W.G. Diversity and ecology of soil fungal communities: increased understanding through the application of molecular techniques. **Environmental Microbiology**, v. 6, n. 8, p. 769–779, 2004.
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira: cana-de-açúcar, Primeiro Levantamento, abril/2014** - Companhia Nacional de Abastecimento. – Brasília: Conab, 2014. 23p.
- GASPAROTTO, F.; RODRIGUES, F. DA S.; SERATTO, C. D.; COSTA, T. R. (org.). Centro Universitário de Maringá, Núcleo de Educação a Distância. **Cadeias produtivas da cana-de-açúcar, do algodão e de frutas**. Reimpressão revista e atualizada, Maringá - PR, 2014. 219 p.
- GIACHINI, C. F.; FERRAZ, M. V. Benefícios da utilização de vinhaça em terras de plantio de cana-de-açúcar-revisão de literatura. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, ano VII, n. 15, p. 1-5, 2009.
- PAULA, J. R. **Mineralização de resíduos orgânicos no solo em condição de campo**. Viçosa, UFV-tese de doutorado, 2012. 90p.

PEREIRA, W.; LEITE, J. M.; HIPÓLITO, G. S.; SANTOS, C. L. R.; REIS, V. M. Acúmulo de biomassa em variedades de cana-de-açúcar inoculadas com diferentes estirpes de bactérias diazotróficas. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, n. 2, p. 363-370, 2013.
TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, p. 494-499, 1979.

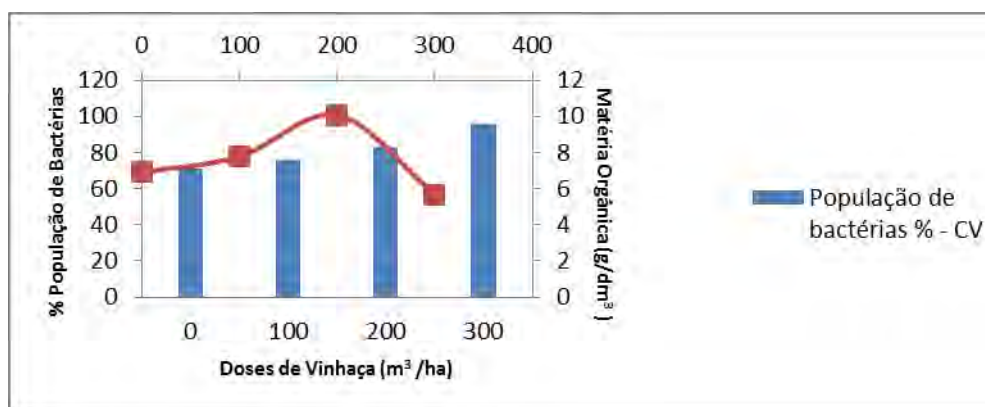


Figura 01. Interação entre doses de vinhaça (m³/ha), porcentagem de colônias bacterianas e matéria orgânica (g/dm³) em solos que receberam aplicação de vinhaça durante 15 anos.

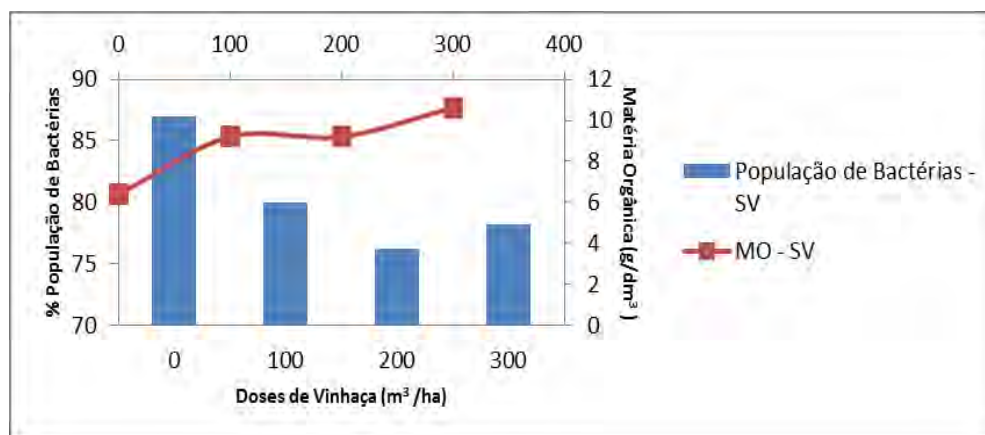


Figura 02. Interação entre doses de vinhaça (m³/ha), porcentagem de colônias bacterianas e matéria orgânica (g/dm³) em solos que nunca haviam recebido aplicação de vinhaça.

pH E CE NA SOLUÇÃO DE SUBSTRATOS COM APLICAÇÃO DE ADUBAÇÃO ORGÂNICA E MINERAL SOBRE AS INFLORESCÊNCIAS DE GÉRBERAS ENVASADAS

Santos, F.T. dos^{*1}; Costa, M.S.S. de M.²; Costa, L.A.M. de³; Pereira, P.C.¹; Carneiro, L.J.¹

¹Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, ²Docente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, ³Pós Doutor em Agronomia – Bolsista RHA/CNPq.

e-mail: francielly_torres@hotmail.com

RESUMO: O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito do pH e CE das soluções dos substratos sob os quais foi utilizada adubação orgânica e mineral, nas inflorescências de gérberas envasadas. Os tratamentos foram definidos em função da fonte da adubação, mineral (NPK) ou orgânica. As adubações orgânicas foram obtidas pela diluição em água de quatro compostos orgânicos. Foram aferidos os valores de pH e CE da solução dos substratos, bem como os parâmetros fitométricos da inflorescências das gérberas. Os valores de pH aferidos na solução dos substratos encontrava-se dentro da faixa adequada para o desenvolvimento de plantas de gérberas. A CE da solução da adubação mineral apresentou-se acima do indicado para a cultura de gérbera culminando na menor altura de haste das plantas.

Palavras-Chave: *Gerbera jamesonii*, resíduos agroindustriais, composto orgânico.

pH AND EC IN SOLUTION OF SUBSTRATES WITH APPLICATION OF ORGANIC AND MINERAL FERTILIZATION ON INFLORESCENCES POTTED GERBERAS

ABSTRACT: The objective of present study the effect of pH and EC of the solutions of the substrates was under review which was used organic and mineral fertilization in buds of potted gerberas. The treatments were defined depending on the source of fertilization, mineral (NPK) or organic. The organic fertilizers were obtained by dilution of four organic compounds water. The pH and EC of the solution of the substrates were measured and the parameters of fitométricos inflorescences of gerberas. The pH values measured in the solution of the substrate was within the appropriate plant for the development of gerberas range. The EC of the solution of mineral fertilizer was presented above indicated for growing gerbera culminating in lower stem height of the plants.

Key Words: *Gerbera jamesonii*, agroindustrial residues, organic compost.

INTRODUÇÃO

O conhecimento das necessidades nutricionais da cultura de gérberas está intrinsecamente relacionado à adubação, que juntamente com a nutrição, tem importante impacto na qualidade, produtividade e longevidade das inflorescências e da planta (MOTA *et al.*, 2013). Uma das alternativas para a nutrição de gérberas envasadas, diz respeito a utilização de compostos orgânicos provenientes do processo de compostagem de resíduos agroindustriais na fertilização da cultura (SANTOS-KOELLN, 2012). No entanto, a utilização de compostos orgânicos requer cuidados, tais como pH, excesso ou deficiência de nutrientes e salinidade (condutividade elétrica) (BUNT, 1976; LUDWIG, 2010). O pH está relacionado sobretudo à disponibilidade de nutrientes às plantas. Valores inadequados de pH, podem afetar o desenvolvimento das plantas. Plantas cultivadas em ambientes ácidos têm quantidades menores de nutrientes a sua disposição (FERMINO, 1996). A condutividade elétrica (CE) é a medida de resistência da passagem da corrente elétrica entre os eletrodos submetidos a uma solução, onde solutos iônicos (cátions e ânions) estão presentes. Quanto maior a quantidade de fertilizantes aplicada ao substrato, maior será o valor da CE (MOTA, 2007). Comparativamente a outros atributos da solução nutritiva, a CE e o pH são medidas simples, relativamente de baixo custo e podem, dessa forma, auxiliar no manejo nutricional das plantas (MOTA *et al.*,

2013). O objetivo do estudo foi de verificar a influência do pH e da CE sobre as inflorescências de gérberras envasadas fertirrigadas com adubação orgânica e mineral.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nos meses de setembro a dezembro de 2011, em estufa, localizada na Universidade Estadual do Oeste do Paraná, município de Cascavel - PR, com latitude 24° 54' 01" S e longitude 53° 32' 01" W, altitude média de 781 metros. As mudas de gérberra são da cultivar Florist Red Black, adquiridas na empresa Ball® Horticultura do Brasil Ltda. As mudas foram transplantadas para vasos com capacidade de 1 L, preenchidos com 650 g de substrato comercial. Utilizou-se o substrato comercial Tropstrato HT hortaliças da empresa Vida Verde. O substrato apresentou pH de 5,8 e CE de 0,5 dS.m⁻¹. Os vasos foram dispostos sobre mesas de madeira (largura de 0,80 m X 2,20 m). As mudas foram aclimatadas durante 15 dias e irrigadas somente com água nos primeiros sete dias. Os resultados foram expressos em dias após aclimação (DAA). O delineamento experimental utilizado foi em blocos ao acaso, com quatro repetições e seis plantas por tratamento em cada bloco, uma planta por vaso. Os tratamentos foram definidos da seguinte forma: T₀: adubação mineral (N-P-K) irrigado com água. T₁: fertirrigado com adubo orgânico líquido (AOL) 1. T₂: fertirrigado com AOL 2. T₃: fertirrigado com AOL 3. T₄: fertirrigado com AOL 4. Os AOL's foram obtidos de compostos elaborados por Bernardi (2011). Após testes de diluição para atingir uma CE adequada definiu-se a utilização de 27 kg de cada um dos compostos, colocados em tonéis de 100 L, com agitação diária manual por 60 dias. Após esse período, a solução foi filtrada e utilizou-se apenas a fase líquida. Nas soluções dos substratos foram aferidos o pH e a CE, de acordo com metodologia adaptada de Brasil (2007) aos 1, 14, 28, 46 e 56 DAA. A adubação mineral foi realizada a cada 15 dias com 5 g por vaso da fórmula 4-10-8. A matéria seca das inflorescências foi obtida após permanecer em estufa a 65 °C até peso constante. A altura de haste foi determinada com auxílio de régua graduada em milímetros. O diâmetro de capítulo e haste foi determinado com paquímetro digital. Após as avaliações fitométricas as plantas foram removidas dos vasos para a coleta do substrato para a aferição de pH e CE, afim de garantir uma amostra representativa. Para a análise estatística aplicou-se o teste de tukey a 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Aos 14 DAA o T₀ apresentou-se com o menor valor de pH (5,58) diferindo-se dos demais, os quais não apresentaram diferenças estatísticas entre si (Tabela 1). Ainda, o T₀ apresentou maior condutividade elétrica aos 14 DAA (3,89 dS m⁻¹). Tal fato, está relacionado ao pH mais baixo, assim como os demais tratamentos apresentaram-se com o pH elevado e CE reduzida. Alguns autores constataram elevação dos valores de pH da solução do substrato com a redução da CE (LUDWIG, 2007; MOTA, 2007). A indicação do valor mínimo de pH da solução do substrato para a cultura da gérberra é de 5,5 (CAVINS *et al.*, 2000; ROGERS e TJIA, 1990), entretanto, valor acima de 6,5 provoca diminuição da produção em plantas de gérberra (SAVVAS e GIZAS, 2002). Os valores de pH em todos os tratamentos apresentaram-se dentro da faixa indicada como ideal (pH 5,5 a 6,5). Em relação às inflorescências (Tabela 2), observou-se desenvolvimento adequado em função do pH das soluções dos substratos., garantindo valores não diferentes estatisticamente de matéria seca de inflorescência, diâmetro e haste de capítulo das inflorescências de gérberras conduzidas nos tratamentos orgânicos e mineral. Barbosa *et al.* (2009) afirmam que ocorre a neutralização do alumínio tóxico, eliminação da toxidez de Mg, e melhor aproveitamento dos nutrientes e condições adequadas para a liberação de nutrientes contidos na matéria orgânica em pH entre 5,5 a 6,5 na solução dos substratos. A CE da solução dos substratos está expressa na Tabela 1. O T₀ apresentou-se estatisticamente com os maiores valores de CE, 3,89 e 2,03 dS m⁻¹, aos 14 e 28 DAA, respectivamente. Aos 14 DAA a CE do T₀ encontra-se acima do valor

adequado para o desenvolvimento de gérbas, segundo Mota (2007), que sugere uma CE de $2,0 \text{ dS m}^{-1}$ para o bom desenvolvimento das gérbas. As inflorescências do T_0 apresentaram-se com menor altura de haste (17,55 cm) em relação ao T_1 e T_4 (22,20 e 23,30 cm, respectivamente). Dessa forma, a CE alta pode prejudicar o desenvolvimento das plantas e inflorescência por causar salinidade excessiva na solução do substrato, pois segundo Sonneveld *et al.* (1999) a gébera é classificada como moderadamente sensível à alta CE. Ainda, Barbosa *et al.* (2009) afirmam que o fósforo é o macronutriente mais afetado sob condições de pH abaixo de 5,5, pois ocorre a adsorção do P pelo substrato. Na fase de florescimento as necessidades de P são maiores e sua deficiência reflete na redução de qualidade da flor. Além da CE da solução do substrato no T_0 apresentar-se alta, o pH esteve próximo da acidez excessiva (5,8) para a cultura, muito embora esteja dentro da faixa considerada como ideal para o bom desenvolvimento das gérbas. Sendo assim, estes dois fatores podem ter influenciado, negativamente, no crescimento da haste floral, visto que o P é um elemento essencial na fase da floração.

CONCLUSÃO

Os valores de pH aferidos na solução dos substratos encontra-se dentro da faixa adequada para o desenvolvimento de plantas de gérbas. A CE da solução do substrato na adubação mineral está acima do indicado para a cultura de gébera, refletindo na menor altura de haste da inflorescência.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRASIL. Instrução Normativa n.17, de 21 de maio de 2007. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 maio. 2007. Seção 1, p.8.
- BUNT, A.C. Modern potting composts, Londres. George Allen & Unwin. 277p. 1976.
- CAVINS, T.J.; FONTENO, W.C.; HARDEN, B.; McCALL, I.; GIBSON, J.L. **Monitoring and managing pH and EC using the PourThru extraction method**. Raleigh: Horticulture Information, 2000. 17p.
- FERMINO, M.H. **Aproveitamento de resíduos industriais e agrícolas como alternativas de substratos hortícolas**. Porto Alegre, UFRGS, 1996. 90p. Tese (Mestrado em Fitotecnia).
- LUDWIG, F. **Cultivares de gébera (*Gerbera jamesonii* L.), em vaso, sob dois níveis de fertirrigação**. 2007. 79 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Horticultura) – Faculdade de Ciências Agronomias, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.
- LUDWIG, F. Características dos substratos no desenvolvimento, nutrição e produção de gérbas (*Gerbera jamesonii*) em vaso. 2010. 114f. Tese (Doutorado em Agronomia/Horticultura) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências.
- MOTA, P. R. D. **Aplicação via fertirrigação de soluções com diferentes condutividades elétricas para produção de gébera (*Gerbera jamesonii* L.) sob ambiente protegido**. Botucatu: Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, 2007. 149p. Tese (Doutorado em Agronomia/Irrigação e Drenagem).
- MOTA, P.R.A.; FIORIM, A.C.R.; VILLAS BÔAS, R.L.; FOLEGATTI, M.V.; LUDWIG, F.; SILVA, M.E.A. Condutividade elétrica da solução nutritiva e acúmulo de macro e micronutrientes no cultivo de crisântemo. **Bragantia**, Campinas, v. 72, n. 1, p.81-89, 2013.
- ROGERS, M.N., TJIA, B.O. **Gerbera production**. Timber Press Growers handbook series, Portland, Oregon. v.4, 1990. 116p.
- SANTOS-KOELLN, F.T. dos. Produção de gébera de vaso em resposta à adubos orgânicos líquidos obtidos de compostos de resíduos agroindustriais. Cascavel:

Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE, 2012. 75p. Dissertação (Mestrado em Engenharia agrícola).

SONNEVELD, C. *et al.* Salt tolerance of flower crops grown in soilless culture. **Journal of Plant Nutrition**, Philadelphia, v. 22, n. 6, p. 1033-1048, 1999.

Tabela 1. Valores médios de pH e CE da solução do substrato de gérbas conduzidas em função da adubação mineral e adubos orgânicos líquidos

	pH				
	DAA				
	1	14	28	42	56
T ₀	6,27	5,58 b	6,10 b	6,13	6,12
T ₁	6,24	6,10 a	6,30 a	6,19	6,15
T ₂	6,28	6,10 a	6,25 a	6,20	6,11
T ₃	6,30	6,06 a	6,23 ab	6,17	6,12
T ₄	6,27	6,04 a	6,20 ab	6,19	6,09
CV (%)	1,72	1,65	1,00	1,17	1,13
	CE				
	dS m ⁻¹				
	1	14	28	42	56
T ₀	1,42	3,89 a	2,03 a	1,50	1,33
T ₁	1,02	1,51 b	1,12 b	1,06	1,33
T ₂	0,89	1,70 b	1,31 b	1,11	1,36
T ₃	1,04	1,75 b	1,35 b	1,35	1,35
T ₄	1,04	1,67 b	1,34 b	1,53	1,61
CV (%)	29,82	35,31	13,93	17,38	14,96

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAA: dias após a aclimação. T₀: substrato comercial: adubação mineral (NPK) irrigado com água. T₁: substrato comercial fertirrigado com AOL 1. T₂: substrato comercial fertirrigado com AOL2. T₃: substrato comercial fertirrigado com AOL3. T₄: substrato comercial fertirrigado com AOL 4.

Tabela 2. Matéria seca de inflorescência (MSI), altura de haste (AH), diâmetro de capítulo (DC) e diâmetro de haste (DH), em gérbas conduzidas em adubo mineral e adubações orgânicas líquidas, obtidas aos 56 DAA

	MSI (g)	AH (cm)	DC (mm)	DH (mm)
T ₀	6,97	17,55 b	86,07	4,44
T ₁	7,35	22,20 a	82,90	4,46
T ₂	6,65	20,32 ab	88,42	4,54
T ₃	7,17	18,02 b	90,42	4,52
T ₄	7,44	23,30 a	79,90	4,43
CV(%)	11,89	6,89	7,24	6,43

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. DAA: Dias após aclimação. T₁: substrato comercial: adubação mineral (N-P-K) irrigado com água. T₂: substrato comercial fertirrigado com composição T₂. T₃: substrato comercial fertirrigado com composição T₃. T₄: substrato comercial fertirrigado com composição T₄. T₅: substrato comercial fertirrigado com composição T₅.

NEUTRALIZAÇÃO DE ACIDEZ ATIVA E TROCÁVEL DE LATOSSOLOS VERMELHOS POR APLICAÇÃO DE VINHAÇA

Melo, T.R.^{*14}; Feltran, C.T.M.²⁴; Machado, W.¹⁴; Barzan, R.R.¹⁴; Tavares Filho, J.³⁴

¹Aluno de pós-graduação. ²Mestre em agronomia. ³Professor Associado do Departamento de Agronomia.

⁴Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR-Brasil.

e-mail: thadeurodrigues@hotmail.com

RESUMO: A vinhaça é um dos principais subprodutos do setor sucroalcooleiro e seu uso como fertilizante orgânico é amplamente realizado com o intuito de destiná-la de forma ambientalmente sustentável, além de redução dos custos de produção. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a neutralização de acidez ativa (H^+) e trocável (Al^{3+}) pela vinhaça em dois solos contrastantes com relação à textura. Coletou-se um Latossolo Vermelho distroférico argiloso e um Latossolo Vermelho acriférico arenoso e 0,4 kg de solo foi homogeneizado com diferentes doses de vinhaça. As doses relativas aplicadas foram de 0; 50; 100; 150 e 200% com relação à quantidade necessária para se atingir 5% da $CTC_{pH\ 7,00}$ com K^+ . O solo foi incubado por 90 dias. Em seguida, realizou-se a avaliação da acidez ativa e trocável. A vinhaça neutralizou ambos os tipos de acidez. Os resultados demonstram que além de fornecer nutrientes, a vinhaça pode favorecer a exploração de raízes devido à redução de Al^{3+} . A vinhaça foi eficiente na redução das duas formas de acidez.

Palavras-Chave: resíduo, cana-de-açúcar, fertilização orgânica.

ACTIVE AND EXCHANGEABLE ACIDITY NEUTRALIZATION BY VINASSE

ABSTRACT: Vinasse is one of the main sub products of sugar-cane sector and its use as organic fertilizer is widely used in order to destine it in an environmentally sustainable way, besides to the reduce production costs. The goal of this work was to evaluate active (H^+) and exchangeable (Al^{3+}) acidity neutralization by vinasse in two texture constraint soils. A Dystrophic Red Latosol and an Acriferric Red Latosol were collected and 0,4 kg of soil was homogenized with different doses of vinasse. The relative applied doses was 0; 50; 100; 150 and 200% related to the quantity needed to achieve 5% of the CEC with K^+ . Soil was incubated by 90 days. Active and exchangeable acidity was analyzed after this period. Vinasse neutralized both kinds of acidity. The results shows besides nutrients supply, vinasse can favor roots exploration by reducing Al^{3+} specie. Vinasse was efficient reducing both kinds of acidity.

Key Words: waste, sugar-cane, organic fertilization.

INTRODUÇÃO

Prevê-se que na safra 2014/2015 sejam moídos 545.893.000 Mg de cana-de-açúcar, para produção de açúcar e etanol apenas na região centro-sul do Brasil (UNICA, 2014). Sabendo-se que são produzidos cerca de 360 m³ de vinhaça para cada 1000 Mg de cana processada (SZYMANSKI; BALBINOT; SCHIRMER, 2010), fica evidente a importância da destinação adequada desse resíduo, devido ao grande volume gerado, além do conhecimento dos efeitos no solo com a sua aplicação. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a capacidade de neutralização de acidez ativa e potencial da vinhaça em dois solos de textura contrastante.

MATERIAL E MÉTODOS

Avaliou-se um Latossolo Vermelho distroférrico argiloso proveniente de Bandeirantes-PR e um Latossolo Vermelho acriférrico arenoso de Jaguapitã-PR.

Doses de vinhaça foram homogeneizadas em 0,4 kg de solo peneirado (2 mm). Em seguida, os solos foram incubados durante 90 dias, mantendo-se a umidade em 80% da capacidade de campo. O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com 10 repetições. As doses de vinhaça foram relativas à dose necessária para se atingir 5% de saturação da $CTC_{pH\ 7,00}$ por K^+ para cada solo. Aplicou-se, além da dose completa (100%), doses de 0 (testemunha); 50; 150 e 200%. As doses absolutas aplicadas foram 0; 98; 196; 294 e 392 m^3/ha para o solo argiloso e 0; 75; 147; 221 e 297 $m^3\ ha^{-1}$ para o arenoso.

Decorrido o período, as amostras foram secas ao ar, peneiradas em malha de 2 mm e analisadas quanto à acidez ativa e trocável de acordo com Pavan et al. (1992).

A vinhaça utilizada foi coletada da lagoa de distribuição e fornecida pela Usina de Açúcar e Álcool Usiban Ltda, localizada no município de Bandeirantes-PR. A caracterização química do produto encontra-se na Tabela 1.

Os dados foram submetidos aos testes de Hartley e Shapiro-Wilk, para homocedasticidade e normalidade dos resíduos, respectivamente. Calculou-se a ANAVA e, em caso de p-valor suficientemente baixo ($< 0,05$), ajustou-se os dados ao melhor modelo de regressão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observa-se na Figura 1 que a vinhaça possui efeito neutralizante de acidez. Os resultados encontrados corroboram com Brito et al., (2009) e Carneiro et al. (2004). A diminuição da acidez ativa ocorre por reações de redução desencadeadas pela adição da vinhaça (FREIRE; CORTES, 2000).

A forma trivalente do alumínio é tóxica às plantas e, nas condições de solos do Brasil, é a espécie predominante (ECHART; CAVALLI-MOLINA, 2001). As concentrações de Al^{3+} são próximas de zero quando o pH tende à neutralidade, normalmente acima de 5,5 (MARION et al., 1976). Na Figura 2 é possível observar esse comportamento de redução do alumínio em função do aumento no pH provocado pela aplicação da vinhaça, corroborando com a literatura. Nesse sentido, a eficiência da vinhaça em reduzir a concentração de H^+ e de neutralizar a espécie Al^{3+} dependerá do balanço entre sua capacidade em neutralizar íons H^+ e o poder tampão de pH do solo, além de seu pH no momento da aplicação.

CONCLUSÃO

A vinhaça pode ser usada para fins de redução da acidez ativa e trocável, podendo melhorar a exploração do solo pelas raízes devido à amenização de seus efeitos tóxicos. Entretanto, outros parâmetros devem ser considerados para garantir que o solo se mantenha adequado ao desenvolvimento vegetal.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES pela concessão da bolsa à M^a. Clarissa Tieme M. Feltran durante o mestrado no qual o experimento foi realizado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Efeito da aplicação de vinhaça nas características químicas de três solos da zona da mata canavieira de Pernambuco. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, Recife, v.4, n.4, p.456-462, out.-dez. 2009.
- CARNEIRO, C. E. A.; FIORETTO, R. A.; FONSECA, I. C. B.; NEVES, C. S. V. J. ; CASTRO, A. J. S. Alterações químicas no solo induzidas pela aplicação superficial de palha de cana-de-açúcar, calcário e vinhaça. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v.25, p.265-272, 2004.
- ECHART, C.L.; CAVALLI-MOLINA, S. Fitotoxicidade do alumínio: efeitos, mecanismos de tolerância e seu controle genético. Ciência Rural, Santa Maria, v.31, n.3, p.531-541. 2001.
- MARION, G.M.; HENDRICKS, D.M.; DUTT, G.R.; FULLER, W.H. Aluminium and silica solubility in soils. Soil Science, v.121, p.76-85, 1976.
- PAVAN, M.A. et al. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina: IAPAR, 1992. 39 p. (IAPAR. Circular, 76).
- SZYMANSKI, M.S.E.; BALBINOT, R.; SCHIRMER, W.N. Biodigestão anaeróbia da vinhaça: aproveitamento energético do biogás e obtenção de créditos de carbono – estudo de caso. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v.31, n.4, p.901-912. 2010.
- UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇUCAR – UNICA. Quebra agrícola se acentua e previsão de moagem diminui para 546 milhões e toneladas na região centro-sul. 2014. Disponível em: < <http://www.unicadata.com.br/> >. Acesso em: 16 de out 2014.

Tabela 1. Características químicas da vinhaça utilizada.

Atributo	Valor
pH	6,38
Carbono orgânico (g/kg)	14,8
Al (mg/L)	11,32
Ca (mg/L)	618,4
Mg (mg/L)	143
P (mg/L)	31,45
K (mg/L)	1.932,50

Figura 1. Variação no pH dos solos estudados em função das doses relativas de vinhaça aplicadas.

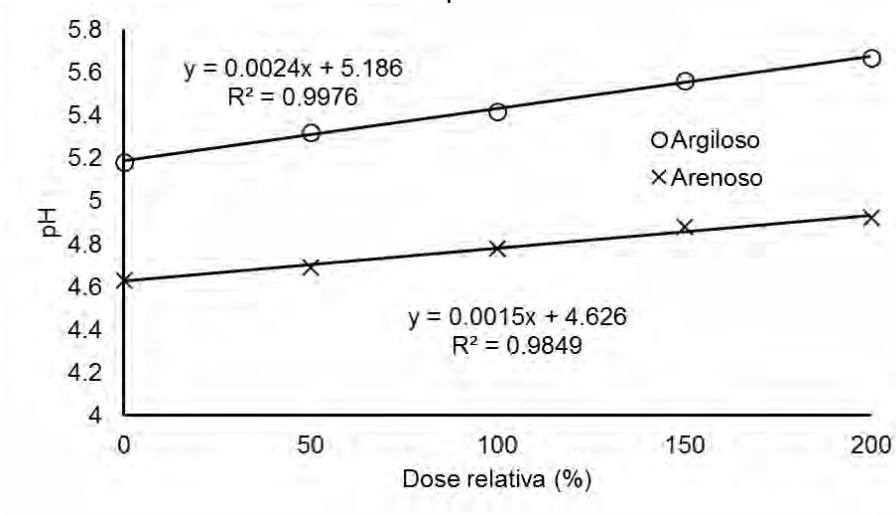
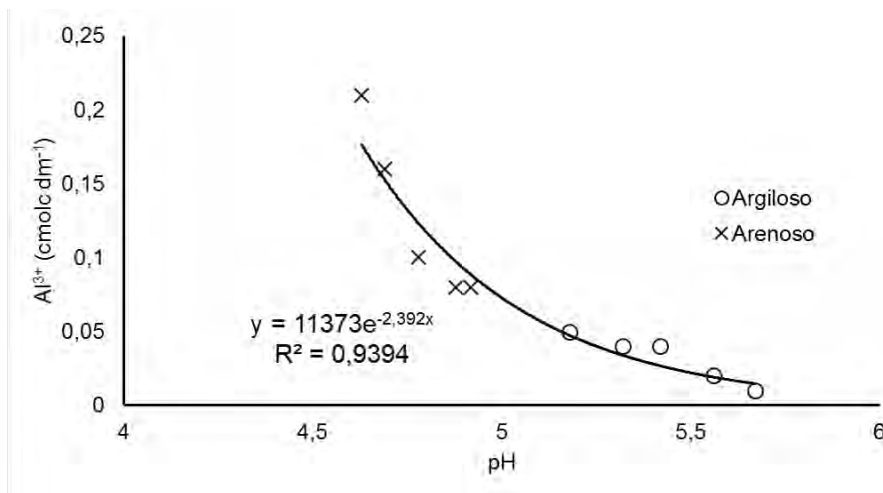


Figura 2. Variação na concentração de Al^{3+} em função das variações dos valores de pH promovidos pela aplicação de vinhaça em ambos os solos estudados.



QUALIDADE FÍSICA DO SOLO AVALIADA PELA DISPERSÃO DE ARGILA EM ÁGUA CAUSADA PELA APLICAÇÃO DE VINHAÇA

Melo, T.R.^{*14}; Feltran, C.T.M.²⁴; Machado, W.¹⁴; Barzan, R.R.¹⁴; Tavares Filho, J.³⁴

¹Aluno de pós-graduação. ²Mestre em agronomia. ³Professor Associado do Departamento de Agronomia.

⁴Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR-Brasil.

e-mail: thadeurodrigues@hotmail.com

RESUMO: A vinhaça é o principal resíduo do setor sucroalcooleiro e seu uso como fertilizante orgânico é amplamente realizado. Entretanto, devido sua elevada concentração de cátions monovalentes, pode dispersar as argilas do solo. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a dispersão de argila em dois solos contrastantes com relação à textura. Coletou-se um Latossolo Vermelho distroférico argiloso e um Latossolo Vermelho acriférico arenoso, sendo 0,4 kg de solo homogeneizado com diferentes doses de vinhaça. As doses relativas aplicadas foram de 0; 50; 100; 150 e 200% com relação à quantidade necessária para se atingir 5% da $CTC_{pH\ 7,0}$ com K^+ . Os solos foram incubados por 90 dias. Não foi encontrada diferença no grau de dispersão de argila entre as doses de vinhaça aplicadas em ambos os solos, possivelmente devido à elevada saturação por cátions bivalentes. Não há elevação na dispersão de argila de solos parcialmente dispersos com elevadas saturações por Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Palavras-Chave: resíduo, floculação, fertilização orgânica.

SOIL PHYSICAL QUALITY EVALUATED BY WATER DISPERSIBLE CLAY CAUSED BY VINASSE APPLICATION

ABSTRACT: Vinasse is the main waste of the sugar-cane sector and its use as organic fertilizer is widely done. However, due its high monovalent cations concentration, it can disperse soil's clays. The goal of this work was to evaluate the clay dispersion in two texture contrasting soils. A Dystrophic Red Latosol and an Acriferric Red-Yellow Ultisol were collected and 0.4 kg of soil was homogenized with different doses of vinasse. The relative applied doses were 0; 50; 100; 150 and 200% related to the quantity needed to achieve 5% of the $CEC_{pH\ 7,0}$ with K^+ . Soils were incubated by 90 days. No difference was found in dispersion degree between the applied doses in both soils, probably due their high bivalent cations saturation. There is no increase in clay dispersion in partially dispersed soils with high saturation by Ca^{2+} and Mg^{2+} .

Key Words: waste, flocculation, organic fertilization.

INTRODUÇÃO

A produção de vinhaça se situa em torno de 360 m³/1000 Mg de cana-de-açúcar moída (SZYMANSKI; BALBINOT; SCHIRMER, 2010). Com a estimativa de moagem de 545.893.000 Mg de cana-de-açúcar, em 2015 na região centro-sul do Brasil (UNICA, 2014), a produção de vinhaça será de aproximadamente 196.521.480 m³.

Esse resíduo deve ser adequadamente aplicado ao solo, pois pode causar degradação física por meio do aumento do teor de argilas dispersas em água. A vinhaça pode dispersar o solo devido sua elevada concentração de cátions monovalentes em detrimento dos polivalentes.

Estudos que visem o entendimento da dinâmica da variação desse atributo físico em função da aplicação de vinhaça são de extrema importância para a sustentabilidade dessa atividade.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a dispersão de argila em água ocasionada pela fertilização com vinhaça em dois solos, contrastantes com relação à textura.

MATERIAL E MÉTODOS

Avaliou-se um Latossolo Vermelho distroférrico argiloso proveniente de Bandeirantes-PR e um Latossolo Vermelho acriférrico arenoso de Jaguapitã-PR.

Doses de vinhaça foram homogeneizadas a 0,4 kg de solo peneirado (2 mm). Em seguida, os solos foram incubados durante 90 dias, mantendo-se a umidade em 80% da capacidade de campo. O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com 10 repetições. As doses de vinhaça foram relativas à dose necessária para se atingir 5% de saturação da $CTC_{pH\ 7,0}$ por K^+ para cada solo. Aplicou-se, além da dose completa (100%), doses de 0 (testemunha); 50; 150 e 200%. As doses absolutas aplicadas foram 0; 98; 196; 294 e 392 $m^3\ ha^{-1}$ para o solo argiloso e 0; 75; 147; 221 e 297 $m^3\ ha^{-1}$ para o arenoso.

Decorrido o período, as amostras foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm. Os solos foram analisados quanto ao teor de argila dispersa em água pelo método da pipeta (TAVARES FILHO, 2013) e ao conteúdo de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ de acordo com Pavan et al. (1992).

A vinhaça utilizada foi coletada da lagoa de distribuição e fornecida pela Usina de Açúcar e Álcool Usiban Ltda, localizada no município de Bandeirantes-PR. A caracterização química do produto se encontra na Tabela 1.

Os dados foram submetidos aos testes de homocedasticidade e normalidade dos resíduos de Hartley e Shapiro-Wilk, respectivamente. Calculou-se a ANAVA e, em caso de p-valor suficientemente baixo ($< 0,01$), ajustou-se os dados ao melhor modelo de regressão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observa-se na Tabela 1 que a quantidade de K^+ na vinhaça é superior ao de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Essa diferença sugere que, dependendo dos conteúdos de Ca^{2+} e Mg^{2+} dos solos, doses elevadas de vinhaça tendem a elevar o grau de dispersão das argilas dos solos.

A dispersão de argila não variou estatisticamente entre as doses aplicadas em ambos os solos (Figura 1). Um dos fatores que afeta a dispersão de argila é a proporção entre cátions monovalentes e polivalentes, uma vez que íons como o K^+ tendem a aumentar a espessura da porção difusa da dupla camada elétrica, elevando as forças repulsivas inter-partículas (ARIENZO et al., 2012; MAHANTA; MISHRA; KANSAL, 2012).

Na Figura 2 são demonstrados os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ em ambos os solos estudados. Observa-se pequena alteração nas proporções entre esses cátions. Possivelmente a magnitude das variações entre eles não foi suficiente para promover a elevação das forças repulsivas entre as partículas e, conseqüentemente, elevar o grau de dispersão das argilas do solo.

CONCLUSÃO

A vinhaça pode ser usada nas doses abrangidas por esse experimento sem que haja risco de elevação no grau de dispersão de argila em solos parcialmente dispersos com elevadas saturações por Ca^{2+} e Mg^{2+} .

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES pela concessão da bolsa à M^a. Clarissa Tieme M. Feltran durante o mestrado no qual o experimento foi realizado.

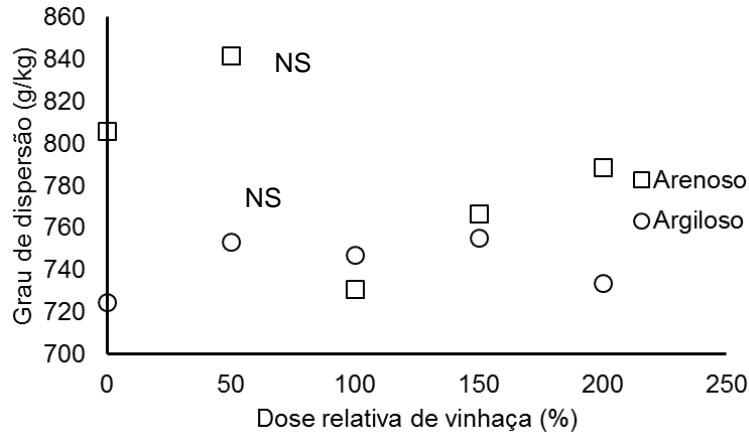
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARIENZO, M.; CHRISTEN, E.W.; JAYAWARDANE, N.S.; QUAYLE, W.C. The relative effects of sodium and potassium on soil hydraulic conductivity and implications for winery wastewater management. *Geoderma*, v.173-174, p.303-310, 2012.
- MAHANTA, K.K.; MISHRA, G.C.; KANSAL, M.L. Estimation of electric double layer thickness from linearized and nonlinear solutions of Poisson-Boltzmann equation for single type of cations. *Applied Clay Science*, v.59-60, p.1-7, 2012.
- PAVAN, M.A. et al. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina: IAPAR, 1992. 39 p. (IAPAR. Circular, 76).
- SZYMANSKI, M.S.E.; BALBINOT, R.; SCHIRMER, W.N. Biodigestão anaeróbia da vinhaça: aproveitamento energético do biogás e obtenção de créditos de carbono – estudo de caso. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v.31, n.4, p.901-912. 2010.
- UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇUCAR – UNICA. Quebra agrícola se acentua e previsão de moagem diminui para 546 milhões e toneladas na região centro-sul. 2014. Disponível em: < <http://www.unicadata.com.br/> >. Acesso em: 16 de out 2014.

Tabela 1. Características químicas da vinhaça utilizada.

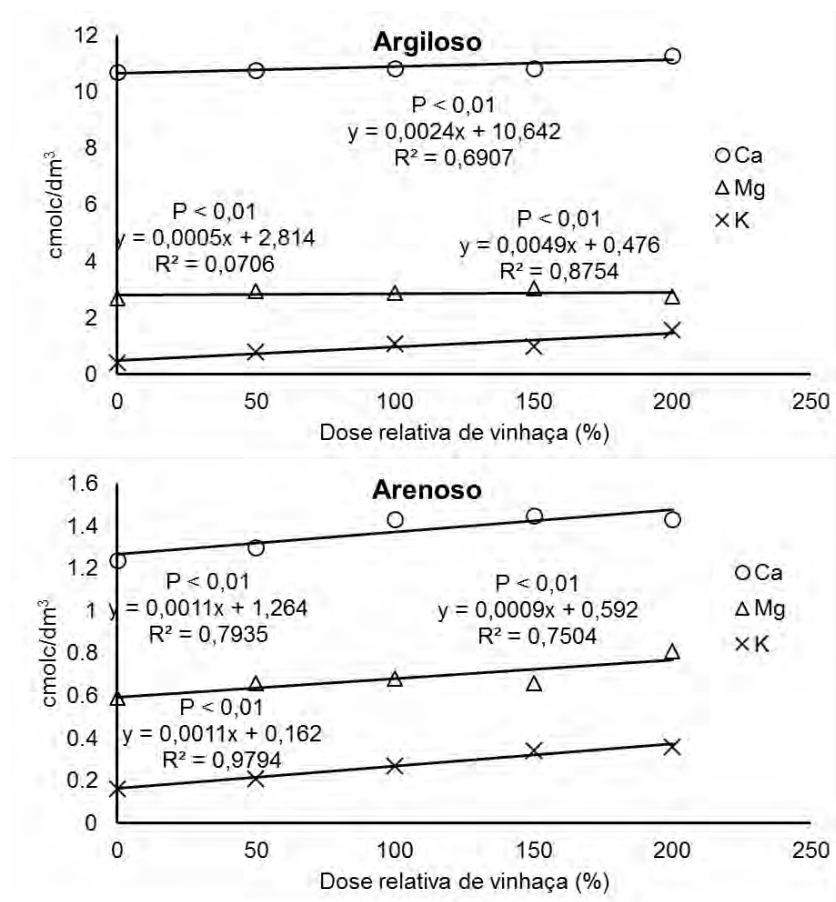
Atributo	Valor
pH	6,38
Carbono orgânico (g.kg-1)	14,8
Al (mg.L-1)	11,32
Ca (mg.L-1)	618,4
Mg (mg.L-1)	143
P (mg.L-1)	31,45
K (mg.L-1)	1.932,50

Figura 1. Grau de dispersão nos dois solos estudados em função das doses relativas de vinhaça aplicadas.



NS: Não significativo pela anava ($P > 0,05$).

Figura 2. Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ nos solos estudados em função das doses relativas de vinhaça aplicadas.



P: P-valor da ANAVA.

INTERAÇÃO ENTRE DOSES DE VINHAÇA E CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO

Bento, A. S.¹; Ramari, T. O. I.²; Schmidt, E. F.³; Gasparotto, F.⁴

¹ Acadêmico do Curso de Agronomia do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR, Maringá – Paraná. Bolsista do Programa de Indução de Bolsas (PROIND). bento.anderson@hotmail.com; ² Acadêmico do Programa de Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR. thaisiacono@yahoo.com.br; ³ Professor Doutor do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR. edison.schmidt@unicesumar.edu.br; ⁴ Orientadora, Professora Doutora do Curso de Agronomia e do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR. francielli.gasparotto@cesumar.br

RESUMO: A Vinhaça é um dos resíduos da produção do bioetanol gerados no processamento da cana de açúcar e sua produção é maior que a do próprio bioetanol. Dessa forma a destinação deste subproduto torna-se um problema, pois possui alta capacidade contaminante para as reservas hídricas. A utilização da vinhaça na fertirrigação da cultura da cana-de-açúcar é uma das alternativas para a destinação deste agente poluidor, visto que o mesmo também possui alto valor fertilizante. Porém, pouco se conhece sobre como a aplicação da vinhaça pode interferir nas propriedades químicas do solo. Assim, este trabalho tem como objetivo avaliar a influência da aplicação de vinhaça sobre as características químicas do solo. Para isso, os tratamentos avaliados foram: solos agricultáveis que nunca receberam a aplicação de vinhaça (SV) e solos que receberam a aplicação de vinhaça de maneira regular (CV). As lâminas aplicadas de vinhaça em ambos os solos foram proporcionais a 0 - Testemunha; 1 - 100 m³/ha; 2 - 200 m³/ha; e 3 - 300 m³/ha. Após a aplicação da vinhaça, os tratamentos foram incubados em condição ambiente por 120 dias. Por meio da correlação entre os resultados observou-se que os teores de fósforo e potássio foram crescentes conforme o aumento das doses nos tratamentos e foram mais elevados nos solos que receberam aplicação prévia de vinhaça. Concluiu-se também que os valores de ISK para todos os tratamentos foram superiores ao nível crítico de 5% recomendados pela literatura.

PALAVRAS-CHAVE: resíduos, destinação, isk.

INTERACTION BETWEEN DOSES OF VINASSE AND CHEMICAL CHARACTERISTICS OF SOIL

ABSTRACT: The vinasse is one of the residues generated in the production of bioethanol from sugar cane processing and its output is higher than the ethanol itself. Thus the allocation of this by-product becomes a problem because it has high contaminant capacity for water reserves. The use of vinasse in fertigation cultivation of sugar cane is one of the alternatives for disposal of this polluting agent, since it also has high fertilizer value. However, little is known about how the application of vinasse can interfere with the chemical properties of the soil. This study aims to evaluate the influence of vinasse application on soil chemical characteristics. For this, the treatments were: agricultural soils that have never received the application of vinasse (SV) and soils that received vinasse application on a regular basis (CV). The blades of vinasse applied in both soils were proportional to 0 - Witness; 1-100 m³ / ha; 2-200 m³ / ha; and 3-300 m³ / ha. After application of the vinasse, the treatments were incubated at ambient condition for 120 days. By the correlation between the results it was observed that the levels of phosphorus and potassium were increased with increasing doses of the treatments and were higher in soils receiving prior application of vinasse. It was also concluded that the ISK values for all treatments were above the critical level of 5% recommended by the literature.

KEY WORDS: wastes, destination, isk.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor mundial de cana de açúcar do mundo, produzindo cerca de 37.500 mil toneladas e estima-se que para 2014/2015 a área seja acrescida em 286,6 mil hectares em função de sua expansão na região centro-sul do país (Conab, 2014). Durante o processo de beneficiamento da cana de açúcar para açúcar ou etanol é produzido grande quantidade de resíduos. Entre eles está a vinhaça (vinhoto) que é gerada em proporção maior que os produtos desejados nesta cadeia produtiva.

Muitos estudos vêm sendo realizados no sentido de reutilizar os resíduos da agroindústria a fim de tornar o sistema menos poluente ao meio ambiente. Para Giachini & Ferraz (2009) o uso de vinhaça em áreas agrícolas, especialmente em lavoura de cana, traz benefícios indiscutíveis do ponto de vista agrônomo. Segundo Gasparotto et al. (2014) uma destinação possível e viável para a vinhaça é a sua aplicação na cultura da cana de açúcar via fertirrigação, fornecendo assim nutrientes como potássio e cálcio além de matéria orgânica, que são abundantes neste resíduo. Barros et al. (2010) observaram, estudando a utilização de vinhaça durante 10 anos, que ocorreu uma melhoria na disponibilidade dos macronutrientes. Dessa forma torna-se indispensável o estudo das relações entre a vinhaça e os componentes químicos do solo visando a destinação adequada e sustentável deste subproduto.

Portanto a finalidade deste trabalho foi avaliar a interação entre as diferentes doses de vinhaça aplicadas no solo e seus nutrientes.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no laboratório de Microbiologia e Fitopatologia do UniCesumar, município de Maringá-PR.

A vinhaça utilizada no experimento foi coletada em uma usina localizada na região de Maringá que já a utiliza na agricultura como fertilizante. Coletou-se a vinhaça diretamente nos tanques de armazenamento e a acondicionou em embalagem plástica de 5 litros.

As unidades de solo utilizadas nos experimentos de incubação foram coletadas em áreas agricultáveis que nunca receberam aplicação de vinhaça (SV) e em áreas que vêm recebendo aplicação do produto a mais de 15 anos (CV), sendo o solo das duas áreas classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) com oito tratamentos e quatro repetições totalizando trinta e duas parcelas. Os tratamentos foram os seguintes: solos agricultáveis que nunca receberam a aplicação de vinhaça (SV) e solos que receberam a aplicação de vinhaça de maneira regular (CV). As lâminas aplicadas de vinhaça em ambos os solos foram proporcionais a 0 - Testemunha; 1 - 100 m³/ha; 2 - 200 m³/ha; e 3 - 300 m³/ha.

As amostras de solo foram pesadas e acondicionadas em potes plásticos de 1 kg constituindo as unidades experimentais. A vinhaça foi aplicada na superfície dos potes até alcançar as lâminas proporcionais. Após a aplicação da vinhaça, os tratamentos foram incubados em condição ambiente por 120 dias.

Antes e depois do período de incubação procedeu-se a análise do solo quanto ao teor de macronutrientes.

Para análise dos resultados foram realizadas correlações entre as doses de vinhaça e as características químicas das amostras de solo em cada tratamento.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores de macronutrientes encontrados nos tratamentos após 120 dias de incubação estão apresentados na tabela 1. Ocorreu aumento nos teores de Fósforo e Potássio concomitante à elevação das doses, de acordo com os tratamentos. Também foi

observado elevação dos teores desses nutrientes quando comparados os solos com e sem aplicação prévia da vinhaça. Desempenho semelhante para estes mesmos nutrientes foram encontrados por Silva Jr. (2011) com aplicação de vinhaça em cobertura para cultura da cana de açúcar. Assim é possível inferir sobre o potencial para adubação fosfatada com o uso deste subproduto. De acordo com Oliveira (2007) a vinhaça pode ser utilizada para suprir toda necessidade de Potássio para a cultura de cana de açúcar.

No que diz respeito à taxa com que os sítios de troca do solo são ocupados pelo potássio, representados pelo índice de Saturação de Potássio (ISK), observa-se que para todos os tratamentos os valores foram superiores aos 5% de cada CTC potencial (CTC pH 7,0) do solo (Tabela 2), limite recomendável para fertilidade de solos produtivos e equilibrados (Korndörfer, 2003). Os valores crescentes de ISK encontrados nos tratamentos explicam a redução nos teores de Cálcio e Magnésio trocáveis observados na tabela 1, para os solos que não haviam recebido vinhaça previamente. Este fato pode ser explicado pela ocupação de seus sítios pelo Potássio excedente. De acordo com Gariglio et. al. (2014) um acúmulo de potássio no solo, ocupando mais de 5% dos seus sítios de troca, propicia condições para o deslocamento do cátion no mesmo, bem como proporciona o deslocamento de cálcio e magnésio, com consequente lixiviação dos mesmos para camadas mais profundas do solo, podendo causar o empobrecimento dos solos e a salinização das águas subterrâneas. Os efeitos dos resultados encontrados para o ISK neste trabalho também fica evidenciado pela suave redução nos valores das variáveis soma de bases, CTC e V%, dos tratamentos analisados para os solos com e sem aplicação prévia de vinhaça, conforme observado ainda na tabela 2.

CONCLUSÃO

De acordo com as análises dos resultados obtidos conclui-se que as concentrações dos nutrientes fósforo e potássio foram crescentes conforme o aumento das doses nos tratamentos. Estes teores também foram maiores para os solos que receberam aplicação prévia de vinhaça quando comparados aos solos sem aplicação prévia da mesma.

Os teores de cálcio e magnésio tiveram redução gradativa para os solos que não receberam previamente a vinhaça e os valores de ISK para todos os tratamentos foram superiores ao nível crítico de 5%.

Neste experimento a vinhaça foi aplicada no solo permanecendo incubados por um determinado período de tempo, em condições de laboratório. Assim, os resultados obtidos são sugestivos para como estas inter-relações ocorrem no campo. Dessa forma, os próximos trabalhos estarão direcionados para o estudo destas inter-relações em áreas agricultáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARROS, R. P. DE; VIÉGAS, P. R. A.; SILVA, T. L. DA; SOUZA, R. M. DE; BARBOSA. L.; VIÉGAS, R. A.; BARRETTO, M. C. DE V.; MELO, A. S. DE. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça, Pesquisa Agropecuária Tropical, v.40, p.341-346, 2010.
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento de safra brasileira: cana-de-açúcar, primeiro levantamento, abril/2014 - Companhia Nacional de Abastecimento. – Brasília: Conab 2014. 23p.
- GARIGLIO, H. A. A.; MATOS, A. T.; MONACO, P. A. V. Alterações físicas e químicas em três solos que receberam doses crescentes de vinhaça. Irriga, Botucatu, v. 19, n. 1, p. 14-24, 2014.
- GASPAROTTO, F.; RODRIGUES, F. da S.; SERATTO, C. D.; COSTA, T. R. (Org.). CENTRO UNIVERSITÁRIO DE MARINGÁ Núcleo de Educação a Distância. Cadeias

produtivas da cana-de-açúcar, do algodão e de frutas. Reimpressão revista e atualizada, Maringá - Pr, 2014. 219 p.

GIACHINI, C. F.; FERRAZ, M. V. Benefícios da utilização de vinhaça em terras de plantio de cana-de-açúcar-revisão de literatura. Revista Científica Eletrônica de Agronomia, ano VII, n. 15, p. 1-5, 2009.

KORNDÖRFER, G. H. Resposta da cultura da cana-de-açúcar à adubação fosfatada. Informações Agronômicas, Piracicaba, v. 102, n. 4, p. 7, jun. 2003.

OLIVEIRA, M. W.; FREIRE, F. M.; MACEDO, G. A. R.; FERREIRA, J. J. Nutrição mineral e adubação da cana-de-açúcar. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 28, n.239, p. 30-43, 2007.

SILVA JR., G. L. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho cultivado com cana-de-açúcar, com a conservação do palhico e aplicações de torta de filtro e vinhaça. Dissertação (Programa de Pós graduação em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Ilha Solteira, SP. 2011.

TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, p. 494-499, 1979.

Tabela 1. Teores de macronutrientes encontrados nos solos que não haviam recebido aplicação de vinhaça em campo (SV) e solos que receberam aplicação constante de vinhaça em campo por 15 anos (CV) nas diferentes dosagens experimentais, após 120 dias de incubação.

TRATAMENTOS ¹	MACRONUTRIENTES			
	Ca ²⁺	Mg ²⁺ cmol ^c . dm ⁻³	K ⁺	P mg dm ⁻³
SV-0	1,6	1,54	0,47	1,44
SV-1	1,56	1,37	0,36	1,71
SV-2	1,41	1,27	0,49	1,86
SV-3	1,29	1,74	0,65	1,74
CV-0	0,72	0,77	1,1	1,68
CV-1	0,75	0,94	1,31	1,52
CV-2	0,92	1,24	1,35	1,86
CV-3	0,9	1,5	1,92	2,19

Tabela 2. Condições químicas dos solos que não haviam recebido aplicação de vinhaça em campo (SV) e solos que receberam aplicação constante de vinhaça em campo por 15 anos (CV) nas diferentes dosagens experimentais, após 120 dias de incubação.

TRATAMENTOS	SB	CTC efet. cmolc dm-3	CTC pH 7.0	V%	ISK %
SV-0	3,61	3,66	5,64	64,01	8,33
SV-1	3,29	3,29	5,36	61,38	6,72
SV-2	3,17	3,17	5,17	61,32	9,48
SV-3	3,68	3,68	5,81	63,34	11,19
CV-0	2,59	2,69	4,85	53,40	22,68
CV-1	3,00	3,05	5,12	58,59	25,59
CV-2	3,51	3,51	5,58	62,90	24,19
CV-3	4,32	4,32	6,26	69,01	30,67

INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DE VINHAÇA EM SOLO DE MATA SOBRE A POPULAÇÃO MICROBIANA

Bento, A. S.¹; Ceciliano, D. S.¹; Ramari, T. I.²; Ribeiro, R. M.³; Gasparotto, F.^{4*}

¹Acadêmicos do Curso de Agronomia do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR, Maringá – Paraná. Bolsista do Programa de Indução de Bolsas (PROIND). ²Acadêmica do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR, Maringá – Paraná. ³Co-Orientadora, Professora Doutora do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR. rosa.ribeiro@unicesumar.edu.br ⁴Orientadora, Professora Doutora do Curso de Agronomia e do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR. francielli.gasparotto@unicesumar.edu.br

RESUMO: Durante o processo de beneficiamento da cana de açúcar transformando-a em etanol, é gerado como subproduto uma grande quantidade de vinhaça, produzida em maior proporção que os produtos específicos desta cultura. A destinação deste resíduo gera grande preocupação para as indústrias, pois além da quantidade sua concentração de nutrientes é elevada, possuindo assim alta capacidade contaminante de reservas hídricas. A utilização da vinhaça na fertirrigação da cultura da cana-de-açúcar é uma das alternativas para a destinação deste agente poluidor, pois possui alto valor fertilizante. Porém, pouco se conhece sobre como a aplicação da vinhaça pode interferir nas propriedades microbiológicas do solo. Assim, objetiva-se com este trabalho avaliar a influência da aplicação de vinhaça sobre a população microbiana do solo. Para isso foram avaliados dez tratamentos: solo sem aplicação de vinhaça, solo com aplicação de diferentes lâminas de vinhaça (2, 4, 6, 8, 12, 16, 20, 30 e 40 mm). Após a análise dos dados verificou-se que quanto maior a lâmina de vinhaça aplicada ao solo e maior o tempo de incubação a quantidade de colônias fungicas isoladas decresceu, o pH tendeu a aumentar e a quantidade colônias bacterianas apresentou variações não significativas.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduo; Fertirrigação; biota do solo.

INFLUENCE OF APPLICATION OF VINASSE IN SOIL OF FOREST ON THE MICROBIAL POPULATION

ABSTRACT: During the processing of sugar cane turning it into ethanol, is generated as a byproduct a lot of vinasse produced in greater proportion than the specific products of this culture. The disposal of this waste generates great concern for industries, as well the amount of nutrient concentration is high, so having high contaminant capacity of water reserves. The use of vinasse in fertigation cultivation of sugar cane is one of the alternatives for disposal of this polluting agent because it has high fertilizer value. However, little is known about how the application of vinasse may interfere with the microbiological properties of the soil. Thus, the objective of this work was to evaluate the influence of the application of vinasse on soil microbial population. Soil without vinasse application and soil application of different layers of vinasse (2, 4, 6, 8, 12, 16, 20, 30 and 40 mm): To ten treatments that were evaluated. After the data analysis it was found that the higher the blade vinasse applied to the soil and the incubation time increased the amount of isolated fungal colonies decreased, the pH tended to increase and the amount of bacterial colonies showed no significant change.

Keywords: waste; fertigation; soil biota.

INTRODUÇÃO

No decorrer do processo de beneficiamento da cana-de-açúcar transformando-a em açúcar ou etanol, é gerado grande quantidade de resíduos, um destes é a vinhaça ou vinhoto que é gerada em proporção até mesmo maior do que os próprios produtos específicos desta cultura. Estima-se que para cada litro de álcool são produzidos entre dez a

dezoito litros de vinhaça (Rosseto; Santiago, 2013). A grande produção deste subproduto é um fator preocupante para o setor sucroalcooleiro, devido a destinação deste efluente ser problemática e o mesmo possuir elevada capacidade contaminante de reservas hídricas.

Segundo Gasparotto et al. (2014) a vinhaça produzida pelas agroindústrias sucroalcooleiras está sendo aplicada ao solo através da fertirrigação da cultura da cana-de-açúcar, fornecendo assim nutrientes como potássio e cálcio a mesma. Os autores ainda ressaltam que este subproduto é rico em matéria orgânica, o que é extremamente útil. De acordo com Moreira e Siqueira (2006) a adição de matéria orgânica ao solo melhora as condições físicas do mesmo devido ao estímulo tanto na penetração quanto na acumulo de água, bem como o desenvolvimento dos agregados, além de reduzir a possibilidade de erosão. Gasparotto et al. (2014) afirmam ainda que a fertirrigação com vinhaça apesar de ser uma prática vantajosa para as usinas, pois mitigam o impacto ambiental deste resíduo e fertilizam os solos deve ser realizada de forma cuidadosa respeitando os limites de aplicação.

Devido a grande disponibilidade deste efluente, que possui alto valor fertilizante, sua utilização na adubação de plantas apresenta-se como uma alternativa visto que ocasiona o aumento da fertilidade do solo. Porém, a aplicação da vinhaça sem parâmetros é prejudicial ao ecossistema, por isso é muito importante analisar os efeitos de sua aplicação no solo sobre a população microbiana para o estabelecimento de parâmetros para seu uso de forma segura. Assim, este trabalho objetivou avaliar a influência da aplicação da vinhaça sobre população microbiana do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no laboratório de Microbiologia e Fitopatologia localizado na Unicesumar, município de Maringá-PR. Para os testes de incubação as unidades de solo foram coletadas em uma área de mata com baixa ação antrópica e a vinhaça em uma usina sucroalcooleira da região de Maringá diretamente nos tanques de armazenamento.

O experimento de incubação foi instalado sob um delineamento inteiramente casualizado (DIC) com dez tratamentos e quatro repetições totalizando 40 parcelas. Os tratamentos foram os seguintes: T (Testemunha); T1 (lâmina de 2 mm de vinhaça); T2 (lâmina de 4 mm de vinhaça); T3 (lâmina de 6 mm de vinhaça) e T4 (lâmina de 8 mm de vinhaça); T5 (lâmina de 12 mm de vinhaça); T6 (lâmina de 16 mm de vinhaça); T7 (lâmina de 20 mm de vinhaça); T8 (lâmina de 30 mm de vinhaça) e T9 (lâmina de 40 mm de vinhaça).

Cada unidade experimental foi constituída por 0,5 kg de solo acondicionado em saco plástico. Na superfície dos mesmos foi aplicada a vinhaça de acordo com as doses estabelecidas em cada tratamento. Após a aplicação da vinhaça as amostras foram incubadas no escuro em condição ambiente por 30 dias.

Para a quantificação dos microrganismos foram realizadas três amostragens em cada tratamento, a primeira foi realizada antes da aplicação da vinhaça, e as outras duas durante o período de incubação, com intervalo de quinze dias entre elas. O isolamento e quantificação de microrganismos do solo foi realizado por meio da contagem do número de unidades formadoras de colônias (UFC) bactérias e fúngicas, pelo método da inoculação de suspensões diluídas de solo em meio de cultura BDA. Utilizaram-se quatro repetições para cada tratamento. As placas foram incubadas no escuro a temperatura ambiente. Após cinco dias da incubação as placas foram examinadas para quantificação dos microrganismos e caracterização dos mesmos como fungos ou bactérias.

Além da quantificação microbiana também avaliou-se o pH das amostras aos trinta dias após a incubação por meio de um peagâmetro digital. Os resultados de cada variável

foram submetidos à análise de variância, e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, com nível de 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao observar em conjunto o número de colônias de fungos e bactérias isoladas bem como o pH, conforme a Figura 01, nota-se que quanto maior a presença de bactérias, menor foi a presença de colônias de fungos. No tratamento testemunha a quantidade de fungos e bactérias presentes no início da inoculação teve um decréscimo após 15 dias e um pequeno acréscimo com 30 dias se comparada com a avaliação anterior, porém as diferenças apresentadas com o passar do tempo após a inoculação não apresentaram significância, o mesmo ocorreu com os tratamentos 1, 2 e 3.

No tratamento 4 observamos que na primeira avaliação houve o menor percentual de bactérias e presença de fungos de todos os demais tratamentos, já na segunda avaliação observa-se que o tratamento 6 foi o que apresentou o menor percentual de bactérias e uma das menores presenças de fungos o mesmo fato permaneceu também na terceira avaliação, vale salientar que na primeira avaliação o tratamento 6 também apresentou um dos menores percentuais de bactérias, porém o número de fungos foi um dos maiores juntamente com o tratamento 3.

Nota-se que quanto maior a quantidade de vinhaça aplicada nos tratamentos, com o passar dos dias em sua grande maioria a quantidade de fungos diminuiu e a de bactérias teve algumas variações não significativas, além do que o pH tendeu a aumentar, o que pode ter influência direta na redução da quantidade de fungos, pois de forma geral os fungos se desenvolvem melhor em pH levemente ácido e bactérias em pH neutro e alcalino (Moreira e Siqueira, 2006).

Uma das causas destas variações deve-se principalmente ao pH, já que os fungos são organismos em sua maior parte acidófilos, que se desenvolvem melhor em pH levemente ácido, assim nos tratamentos onde o pH se encontrava na faixa ideal para o desenvolvimento e sobrevivência observamos a maior quantidade de fungos presente com no caso do tratamento 5 e da testemunha, no tratamento 9 observa-se o efeito do pH oposto ao citado anteriormente.

Com o tempo de aplicação os solos em que a vinhaça foi adicionada tem o nível de pH elevado por ocasião da ação de microrganismos. Os fungos colonizam a matéria orgânica proveniente da vinhaça quando incorporada ao solo transformando-a em húmus, a acidez do meio é neutralizada, o que promove o crescimento bacteriano (Silva, 2007).

O uso da vinhaça como fertilizante de solo pode ser um dos destinos viáveis deste efluente, desde que seja aplicado com prudência e se atentando aos microrganismos presentes no meio. Dessa maneira, tanto o solo como a indústria sulcrocroleira podem ser beneficiados.

CONCLUSÃO

A aplicação de vinhaça influenciou o pH e a biota do solo (fungos e bactérias) de acordo com a quantidade aplicada e o período de incubação.

Nos tratamentos que receberam maiores doses de vinhaça após 30 dias de incubação ocorreu a redução do número de colônias fungicas e o pH tendeu a aumentar, porém não ocorreram diferenças significativas na porcentagem de unidades formadoras de colônias bacterianas. Estudos posteriores devem ser realizados para verificar incubações por maiores períodos de tempo e também as mesmas interações em condições de campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GASPAROTTO, F.; RODRIGUES, F. da S.; SERATTO, C. D.; COSTA, T. R. (Org.). CENTRO UNIVERSITÁRIO DE MARINGÁ Núcleo de Educação a Distância. **Cadeias produtivas da cana-de-açúcar, do algodão e de frutas**. Reimpressão revista e atualizada, Maringá - Pr, 2014. 219 p.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed., atual. e ampl. Lavras: Ed. UFLA, 2006. 729 p.

ROSSETTO, R.; SANTIAGO, A. D. (s.d.). Agência EMBRAPA de Informação Tecnológica. Acesso em 10 de outubro de 2013, disponível em Embrapa: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_39_711200516717.html

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. Revista **Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

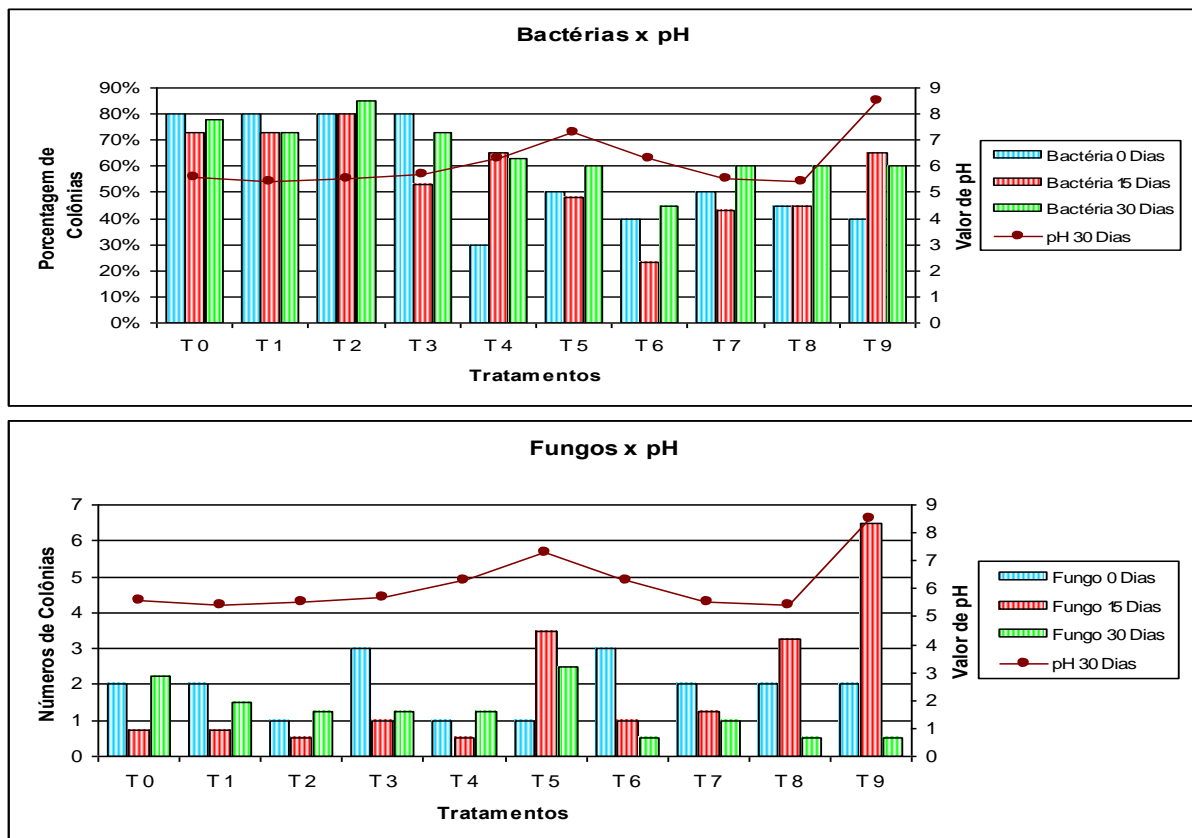


Figura 1. População de fungos (UFC) e bactérias (porcentagem) e valor de pH em amostras de solo inoculadas com diferentes lâminas de vinhaça.

*Tratamentos: T (Testemunha); T1 (lâmina de 2 mm de vinhaça); T2 (lâmina de 4 mm de vinhaça); T3 (lâmina de 6 mm de vinhaça) e T4 (lâmina de 8 mm de vinhaça); T5 (lâmina de 12 mm de vinhaça); T6 (lâmina de 16 mm de vinhaça); T7 (lâmina de 20 mm de vinhaça); T8 (lâmina de 30 mm de vinhaça) e T9 (lâmina de 40 mm de vinhaça).

UTILIZAÇÃO DE RESÍDUO AGROINDUSTRIAL DE BANANA, ÁGUA DE COCO E CARVÃO ATIVADO NA MULTIPLICAÇÃO *IN VITRO* DE *LYCASTE SP.*

Machado, W.^{1*}; Melo, T. R.¹; Coelho, G. T. C. P.²; Guimarães, M. F.³; Tavares Filho, J.³

¹Pós-graduandos em Agronomia-UEL; ²Docente Centro Universitário Newton Paiva-BH-MG; ³ Docente Universidade Estadual de Londrina – Londrina-PR-Brasil. *email: w.machado@agronomo.eng.br

RESUMO: O uso de resíduos alternativos para a produção *in vitro* estão sendo cada vez mais utilizados para atender as necessidades nutricionais e diminuir os custos de produção. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito de resíduo da polpa de banana, água de coco e o carvão ativado na formação de brotos e a porcentagem de oxidação da *Lycaste sp.* A cápsula foi desinfestada e as sementes foram mantidas no escuro durante 7 dias para a germinação. As plântulas foram transferidas para o meio MS e MS metade dos sais, suplementado com polpa de banana (0 e 150 mg/L) e água de coco (0 e 150 ml/L) e na presença e ausência de carvão ativado (0 e 1,5 g/L) e foram mantidas em sala de crescimento por 30 dias. Foi avaliada a formação de número de brotos e a porcentagem de oxidação. A obtenção na maior formação de brotos foi o tratamento com 150 ml/L de água de coco e 1,5 g/L de carvão ativado alcançando 7,70 de média de brotação. Nos tratamentos com polpa de banana a porcentagem de oxidação variou de 30 a 70%.

Palavras-chave: complexos nutritivos, orchidaceae, oxidação, número de brotos.

USE OF BANANA PULP WASTE, COCONUT WATER AND ACTIVATED CHARCOAL ON *IN VITRO* MULTIPLICATION OF *LYCASTE SP.*

ABSTRACT: The use of alternative waste production *in vitro* are increasingly being used to meet the nutritional needs and reduce the costs of production. The objective of this work was to evaluate the effect of residue from the banana pulp, coconut water and the activated charcoal in the formation of shoots and the percentage of oxidation of *Lycaste sp.* The capsule was surface desinfested prior and the seeds were kept in the dark for 7 days for germination. The seedlings were transferred to MS medium and MS half of salts, supplemented with banana pulp (0 and 150 mg/l) and coconut water (0 and 150 ml/l) and in the presence and absence of activated charcoal (0 and 1.5 g/l) and were maintained in a growth chamber for 30 days. Was evaluated the germination and the percentage of oxidation. Obtaining the greater formation of shoots was the treatment with 150 ml/l of coconut water and 1.5 g/l of activated charcoal reaching 7.70 average of sprouting. In the treatments with banana pulp percentage of oxidation varied from 30 to 70 %.

Key Words: complex nutritious, orchidaceae, oxidation, number of germinate.

INTRODUÇÃO

Através de técnicas de micropropagação, podem-se multiplicar milhares de plantas de orquídeas. Na micropropagação podemos aumentar a quantidade desta espécie, visto que, nesta prática, a maioria destas sementes germinam sem a necessidade da simbiose. Além disso, produzem plantas de boa sanidade, em menor tempo de produção, e com melhor qualidade das plantas. (SOUZA et al., 2006).

O meio de cultura é a parte do trabalho mais importante, pois é dele que a planta irá absorver os nutrientes para a sobrevivência. Neste complexo nutritivo além da adição de sais como macro e micronutrientes, dos quais são essenciais para o crescimento da

planta, também há adição de carboidratos como fontes de carbono, água, vitaminas, inositol, relacionado ao fator de crescimento, e reguladores de crescimento, para que haja crescimento satisfatório (CALDAS et al., 1998).

Alguns complexos nutritivos advindos de resíduos possuem sais minerais, como também citocininas e auxinas, como é o caso da água de coco e da polpa de banana. O carvão ativado promove o escurecimento do ambiente, favorece o enraizamento, adsorve substâncias que inibem o crescimento que, são produzidas pelo próprio meio ou explante, adsorve reguladores de crescimento e outros compostos orgânicos e liberam substâncias que naturalmente estão presentes no carvão e que beneficiam o crescimento *in vitro* da cultura (GEORGE e SHERRINGTON, 1984).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da água de coco, polpa de banana, carvão ativado e meio MS na formação de brotos e a porcentagem de oxidação de orquídeas *in vitro*.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no laboratório de micropropagação da Faculdade FEAD, no Centro de Biotecnologia, Belo Horizonte (MG). Foi utilizada a espécie *Lycaste sp. L.* As sementes foram germinadas em meio MS (MURASHIGE e SKOOG, 1962), com metade dos sais, acrescido de 1,5 g/L de carvão ativado, submetidas ao escuro durante 15 dias.

Depois de germinadas, as plântulas foram submetidas aos seguintes tratamentos: ausência e presença de carvão ativado 1,5 g/L, MS e MS metade dos sais, e a combinação de polpa de banana (resíduo da fabricação de doces) e água de coco, de acordo com a tabela 1. O delineamento experimental foi inteiramente casualizados. Cada parcela experimental foi composta de uma placa de petri com 10 explantes cada. O pH dos meios de cultura foram ajustados para $5,8 \pm 0,01$ e esterilizados em autoclave, em temperatura de 121 °C, 1 kgf/cm² durante 21 minutos, antes da inoculação e depois de resfriados.

Após trinta dias as plantas foram avaliadas de acordo com quantidade de número de brotos e a porcentagem de oxidação das plantas. A análise estatística foi analisada pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade. As plantas foram mantidas em sala de crescimento a uma temperatura de 26 ± 2 °C e fotoperíodo de 16 horas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os melhores resultados foram obtidos nos tratamentos 6 e 16, que continham água de coco e carvão ativado. O uso da água de coco resultou em uma melhora para o desenvolvimento das orquídeas, em comparação com os outros tratamentos. Devido ao fato da água de coco ser um complexo nutritivo, nela se encontra citocinina que estimulam o crescimento (CALDAS et al., 1998).

As médias dos tratamentos que foram adicionados água de coco foram superiores aos outros tratamentos. Porém, nos tratamentos controle que possuíam carvão ativado as médias não diferiram estatisticamente entre os outros tratamentos controle e alguns tratamentos com água de coco.

Giatti e Lima (2007), trabalhando com gemas apicais e axilares do híbrido de *Cattleya blc owen holmes ponkan* x *Brassavola digbiana* nº 2, obtiveram resultado satisfatório com a utilização da água de coco no meio nutritivo.

O estado fisiológico da água de coco influencia diretamente no pH, e também influenciando na atividade de enzimas oxidativas, e sabe-se que na sua constituição química possui ácido málico e ácido cítrico, sugere-se que podem ter influenciado os

resultados encontrados neste trabalho, referente ao uso deste composto (CALDAS et al., 1998; KRIKORIAN, 1991).

A oxidação teve um número expressivo (tabela 2), quando se utilizou polpa de banana e juntamente com a combinação com a água de coco totalizando 70% dos explantes oxidados. Quando utilizou carvão ativado, e mesmo assim com MS resultou em apenas 10% de oxidação, e obteve um melhor efeito no processo de oxidação em comparação com os tratamentos que continham as concentrações dos complexos nutritivos.

CONCLUSÃO

A água de coco e o carvão ativado diminui o desenvolvimento de oxidação dos explantes e conseguiram elevadas taxas de brotação

A utilização da polpa de banana nada contribui para o crescimento e fez com que ocorresse a oxidação e perda dos explantes.

AGRADECIMENTOS

À CAPES, CNPq, UEL e a FEAD

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CALDAS, L.S.; HARIDASAN, P.; FERREIRA, M.E. Meios nutritivos. In: TORRES A. C.; CALDAS, L. E., BUSO, J. A. (ED.). **Cultura de tecidos e transformação genética de plantas**. Brasília: EMBRAPA/CNPH. p. 87-132. 1998.
- GEORGE, E.F.; SHERRINGTON, P.D. **Plant propagation by tissue culture**. Eversley; Exegetics, 1984, 709p.
- GIATTI, L.; LIMA, G.P.P. Ação do BAP na regeneração *in vitro* *Blechnum holmesii* x *Brassavola digbiana* nº 2. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 5, p. 1279-1285, 2007.
- KRIKORIAN, A.D. Medios de cultivo: generalidades, composición y preparación. IN: ROCA & MROGINSKI (EDS). **Cultivo de tejidos en la agricultura: fundamentos y aplicaciones**. Cali: Centro Internacional De Agricultura Tropical. Colômbia, 1991, p. 41-77.
- MURASHIGE, T.; SKOOG, F. A revised medium for rapid growth and bioassays with tobacco tissue cultures. **Physiologia Plantarum**, n. 15, p. 473-497, 1962.
- SOUZA, F.V.D.; JUNGHANS, T.G.; SOUZA, A.S.; SEREJO, J.A.S.; COSTA, M.A.P.C. Micropropagação. In: Souza A.S., Junghans T.G. (Ed.) **Introdução a micropropagação de plantas**. 1.ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura tropical, cap. 2, 2006, p. 38-52.

Tabela 1: Tratamentos referentes ao meio MS e MS metade dos sais, água de coco, polpa de banana e carvão ativado.

Tratamentos	MS		MS $\frac{1}{2}$	
	sem carvão	com carvão	sem carvão	com carvão
150 mg/l PB	1	5	9	13
150 ml/l AC	2	6	10	14
AC+PB 150 ml/150 mg/ l	3	7	11	15
C(ausência)	4	8	12	16

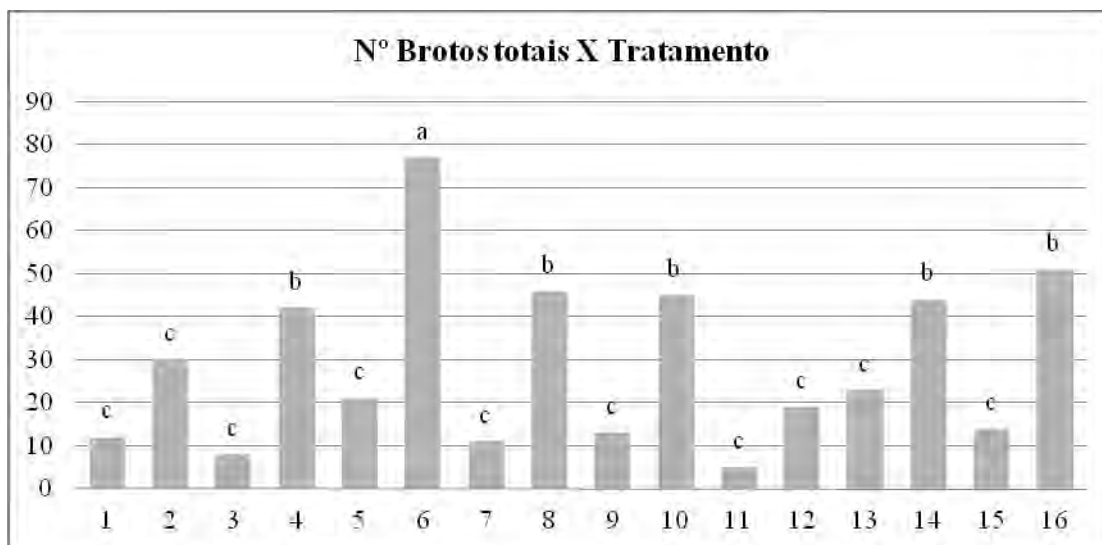


Figura 1: Relação da quantidade do número de brotos de acordo com cada tratamento utilizando água de coco, polpa de banana e carvão ativado .

Tabela 3: Porcentagem de oxidação dos explantes de acordo com cada tratamento utilizando água de coco, polpa de banana e carvão ativado.

Porcentagem de oxidação	
Tratamento	%
Ms e polpa de banana	30
Ms e água de coco	0
Ms, polpa de banana e água de coco	60
Ms	10
Ms, carvão e polpa de banana	30
Ms, carvão e água de coco	0
Ms, carvão, p. Banana e água de coco	40
Ms e carvão	0
Ms $\frac{1}{2}$ e polpa de banana	50
Ms $\frac{1}{2}$ e água de coco	0
Ms $\frac{1}{2}$, polpa banana e água de coco	70
Ms $\frac{1}{2}$	10
Ms $\frac{1}{2}$, carvão e polpa de banana	40
Ms $\frac{1}{2}$, carvão e água de coco	0
Ms $\frac{1}{2}$, carvão, p. Banana e água coco	50
Ms $\frac{1}{2}$ e carvão	0

IMPACTO DOS RESÍDUOS

MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE CARBONO EQUIVALENTE EM SUINOCULTURA PELO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS

VELOSO*¹, A.V.; CAMPOS², A.T.; MATTIOLI³, M.C.; MARIN⁴, D.B.; YANAGI JÚNIOR², T.; SILVA⁵,
E.B.

¹Professor Adjunto do Departamento de Engenharia/UFLA; ²Professores Associados do Departamento de Engenharia/UFLA; ³Mestrando em Engenharia Agrícola/UFLA; ⁴Graduando em Engenharia Ambiental/UFLA;

⁵Professor Associado do Departamento de Agronomia/UFVJM
*E-mail do apresentador: veloso.alessandrovieira@yahoo.com.br

RESUMO: Objetivou-se com o presente trabalho avaliar a mitigação as emissões de carbono equivalente em sistema de produção de suínos, por meio da biodigestão anaeróbia dos resíduos. A metodologia selecionada foi proveniente da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, sendo referendada como AMS-III.D/Versão 19, isto é, "Recuperação de Metano em Sistemas de Gerenciamento de Dejetos Animais". Seguindo-se os conceitos descritos nessa metodologia, as emissões consideradas incluíram a emissão de metano de lagoas anaeróbias abertas e fugas de metano devido às perdas no biodigestor pela linha de base e pelo cenário do projeto proposto. Todas estas emissões foram calculadas e somadas e, em seguida, foram subtraídas das emissões da linha de base e, dessa forma, obteve-se a adicionalidade do projeto, que correspondeu às emissões que deixaram de ser emitidas devido à inserção do projeto proposto. O cálculo da adicionalidade do projeto (em ton CO₂eq/ano) consistiu da diferença entre as emissões da linha de base e as emissões do projeto. O resultado do potencial estimado de reduções foi de 2.617,46 ton CO₂eq/ano, equivalendo à 26.174,60 ton CO₂eq, numa projeção para 10 anos. Embora existam desafios a serem superados, o processo de biodigestão anaeróbia é uma tecnologia que permite a geração de impactos positivos nos âmbitos econômico, ambiental, social e agrônomo.

PALAVRAS-CHAVE: construções rurais, dejetos de suínos, biogás, gases de efeito estufa, biosistemas.

MITIGATION OF CARBON EQUIVALENT EMISSIONS FROM SWINE PRODUCTION SYSTEM BY ANAEROBIC BIODIGESTION OF WASTES

ABSTRACT: The goal of this work was to evaluate the mitigation of carbon equivalent emissions in swine production systems by the anaerobic digestion of wastes. To this end, the methodology selected comes from the United Nations Framework Convention on Climate Change, being referenced as AMS-III.D/Version 19, ie, "Methane Recovery Systems Management Animal Waste". Following the concepts described in this methodology, emissions considered include methane emissions from anaerobic open lagoons and methane leakage due to losses in the digester and the baseline scenario of the proposed project. All these emissions were calculated and summed and following, it were subtracted from the emissions baseline and thus that resulted additionality of the project, which corresponded to the emissions which were not issued due to the insertion of the proposed project. The calculation of additionality of the project (tonnes CO₂-eqv/yr) consisted of the difference between the baseline emissions and the project emissions. The mitigation potential calculated was 2,617.46 tonnes CO₂-eqv/yr, equivalent to 26,174.60 tonnes CO₂-eqv, a projection for 10 years. Although there are challenges to overcome, the process of anaerobic digestion is a technology that allows the generation of positive impacts on economic, environmental, social and agronomic fields.

KEYWORDS: rural buildings, piggery effluents, biogas, greenhouse gas, biosystems.

INTRODUÇÃO

No âmbito dos biosistemas de produção animal, para suprir as necessidades do mercado consumidor de carnes e derivados, é importante considerar que os atuais moldes da exploração de suínos caracterizam-se por sistemas de produção intensivos e tecnificados, os quais preveem a concentração de animais em pequenas áreas, gerando, conseqüentemente, grandes volumes de resíduos poluentes (Angonese et al., 2007).

Nos últimos anos, a adoção de práticas convencionais para o manejo desses resíduos, representadas pelas esterqueiras e lagoas, vem caindo em desuso em virtude das grandes áreas requeridas, do mal dimensionamento e da poluição ambiental constatada nas regiões de produção intensiva (Massé et al., 2011; Vanotti et al., 2009).

Diante disso, dentre as alternativas existentes para o manejo de resíduos, a tecnologia da digestão ou biodigestão anaeróbia em biodigestores rurais pode contribuir para mitigar a degradação ambiental, bem como reduzir as emissões de gases de efeito estufa, pois, nesse processo, por meio dos biodigestores anaeróbios, captura-se metano, que seria emitido para a atmosfera. Além disso, o processo de biodigestão anaeróbia produz energia renovável (metano) e o biofertilizante. Ademais, a biodigestão anaeróbia da biomassa residual, abre oportunidade aos suinocultores para a venda dos chamados créditos de carbono (Massé et al., 2011; Angonese et al., 2007).

Para que uma tecnologia (projeto) seja elegível dentro das regras do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) instituído pelo Protocolo de Quioto, há a necessidade de atendimento a vários aspectos, dentre eles, a adicionalidade. Um projeto será considerado adicional quando puder comprovar ou demonstrar que promove a redução das emissões de gases de efeito estufa ou o aumento das remoções desses gases, que sejam adicionais aos que ocorreriam na sua ausência. Assim, todo projeto de MDL deve demonstrar que existe adicionalidade em sua implementação. Por sua vez, a linha de base pode ser entendida como o nível de emissões de gases de efeito estufa que uma determinada empresa estaria emitindo para a atmosfera caso a atividade de projeto de MDL não tivesse sido implementada. A partir desse conceito, decorre a idéia de reduções de emissões de gases de efeito estufa, uma vez que se trata do abatimento do nível de emissões efetivamente alcançado pela atividade do projeto, daquele que, hipoteticamente, teria ocorrido na situação de linha de base (Silva et al., 2012).

Desse modo, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a mitigação das emissões de carbono equivalente (metano) em sistema de produção de suínos pela biodigestão anaeróbia dos resíduos.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em uma unidade de produção de suínos de ciclo completo, que possui um plantel de 5.955 animais, localizada no município de Lavras, estado de Minas Gerais, que, está situada à latitude de 21°11'37" Sul e longitude de 45°02'49" Oeste.

Nessa unidade de produção, o volume diário de biomassa residual produzida é de 54,85 m³, sendo os resíduos manejados na forma líquida e conduzidos para o sistema de manejo e tratamento, que é constituído por um tanque de equalização, dois biodigestores modelo canadense e uma lagoa de estabilização.

A metodologia para estimativa da redução de emissão de carbono, em tonelada de dióxido de carbono equivalente por ano (ton CO₂eq/ano), foi fundamentada na linha de base para sistemas de manejo de resíduos, referendada como AMS-III.D/Versão 19, isto é, "Recuperação de Metano em Sistemas de Gerenciamento de Dejetos Animais" (UNFCCC, 2013).

Esta metodologia simplificada é apropriada devido à atividade do projeto ser considerada da agroindústria e os cálculos das emissões de gases de efeito estufa serem estimados usando-se as diretrizes internacionalmente aceitas pelo IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC, 2006).

De maneira análoga ao que foi realizado por Angonese et al. (2007), seguindo-se os conceitos descritos na AMS-III.D/Versão 19 (UNFCCC, 2013), as emissões consideradas, nessa análise, incluíram a emissão de metano de lagoas anaeróbias abertas e fugas de metano devido às perdas no biodigestor pela linha de base e pelo cenário do projeto proposto.

Esta metodologia de linha de base é aplicável para este projeto, pois, sem as atividades propostas por ela, o metano gerado pelo sistema atual de gerenciamento de resíduos animais continuaria a ser emitido diretamente para a atmosfera. Além disso, o projeto é de pequena escala, onde as emissões anuais são menores que 60 mil toneladas de dióxido de carbono equivalente (UNFCCC, 2013).

Os cálculos das emissões de gases de efeito estufa dos suínos do rebanho da unidade de produção em questão foram efetuados (convertidos) para a unidade de medida padrão de gases de efeito estufa, que é em ton CO₂eq/ano. Dessa forma, os cálculos foram efetuados para cada categoria animal e, primeiramente, efetuaram-se os cálculos para a linha de base, ou seja, o quanto seria emitido de gases de efeito estufa, se não existisse o projeto proposto e, em sequência, calculou-se todas as emissões fugitivas de gases de efeito estufa possíveis (ton CO₂eq/ano), correlacionadas a este projeto (UNFCCC, 2013).

Todas estas emissões foram calculadas e somadas, para então serem subtraídas das emissões da linha de base, de onde foi obtida a adicionalidade do projeto, que corresponde às parcelas que deixam de ser emitidas devido à inserção do projeto de mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) proposto (UNFCCC, 2013).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o cenário da linha de base, a estimativa de emissões foi de 3.031,31 ton CO₂eq/ano, enquanto que a estimativa de cálculo de emissões relacionadas ao projeto proposto foi de 413,85 ton CO₂ eq/ano. Diante disso, o resultado do potencial estimativo de reduções correspondeu à diferença entre as emissões da linha de base e as emissões do projeto proposto (UNFCCC, 2013), onde foi encontrado o valor de 2.617,46 ton CO₂ eq/ano. Numa projeção para 10 anos, o total estimado de reduções seria de 26.174,60 ton CO₂eq.

Estudando o potencial de redução das emissões de metano em quatro sistemas de produção de leite, Marañón et al. (2011) observaram o valor de 27,4 ton CO₂eq/ano, para as pequenas propriedades e, 140,5 ton CO₂eq/ano, para as grandes propriedades. No Equador, Cornejo e Wilkie (2010) estimaram as emissões de metano provenientes de resíduos de animais e evidenciaram que a atividade suinícola contribuiu com $4,429 \times 10^{10}$ ton CO₂eq. Angonese et al. (2007) avaliaram o potencial de redução de emissão de carbono de uma unidade de terminação de suínos e constataram 3.251,60 ton CO₂eq/ano de redução.

Em relação às emissões de gases de efeito estufa (metano), conforme relataram Massé et al. (2011) e Angonese et al. (2007), existem diversas opções para mitigação desses gases, as quais estão focadas na alimentação, nas edificações para produção de animais e no manejo de resíduos, incluindo os processos de tratamento, com a posterior aplicação nos solos agrícolas. Dessa forma, em se tratando dos sistemas de manejo e tratamento de resíduos, nos últimos anos, a tecnologia de biodigestão anaeróbia vem despertando o interesse de diversos setores da sociedade, em virtude dos benefícios econômicos e sociais, da busca por fontes renováveis de energia e pela possibilidade de mitigação da poluição ambiental, incluindo as emissões de gases de efeito estufa (Chae et al., 2008).

Admitindo-se um conteúdo de 65% de metano presente no biogás (Cornejo e Wilkie, 2010) e considerando o biogás gerado na unidade de produção estudada, que é de 430.116 m³ ano⁻¹, tem-se a produção de 279.575,40 m³ de metano ano⁻¹. Nesse trabalho, as emissões fugitivas foram de 413,85 tonCO₂eq ano⁻¹, correspondendo, dessa forma, a 7,05% da taxa de produção de metano. Esse valor está bem próximo ao valor preconizado pelo

IPCC, que é de 10% (IPCC, 2006). No Canadá, Flesch et al. (2011) avaliaram as emissões fugitivas em biodigestores e constataram um valor de 3,1% da taxa de produção de metano.

A venda dos créditos de carbono também representa uma opção de renda no meio rural (Massé et al., 2011; Angonese et al., 2007). Conforme relatado anteriormente, numa projeção para 10 anos, o total estimado de reduções seria de 26.174,60 ton CO₂eq, o que equivale a 26.174,60 RCE (Reduções Certificadas de Emissões). De acordo com Point Carbon (2014), que fornece, diariamente, a cotação das RCE, em 09 de abril de 2014, uma RCE fechou em U\$S 4,99. No mesmo período, conforme dados fornecidos pela BM&F Bovespa (2014), a cotação do dólar fechou em R\$ 2,198. Desse modo, se a propriedade estudada negociasse as RCE, ou seja, comercializasse os créditos de carbono, desprezando-se quaisquer taxas de correção financeira, hipoteticamente, as 26.174,60 RCE corresponderiam a R\$ 287.083,53. Avaliando o potencial de redução de emissão de carbono, Angonese et al. (2007) reportaram uma receita anual de R\$ 3.186,00 com a venda dos créditos de carbono para uma unidade de terminação de suínos com 600 animais.

CONCLUSÃO

Embora existam desafios a serem superados, o processo de biodigestão anaeróbia é uma tecnologia que permite a geração de impactos positivos nos âmbitos econômico, ambiental, social e agrônômico.

São necessários mais estudos para incrementar os dados disponíveis na literatura sobre as emissões de gases de efeito estufa advindas da agropecuária.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANGONESE, A.R; CAMPOS, A.T.; WELTER, R.A. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.648-657, set./dez. 2007.
2. BM&F Bovespa. Financeiro. Disponível em, <http://www.bmfbovespa.com.br/home.aspx?idioma=pt-br>; 2014 [acessado em 09.04.14].
3. CHAE, K.J.; JANG, A.; YIM, S.K. et al. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, Oxford, v.99, n.1, p.1-6, 2008.
4. CORNEJO, C.; WILKIE, A.C. Greenhouse gas emissions and biogas potential from livestock in Ecuador. **Energy for Sustainable Development**, v.14, n.4, p.256-266, dec. 2010.
5. FLESCHE, T.K.; DESJARDINS, R.L.; WORTH, D. Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. **Biomass and Bioenergy**, v.35, n.9, p.3927-3935, oct. 2011.
6. IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Emissions from livestock and manure management. In: **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. IPCC, 2006.
7. MARAÑÓN, E.; SALTER, A.M.; CASTRILLÓN, L. et al. Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. **Waste Management**, v.31, n.8, p.1745-1751, aug. 2011.
8. MASSÉ, D.I.; TALBOT, G.; GILBERT, Y. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. **Animal Feed Science and Technology**, v.166-167, n.23, p.436-445, jun. 2011.
9. Point Carbon. Ice last traded price. Disponível em, <http://www.pointcarbon.com/productsandservices/carbon/>; 2014 [acessado em 09.04.14].
10. SILVA, W.T.P.; DUARTE, A.C.L.; SOUZA, M.A.A. Implementação e otimização de projeto para certificação do MDL em estação de tratamento de águas residuárias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.17, n.1, p.13-24, jan./mar. 2012.
11. UNFCCC. United Nations Framework Convention on Climate Change. AMS-III.D Small-scale Methodology: Methane recovery in animal manure management systems Version 19.0. In: **CDM Methodology**, 5th ed., nov. 2013. 257p.
12. VANOTTI, M.B.; SZOGI, A.A.; MILLNER, P.D. et al. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. **Bioresource Technology**, v.100, n.22, p.5406-5416, nov. 2009.

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE PROCESSAMENTO DE PESCADO EM REATOR ANAERÓBIO EM FORMA DE Y SEGUIDO DE FILTRO PERCOLADOR

Dutra, J.C.F.*¹; Rodrigues, L.S.²; Silva, I. J.³; Lima, C.A.⁴; Rubin, S.⁵; Santos, R.D.P.⁶,
Rodrigues, R.S.⁷

¹Graduanda em Aquacultura, Escola de Veterinária, UFMG, Belo Horizonte – MG, Fone (0xx31) 87373473, joycedacruzferrazdutra@yahoo.com.br

²Engenheiro Agrícola, Prof. Dr., Escola de Veterinária, UFMG, Belo Horizonte - MG, Fone: (0xx31) 3409-2097, lsantosrodrigues@gmail.com

³Médico veterinário, Prof.Dr., Escola de Veterinária, UFMG, Belo Horizonte – MG, israelvp@gmail.com

⁴Médica Veterinária, Mestranda, UFMG, Belo Horizonte – MG, camila.ajc@gmail.com

⁵Graduanda em aquacultura, Escola de Veterinária, UFMG, Belo Horizonte – MG, stellarubim@yahoo.com.br

⁶Graduanda em medicina veterinária, UFMG, Belo Horizonte – MG, renatadepaoli@yahoo.com.br

⁷Graduanda em aquacultura, Escola de Veterinária, UFMG, Belo Horizonte – MG, reresampaio@yahoo.com.br

RESUMO: Os reatores anaeróbios têm sido estudados e verificado o seu potencial em tratar efluentes agroindustriais. O trabalho foi realizado no laboratório de saneamento da UFMG. A unidade experimental com o sistema de tratamento em dois estágios, foi constituída por um reator UASB em y em escala de bancada. Acoplado ao sistema UASB foi implantado um filtro percolador tendo como material de preenchimento conchas de ostras. Os valores de temperatura média dos efluentes do reator UASB e FA ao longo do período de operação não variaram numa faixa desfavorável à digestão anaeróbia. O pH no ensaio 1 e 2 permaneceram próximos à faixa da neutralidade. Os valores médios das eficiências de remoção global de DQO total nos ensaios 1 e 2 foi de 83%. Já os valores médios de remoção global de DQO filtrada nos ensaios 1 e 2 foram de 44,5% e 72% respectivamente. O sistema no ensaio 1 apresentou comportamento melhor em relação aos AVT e relação AI/AP, no entanto teve menores remoções de DQO. O sistema não apresentou produção de gás significativa em nenhum dos ensaios. Assim sendo, pode-se concluir que o sistema proposto pode ser eficiente na remoção de matéria orgânica e sólidos ao tratar águas residuárias do processamento de pescado.

PALAVRAS-CHAVE: Reator em y, filtro percolador, processamento de pescado.

TREATMENT OF WASTE WATER PROCESSING OF FISH IN ANAEROBIC REACTOR IN FORM OF Y FOLLOWED BY FILTER PERCOLATOR

ABSTRACT: The anaerobic reactors has been studied and verified its potential in treating agroindustrial efluentes. the work was performed at the laboratory of sanitation of UFMG. The experimental unit with the system of two-stage treatment, consisted of a UASB reactor in y bench scale. Coupled to uasb system was deployed one trickling filter with oyster shells as the fill material. The value of temperature of effluents from the UASB and fa over the period of operation did not change in an unfavorable anaerobic digestion track. The pH test 1 and 2 remained near the neutral range. the average efficiencies of global total COD removal in trials 1 and 2 values was 83%. As for the average values of removal of total COD filtered in trials 1 and 2 were 44.5% and 72% respectively. The system test 1 showed better behavior towards and relationship AVT AI / AP, however had minor removals CODf. The system showed no production of gas significativa any assay. Therefore, one can conclude that the proposed system can be effective in removing organic and solids when treating wastewater from processing of raw fish.

Key Words: Y reactor, trickling filter, fish processing.

INTRODUÇÃO

Em razão da crescente demanda por pescado no mundo e o alto potencial brasileiro em fornecimento desse produto, tem surgido indústrias, visando o processamento para agregar valor ao produto. O crescente mercado, propõe uma conseqüente geração de grandes volumes de efluentes, com consideráveis quantidades de matéria orgânica, nitrogênio, e outros poluentes que são incapazes de serem lançados em corpos d'água sem tratamento, de acordo com a *Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH-MG nº 01*, de 05 de maio de 2008, que determina os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Os efluentes gerados em uma indústria de processamento tem alta carga orgânica biodegradável, o que favorece a implantação de sistemas de tratamento biológico. Os reatores anaeróbios tem sido estudados e verificado o seu potencial em tratar efluentes agroindustriais. A configuração do reator UASB consiste basicamente no regime hidráulico de fluxo ascendente e na incorporação de um dispositivo interno de separação sólido/gás/líquido, dispensando o uso de um meio suporte para crescimento da biomassa. Isto favorece o desenvolvimento e retenção de uma biomassa concentrada e altamente ativa na zona de digestão. Conseqüentemente, o reator opera com tempo de retenção celular (TRC) muito alto, mesmo quando submetido a um TDH muito baixo (foresti e oliveira, 1995).

Além da remoção da matéria orgânica, é importante que seja implantado sistemas acoplados que visando aumentar a eficiência do reator na remoção dos poluentes. Para tal finalidade, é interessante a utilização de um filtro percolador, nesses sistemas biológicos percoladores de baixa taxa a quantidade de DBO aplicada é menor, com isso, a disponibilidade de alimentos é menor, o que resulta em uma estabilidade parcial do lodo (auto consumo da matéria orgânica celular).

Em razão da demanda de um sistema que atenda às especificações fiscalizadoras ambientais e sustentáveis, este trabalho utilizou um sistema piloto UASB de manta de lodo em forma de y seguido de um filtro percolador com preenchimento de conchas tratando efluentes de processamento de pescado.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado, no Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária UFMG. A unidade experimental com o sistema de tratamento em dois estágios, foi constituída por um reator UASB em y em escala de bancada, com área de 0,0078 m², 0,85m de altura e volume de 6,7 L construídos com tubos de pvc com diâmetros 100 mm e separador de fases não convencional na forma de ramificações na lateral em forma de y, com ângulo de 45° em relação à vertical, conforme proposto por Van Haandel (1994). Foi montado um tanque para armazenamento do afluente 20 L do reator UASB. Para o monitoramento da produção do biogás foi instalado um gasômetro. Acoplado ao sistema UASB foi implantado um filtro percolador tendo como material de preenchimento conchas de ostras, com dimensões de 0,0078m², 0,64m e volume 5L, também construídos em pvc, com diâmetro de 100mm, sendo que o sistema apresenta 85% de espaços vazios.

o experimento foi dividido em dois ensaios, variando-se a vazão e o tempo de detenção hidráulica (TDH). Os dois ensaios do experimento tiveram duração de 41 e 73 dias, respectivamente, totalizando 114 dias de operação.

para a partida do reator foi usado como inóculo, lodo proveniente de reator UASB tratando águas residuárias de abatedouro de frango. Adicionou-se lodo suficiente para

preencher 30% do volume do reator UASB, ou seja, 2 L. O sistema na partida operou com vazão 1,44 IL/d.

no ensaio 1 o UASB operou com uma vazão de 1,67l/d e TDH de 4 dias e no FA com vazão de 1,67L/d com TDH de 3 dias. No ensaio 2 a vazão do UASB foi de 2,2 L/d e tdh de 3 dias e o FA com vazão de 2,2 L/d e TDHde 2,2 dias. Foram coletadas amostras de afluente- EB ,efluente do reator UASB- UASB e efluentes do filtro percolar- FA. Foram coletados aproximadamente 300 ml de amostra do EB, UASB e FA. A frequência para a realização das análises foram duas vezes na semana e os parâmetroa analisados foram: pH, AVT, Al/AP, DQOT, DQOF, ST , SS. E foi medido diariamente a produção de biogás.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Pôde-se verificar que os valores de temperatura média dos efluentes do reator UASB e FA ao longo do período de operação não variaram numa faixa desfavorável à digestão anaeróbia. As variações da temperatura ambiente, apresentadas durante todo o período do experimento não demonstraram ter influenciado nos resultados dos ensaios, visto que o sistema de tratamento com o reator UASB em Y + FA foi montado e conduzido em ambiente coberto e fechado, atenuando as variações bruscas de temperaturas provocadas pelas intempéries.

o pH no ensaio 1 e 2 permaneceram próximos à faixa da neutralidade. Os valores médios das eficiências de remoção global de DQO total nos ensaios 1 e 2 foi de 83%. Já os valores médios de remoção global de DQO filtrada nos ensaios 1 e 2 foram de 44,5% e 72% respectivamente indicando que no ensaio 1 havia bastante matéria orgânica inerte no afluente. Verificou-se no ensaio 1 e 2 que houve redução de AVT, o que indica que está havendo um consumo dos ácidos orgânicos pelas bactérias. A relação Al/AP no ensaio 1 foi menor que no ensaio 2, o que sugere uma estabilidade maior, no entanto no ensaio 2 notou-se melhor desempenho do sistema na remoção de matéria orgânica solúvel. Apesar do ensaio 2 ter tido uma remção de DQOf satisfatória, de acordo com a literatura, os valores da relação Al/AP estão muito altos, sugerindo instabilidade operacional. Nos ensaios 1 e 2 não houve produção significativa de gases durante o monitoramento.

CONCLUSÃO

O sistema de reator em y juntamente com FA funcinando a uma vazão de 2,2L/d e TDH de 7dias, ou seja no ensaio 2 se apresenta como uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias de processamento de pescado, já que oferece bons resultados de remoção e baixo custo de implantação, sendo importante mais estudos que comprovem sua eficiencia em escala real.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a UFMG e a FAPEMIG pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bruno, N. M. N. Desempenho de reatores anaeróbios horizontais com manta de lodo e de leito fixo, em série, tratando águas residuárias do beneficiamento do café por via úmida. Dissertação de mestrado. Universidade estadual paulista faculdade de ciências agrárias e veterinárias câmpus de jaboticabal.jaboticabal-sp, 2011.

CHERNICHARO, C.A.L.; Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios, 2ed. Belo horizonte: desa-ufmg, 2007, v.5, 379p.

CHOWDHURY, P; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – a review. Bioresource technology, essex, v.101, p. 239-449, 2010.

Tabela 1: Valores médios dos parâmetros de temperatura e ph no sistema e funcionamento do uasbnos ensaios 1 e 2

ENSAIO	VAZÃO L d ⁻¹		TDH (d)			TEMP °C			PH		AVT		AI/AP	
	UASB	FA	UASB	FA	EB	UASB	FA	EB	UASB	FA	UASB	FA	UASB	FA
1	1,67	1,67	4	3	24	24	23	6,7	6,8	7	157	82	0,42	0,66
2	2,2	2,2	3	2,2	20,5	20,9	20,6	6,3	6,4	6,8	47,8	48,8	1,87	1,44

Tabela 2 : . Valores médios dos parâmetros de DQOt , DQOf, SSVe SST no sistema UASB em Y+ FA.

ENSAIO	DQOT mg L ⁻¹			DQOF mg L ⁻¹			SSV mg L ⁻¹			SSF mg L ⁻¹		
	EB	UASB	FA	EB	UASB	FA	EB	UASB	FA	EB	UASB	FA
1	1089	299	187	126	69	70	553	237	139	497	212	126
2	3588	911	610	280	115	78	2159	427	461	2560	479,5	497

WATER FOOTPRINT OF CONVENTIONAL AND ORGANIC DAIRY PRODUCTION SYSTEMS

Palhares, J.C.P.*¹; Pezzopane, J.R.M.¹

¹Embrapa Southeast Livestock, Sao Carlos-SP-Brasil.

e-mail: julio.palhares@embrapa.br

ABSTRACT: The aim of this study were to assess the water footprint of both a conventional and an organic dairy production system and identified the components and processes that have the greatest water use in terms of green, blue, gray water, and virtual water. Additionally, it analyzed the impact of element on gray water footprint, and utilized indicators to evaluate the water scarcity. Green water footprint was the most significant contributor to the total footprint values. Virtual water represents from 39% to 57% of footprint value for the conventional and from 32% to 59% for the organic. The consumption of water for irrigation accounted for the greatest percentage of blue water, 95% for conventional and 96% for organic. The element used to calculate gray water footprint has a significant impact on its values. Footprints calculated having phosphorus as element were 1.5 and 1.9 times higher for conventional and organic, respectively. Both conventional and organic farms showed an equal green water scarcity index (1.1) and despite the two farms are located in places with high rainfall, they suffered green water scarcity The blue water scarcity index was 0.11 for conventional and 0.13 for organic. Study concluded that a product with a lower water footprint could be more damaging to the environment than one with a higher water footprint depending on water availability. The water footprint calculations evidenced the relation between animal nutrition and water efficiency. A precise nutritional management reduces green and blue water consumption and nutrient load in the effluent.

Key Words: effluent, nitrate, phosphorus, scarcity, water accounting.

INTRODUCTION

Professionals should promote animal systems that improve nutrient and water efficiency, and are resource-conserving. In this way, production systems will improve resilience and adaptability. The amount of water that is used in animal agriculture influences society's view of its environmental sustainability. Water challenges can no longer be solved within the livestock sector alone because the driving forces and the solutions often lie outside the livestock sector itself. Science and technology are necessary but not sufficient in understanding animal systems changes. Other political, economic, cultural, and ethical factors are also important. Gerber and Steinfeld (2010) multiple and effective options for mitigation exist in the livestock sector that would allow the reversion of current water-depletion trends: reduced water use, reduced depletion, and improved replenishment of the water resources through better land management. The water footprint information can help to reverse these trends, because it produces information about water consumed and the impact of the product in the quantity and quality of water.

The aim of this study were to assess the water footprint of both a conventional and an organic dairy production system and identified the components and processes that have the greatest water use in terms of green, blue, gray water, and virtual water. Additionally, it analyzed the impact of element on gray water footprint, and utilized indicators to evaluate the water scarcity. These were done following a water footprint method compliant with Water Footprint Network (WFN).

MATERIAL AND METHODS

The frame of reference is the year 2011 (January to December) for both of the examined systems. Details of each farm were based on process data from site visits, bookkeeping data, and dialogue with property managers. The male calves were leaving the farm 40 days after their birth. The lactation period was 305 days with an additional 60 day dry period to both farms. The replacement rate was not considered.

Type of facilities, pasture dry matter yield and its nutritional quality, the quality of concentrate feed, manure management, sources of environmental stress, crop production systems, and quality of workers were very similar between farms. The differences between the systems are in reproductive management and the genetic pattern and sale of animals.

The diets in both farms were formulated for milk yields and seasons and cover most of the production conditions from semi-intensive dairy systems. The ingredients of the conventional dairy diets were pasture, maize silage, soy bean meal, and maize. To organic were the same, replacing maize silage for sugar cane. Systems have a similar pasture irrigated area and the same irrigation system (conventional sprinkler) and water use efficiency (85%).

The green, blue, and gray water footprints were calculated based in Hoekstra et al. (2011).

Standardization was undertaken using the Energy Corrected Milk (ECM) method. ECM was developed to assess all cows on an equal basis for comparative purposes. To handle the co-product beef, the physical approach was followed in order to facilitate comparison with other studies (IDF, 2010).

Water scarcity is defined in this work being the ratio of water use to water availability. The resulting indicators are a measure of the proportion of water resources that have been allocated or are being consumed relative to the availability of water resources. Two indicators were considered to evaluate the impact of water footprints in the geographical areas comprising the conventional and organic systems. United Nations Environment Programme (2012) proposes a green water scarcity indicator. The blue water scarcity indicator provides an indication of the degree of violation or non-violation of environmental flow requirements. Calculation was based in Hoekstra et al. (2012).

RESULTS AND DISCUSSION

Water footprints values are presented in Table 1. Virtual water calculated based on nitrate represents 57% (456,952 m³/year) of footprint value for the conventional and 59% (199,264 m³/year) for the organic. Based on total phosphorus, virtual water accounted for 39% (450,079 m³/year) for the conventional and 32% (198,345 m³/year) for the organic.

Green water has larger contribution compared to blue and grey water use irrespective of the production systems. Feed production is the largest use of water in a livestock system. This situation can be understood as an opportunity to improve the agriculture water use efficiency and promote the integration between agriculture and livestock. It is necessary to focus on efficient feedstock production and conversion of feedstock into livestock products.

The consumption of water for irrigation accounted for the greatest percentage of blue water. High resource input, predominantly irrigated, has higher impact on blue water resources. These results are important mainly for regions and catchments where there is more competition over blue water. In this situation agriculture should demonstrate the use of resources in an efficient way. Drinking water use rates per year per head were 17.4 m³ and 11.3 m³ per year per head for conventional and organic, respectively. These results show the impact that production system has on blue water demand. Comparisons should be made considering the technological level and management of each system.

Results show the impact that element considered to calculate gray water have in the footprint value and the importance of production system management to generate an effluent with low nutrient load. Gray water results should be analyzed considering the environmental

law of each country. In Brazil the effluent total phosphorus concentration allowed to dispose in water sources is restrict. Countries with low total phosphorus daily load should demonstrate similar water distribution between green, blue and gray.

Both conventional and organic farms showed an equal green water scarcity value. It means that systems are using 10% more green water availability to produce feed. This situation did not affect the feed production and milk yield, because both farms used irrigation.

The blue water scarcity indicator was 0.11 for conventional and 0.13 for organic. It means that the conventional dairy farm consumed 11% of available blue water in the reference year and organic 13%. The transition to water stress occurs at 0.2 and moves from stress to scarce at 0.4. Results showed that the farms did not have a stress condition.

Results demonstrated that a product with a lower water footprint could be more damaging to the environment than one with a higher water footprint depending on water availability. The conventional system consumed more blue water than the organic system, at 61,308 m³/year and 39,967 m³/year, respectively. But the conventional farm had more superficial and ground water availability, so the impact of water consumed and footprint was lower.

CONCLUSIONS

Results demonstrate that care must be taken when analyzing water footprint values. The footprint for each element used to calculate gray water resulted in different interpretations. Furthermore, results represent each production system, so forecasts for other conventional or organic systems should be made carefully considering similar production characteristics. Because of it, results cannot support the consequences in changing the conventional or the organic production system regarding the use of water. The more efficient water use depend on productions factors and water availabilities that are specific to each system. Independently the type of production system, results supports managements that can promote the water efficiency.

This study presents the first water footprint of brazilian dairy using data for specific production systems. It identified resource use and water scarcity indexes associated with two dairy production systems. These highlight the importance of the results to change the actual situation that is to understand water as an abundant input; produce default values that can be use in others studies; and promote a water culture in the livestock science.

REFERENCES

- Gerber, P. J., Steinfeld, H. The global environmental consequences of the livestock sector's growth. International Dairy Federation. Environmental issues at dairy farm level. Bull. Int. Dairy Fed. Ser. n. 443, 3. 2010.
- Hoekstra, A.Y., Mekonnen, M.M., Chapagain, A.K., Mathews, R.E., Richter, B.D. Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. PLoS One, v.7, e32688, p://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0032688. 2012.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. Earthscan, London, UK. 2011.
- International Dairy Federation (IDF). A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector.
- United Nations Environment Programme. Measuring Water Use in a Green Economy. A Report of the Working Group on Water Efficiency to the International Resource Panel, McGlade, J., et al. http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/Measuring_Water.pdf. 2012.

Table 1. Water footprints of conventional and organic dairy production systems.

Green Water		
	Conventional	Organic
Pasture (m ³ /year)	209,908 (28.9%) ¹	57,046 (19.7%) ¹
Maize to silage (conventional)/Sugar cane (organic) (m ³ /year)	61,744 (8.5%) ¹	34,930 (12.0%) ¹
Maize to feed (m ³ /year)	372,828 (51.3%) ¹	153,031 (52.8%) ¹
Soybean (m ³ /year)	81,457 (11.2%) ¹	44,942 (15.5%) ¹
Volume consumed (m ³ /year)	726,142	290,005
Green water footprint (L/kg ECM/year)	884	702
Blue Water		
	Conventional	Organic
Animal drinking (m ³ /year)	2,786 (4.5%) ²	1,591 (4.0%) ²
Irrigation (m ³ /year)	58,523 (95.5%) ²	38,376 (96.0%) ²
Volume consumed (m ³ /year)	61,308	39,967
Blue water footprint (L/kg ECM/year)	75	97
Gray Water		
	Conventional	Organic
Volume consumed (nitrate) (m ³ /year)	2,959	3,546
Volume consumed (phosphorus) (m ³ /year)	380,408	293,630
Nitrate gray water footprint (L/kg ECM/year)	3.6	8.6
Phosphorus gray water footprint (L/kg ECM/year)	463	711
Water Footprint (Nitrate)		
	Conventional	Organic
Volume consumed (m ³ /year)	790,410	333,518
Volume of milk (kg ECM/year)	770,610	308,829
Allocation factor	0.94	0.75
Water footprint (L/kg ECM/year)	962	808
Green water footprint (%)	91.9	87.0
Blue water footprint (%)	7.8	12.0
Gray water footprint (%)	0.4	1.0
Water Footprint (Phosphorus)		
	Conventional	Organic
Volume consumed (m ³ /year)	1,167,859	623,602
Volume of milk (kg ECM/year)	770,610	308,829
Allocation factor	0.938	0.747
Water footprint (L/kg ECM/year)	1,422	1,510
Green water footprint (%)	62.2	46.5
Blue water footprint (%)	5.2	6.4
Gray water footprint (%)	32.6	47.1
Water Scarcity Indexes		
	Conventional	Organic
Green Water Scarcity	1.10	1.10
Blue Water Scarcity	0.11	0.13

¹percentage of green water footprint

²percentage of blue water footprint

REDUÇÃO DA EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA SUINOCULTURA UTILIZANDO-SE REÚSO DE EFLUENTES

Bortoli, M.*¹; Kunz, A.^{2,3}; Cunha, A.Jr.²; De Prá, M.C.⁴; Maroneze, M.M.⁵; Soares, H.M.⁶

*UTFPR-Francisco Beltrão-SC-Brasil*¹*

Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil²

PGEAGRI/CCET-Unioeste- Cascavel-PR-Brazil³

PPGENQ-UFSC, Florianópolis-SC-Brasil³

Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil⁴

PPGCTA-UFSM, Santa Maria-RS-Brasil⁵

UFSC-Florianópolis-SC-Brasil⁶

e-mail: marcelobortoli@utfpr.edu.br

RESUMO: Os Sistemas de Produção de Animais Confinados (SPACs) têm sofrido fortes pressões, relacionadas aos impactos ambientais causados pela geração de grandes quantidades de efluentes e o consumo elevado de água. Buscando alternativas para a diminuição desses impactos, o tratamento e o reúso dos efluentes tratados surgem como alternativas para viabilizar, ambientalmente, os SPACs. Os processos para remoção de nitrogênio conhecidos, ainda geram efluentes com nitrato (NO_3^-) residual, e o reúso desses efluentes tratados, na limpeza das instalações suinícolas, propicia condições para que ocorra a redução do NO_3^- a N_2 por micro-organismos desnitrificantes. Todavia, pouco se sabe sobre os reais ganhos e impactos que a prática do reúso desses efluentes pode causar, principalmente com relação às emissões de gases de efeito estufa (GEE). Com o exposto, buscou-se com esse trabalho responder, principalmente, o efeito do aporte de NO_3^- em dejetos de suínos sobre as emissões de GEE provenientes dessa prática. Foram avaliadas as influências da temperatura e da relação carbono orgânico solúvel (COS)/nitrogênio ($\text{N-NO}_x = \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) na emissão de gases de efeito estufa durante a simulação do reúso em escala de laboratório. Os resultados obtidos demonstram que ao realizar a inserção de NO_3^- nos dejetos de suínos obteve-se ganho ambiental com a diminuição da emissão de GEE. Ao promover a desnitrificação heterotrófica, com o possível reúso de efluentes nas instalações suinícolas, reduziu-se acima de 90% a emissão de GEE durante a estocagem dos dejetos.

PALAVRAS-CHAVE: desnitrificação heterotrófica, nitrato, óxido nitroso.

REDUCING OF GREENHOUSE GASES EMISSION IN SWINE FARMING BY WASTEWATER REUSE

ABSTRACT: Concentrated Animal Feeding Operations (CAFOs) have a can generate a strong environmental pressure caused by the large generation of effluents and the high water consumption. Searching for alternatives to reduce these impacts, treatment and reuse of swine wastewater emerge as viable alternatives to the CAFOs. The current processes for nitrogen removal still generate effluents with residual nitrate, and the reuse of these effluents in cleaning facilities provides conditions for nitrate reduction to nitrogen gas by denitrifying bacteria. However, there are few information about the real benefits and impacts that the reuse practice can cause on emissions of greenhouse gases (GHG). In this way, the aim of this study was to evaluate the nitrate effect in swine manure on GHG emissions from reuse. The influences of temperature and soluble organic carbon/nitrogen ($\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}$) ratio were evaluated in the emission of greenhouse gases during reuse simulation in laboratory scale. The results show that with the nitrate addition in swine manure it is possible to decrease GHG emissions. The heterotrophic denitrification, with the possible reuse of wastewater on swine facilities, GHG are reduced over 90% during storage manure.

Key Words: heterotrophic denitrification, nitrate, nitrous oxide.

INTRODUÇÃO

A tecnificação da cadeia produtiva de suínos trouxe consigo a concentração e o aumento de escala dos Sistemas de Produção de Animais Confinados (SPACs). Essa expansão da produção incrementou ainda mais a pressão sobre os recursos naturais, principalmente recursos hídricos.

Com relação aos dejetos, existem diversos sistemas de alta eficiência de remoção de matéria orgânica para o tratamento desses efluentes, porém, a maioria desses sistemas tem baixa eficiência para remoção de nitrogênio. Dentre as técnicas para remoção de nitrogênio, as mais utilizadas são baseadas no processo de nitrificação-desnitrificação. Esses processos são eficientes para remoção de nitrogênio, porém, ainda geram um efluente rico em nitrogênio na forma de nitrato, atingindo concentrações de até $250 \text{ mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ (BORTOLI, 2010).

Dentro desse contexto, a suinocultura também é consumidora de grandes volumes de água, tendo seus valores variados de acordo com a fase produtiva (PALHARES, 2011). Na fase de crescimento e terminação o consumo de água pode chegar a $10,4 \text{ L animal}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (TAVARES, 2012), já para unidades produtoras de leitões em granjas comerciais pode chegar a $20 \text{ L matriz}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (WARD; McKAGUE, 2007). Isto aponta para a necessidade de ações para racionalizar a utilização da água nos sistemas produtivos de suínos.

Dessa forma, uma alternativa para o uso racional da água na suinocultura é o reúso no sistema produtivo dos efluentes tratados. Caso esses efluentes sejam tratados por um sistema baseado no processo de nitrificação-desnitrificação, teriam baixa concentração de carbono orgânico, porém, elevada concentração de nitrogênio na forma NO_3^- . Uma vez retornado para dentro da instalação, o efluente rico em NO_3^- entraria em contato com os dejetos frescos de suínos, onde iniciaria um novo processo de desnitrificação utilizando a fonte de carbono ali contida (KUNZ *et al.*, 2012).

No entanto, existe uma lacuna de conhecimento sobre os reais impactos da reutilização desses efluentes tratados, ricos em NO_3^- , dentro das instalações, em se tratando das emissões atmosféricas, tanto de óxido nitroso (N_2O) como metano (CH_4), provenientes dessa prática.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os possíveis impactos do reúso de efluentes suínocolas ricos em nitrato (NO_3^-), na unidade de produção de suínos, observando as emissões de gases de efeito estufa (GEE), utilizando ensaios em escala laboratorial.

MATERIAL E MÉTODOS

Para observar o efeito da reutilização dos efluentes na higienização das instalações, foram executados ensaios cinéticos de consumo de NO_3^- em batelada em dejetos frescos de suínos. Os ensaios foram realizados com temperatura controlada em banho termostático, em frascos de forma retangular com 2 L de volume útil e volume de *headspace* de 0,45 L. Os ensaios tiveram duração de 48 horas. Para avaliar o efeito de sazonalidade, foram estudadas temperaturas de 10 °C, 18 °C e 25 °C, e para as relações carbono orgânico solúvel (COS)/nitrogênio ($\text{N-NO}_x = \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) foram estudadas relações 2, 3, 5, 10 e 20, para cada temperatura. Foi utilizado KNO_3 como fonte de N-NO_3^- nos experimentos.

Os dejetos foram coletados e armazenados por um período de sete dias, simulando o período de estocagem dentro das instalações, esse período de sete dias foi baseado no período recomendado como máximo ideal para estocagem de dejetos de suínos proposto por Kunz *et al* (2009). Após esse período de estocagem foi adicionada solução de KNO_3 como fonte de nitrato de acordo com a necessidade para estabelecer as relações COS/N-NO_x desejadas. Durante o período de estocagem foi monitorada a emissão de CH_4 , e a partir desse monitoramento foi estimada a emissão de CH_4 para o período de 48 horas, ou seja, estimativa da emissão correspondente ao oitavo e nono dias de estocagem.

Foram monitoradas as concentrações de CH_4 e N_2O no *headspace* dos reatores. As amostras eram coletadas de cada experimento em seringas de plástico de volume de 120 mL

com válvulas. Posteriormente, as amostras foram analisadas utilizando-se um analisador de gases por infravermelho fotoacústico (INNOVA 1412, Lumasense Technologies, Denmark).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente, observou-se que durante os experimentos de desnitrificação em dejetos ocorreu diminuição considerável na emissão de CH_4 , como pode ser visto na Tabela 1. Ao se fazer o balanço de massa em CO_2 equivalente, utilizando como base equivalências sugeridas pelo IPCC (2006), observa-se (Tabela 1) que na temperatura de 25 °C e relação COS/N-NOx igual ou superior a 3 existe uma expressiva redução na emissão de gases de efeito estufa (GEE).

Na temperatura de 18 °C observou-se que as maiores relações COS/N-NOx apresentaram redução na emissão de GEE de 31,2, 86,6 e 96,4%, para as relações COS/N-NOx de 5, 10 e 20, respectivamente. Para a relação COS/N-NOx de 3, observou-se balanço negativo, porém, baixo, sendo este de -4,9%. Já para a relação COS/N-NOx de 2, observou-se que o balanço se apresentou negativo, porém, mais de sete vezes maior que na temperatura de 25 °C, emitindo 141,5% mais CO_2 equivalente do que simplesmente a estocagem dos dejetos.

Quando se observa a temperatura de 10 °C nota-se que nessa condição somente a relação COS/N-NOx 20 teve um balanço positivo na emissão de GEE, quando comparado com a emissão durante o período de estocagem, sendo que para essa condição observou-se um ganho de 43,2% de redução da emissão de GEE. Nas relações COS/N-NOx restantes para temperatura de 10 °C, todas apresentaram balanço negativo na redução de emissão de GEE, emitindo na desnitrificação, até quinze vezes mais GEE que na estocagem dos dejetos sob a mesma temperatura.

Kunz *et al.* (2012) estudaram a inserção de efluente tratado com residual de NO_3^- nos dejetos, simulando uma hipotética situação de reúso, testando diversas proporções de efluente tratado e dejetos, e observaram relações C/N-NOx acima de 80. Por isso, acredita-se que relações COS/N-NOx inferiores a 10 dificilmente sejam atingidas em condições de reúso de água nas instalações suinícolas, uma vez que a prática já foi relatada na literatura com relações COS/N-NOx consideravelmente acima das estudadas.

Por fim, essa redução na emissão de GEE em CO_2 equivalente chegando a 98,3% com relação COS/N-NOx 20 e temperatura de 25 °C se mostrou extremamente positivas e significativas, além de apontarem para o importante ganho ambiental trazido com o reúso da água tratada na limpeza das instalações, que vai além da economia de água potável para uso pouco nobre.

CONCLUSÃO

Os resultados evidenciaram que com a relação COS/N-NOx 20 o balanço de emissão de CO_2 -Eq foi positivo para as três temperaturas estudadas. As reduções da emissão de GEE foram mais significativas para as temperaturas de 18 e 25 °C.

Com isso, observa-se que o reúso de efluentes tratados pode ser facilmente incorporado à cadeia produtiva de suínos, uma vez sendo atendidos níveis mínimos de tratamento sem maiores custos para o sistema produtivo, além de beneficiar o meio ambiente com a diminuição da captação de água de boa qualidade para usos pouco nobres.

Por fim, conclui-se que a prática de reúso com efluentes ricos em NO_3^- , além do já conhecido ganho ambiental proporcionado pela economia do recurso hídrico, se praticada da forma correta, garantindo relação COS/N-NOx acima de 20, pode reduzir consideravelmente a emissão de GEE e conseqüentemente os impactos ambientais da produção de suínos.

AGRADECIMENTOS

Agradecimento ao CNPq pelo apoio financeiro ao projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BORTOLI, M. **Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando à remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura.** 2010. 155 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- IPCC. The Science of Climate Change: Summary for Policymakers and Technical Summary of the Working Group I Report. **In: Second Assessment Report: Climate Change 1995**, p. 22, 1995.
- KUNZ, A., et al. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 1815-1818, 2009.
- KUNZ, A., et al. Nitrogen removal from swine wastewater by combining treated effluent with raw manure. **Sci. Agric.** v. 69, p. 352-356, 2012.
- WARD, D.; McKAGUE, K. Water requirements of livestock. **FactsSheet**. v. 5, p. 07-023, 2007.
- PALHARES, J. C. P. O manejo hídrico na produção de suínos. 2011. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/905188/1/Aguasuinios.pdf> Acesso em 05 de Novembro de 2014.
- TAVARES, J. M. R. **Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura.** 2012. 230 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Tabela 1. Emissões de CH₄ e N₂O durante o processo de desnitrificação em dejetos.

Relação COS/N-NOx	Temp. (°C)	CH ₄ estimado a ser emitido na estocagem (mgCH ₄)*	CH ₄ emitido na desnitrificação em dejetos (mgCH ₄)*	N ₂ O emitido na desnitrificação (mgCO ₂)*	Redução na emissão de GEE (% CO ₂ Eq.)*
2,03	25	156,5	1,23	3879	-18,8
3,10	25	156,5	1,87	1851	42,5
4,94	25	156,5	1,92	853,0	72,8
9,87	25	156,5	1,66	165,0	93,9
19,16	25	156,5	0,60	20,9	98,3
2,07	18	43,43	0,86	2185	-141,5
2,94	18	43,43	0,92	937,0	-4,89
5,10	18	43,43	0,72	613,0	31,2
9,86	18	43,43	0,75	106,7	86,6
20,77	18	43,43	0,61	19,8	96,4
2,07	10	0,661	0,04	227,0	-1538
3,00	10	0,661	0,17	146,3	-979,6
5,14	10	0,661	0,09	101,2	-642,6
10,40	10	0,661	0,04	27,5	-104,1
20,59	10	0,661	0,01	7,70	43,2

*Para efeito de cálculo foram utilizadas equivalências sugeridas pelo IPCC (1995) onde 1 gCH₄ = 21 gCO₂ equivalente e 1 gN₂O = 310 gCO₂ equivalente.

AVALIAÇÃO DE ARRANJO TECNOLÓGICO PARA TRATAMENTO DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS POR COMPOSTAGEM E PRODUÇÃO DE FERTILIZANTE ORGÂNICO

Martini, R.¹; Turmina, L.²; Oliveira, P.A.V.³

¹Analista da Embrapa Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil;

²UnC, Concórdia- SC- Brasil; ³ Pesquisador Embrapa Suínos e Aves, Concordia-SC-Brasil;

e-mail: rosemari.martini@cnpisa.embrapa.br

RESUMO: A suinocultura é uma das principais atividades econômicas da região sul do Brasil com destaque para o oeste de SC. A produção intensiva de suínos geram grandes quantidades de dejetos trazendo grande preocupação à sociedade no que concerne a sustentabilidade ambiental desta atividade. Nas propriedades rurais que não possuem área agrícola suficiente para reciclagem dos dejetos como fertilizantes na agricultura, a atividade suinícola se viabiliza com a implantação de um sistema de tratamento que mitigue o potencial poluidor do efluente gerado. Entre as tecnologias atualmente disponíveis para este fim, está a compostagem dos dejetos líquidos de suínos. Esta tecnologia vem sendo adotada pelos suinocultores com bons resultados. Foram acompanhadas 06 granjas de suínos no oeste de Santa Catarina, que possuem unidades de compostagem para o tratamento dos efluentes. Os resultados médios observados do composto orgânico gerado na compostagem foram os seguintes em termos de NTK, Ptotal, Kt e Ct; 28,64±1,08; 32,27±2,2; 17,42±1,05 e 0,49±0,02 g/Kg, respectivamente.

Palavras-Chave: suinocultura, dejetos de suínos, resíduos, compostagem.

VALIDATION OF ARRANGEMENT FOR TECHNOLOGICAL TREATMENT OF SWINE MANURE FOR COMPOSTING AND PRODUCTION OF ORGANIC FERTILIZER

ABSTRACT: Swine production is a major economic activity in southern Brazil, mainly in West of Santa Catarina State. However the production of large amount of pig manure brings great concern to society regarding environmental sustainability of this activity. On farms where there are no enough available areas to use waste as fertilizer the swine production just can be installed with the implementation of a treatment system to mitigate the potential of pollution of the wastewater generated. Composting the pig slurry is one of the technologies currently available for this purpose. Nowadays composting has been adopted by pig farmers with good results. In this work six farms that have composting units for the treatment of effluents were monitored. The average results of the organic compost produced in terms of NTK, Ptotal, Kt and Ct were: 28.64 ± 1.08; 32.27 ± 2.2; 17.42 ± 1.05 and 0.49 ± 0.02 g / kg, respectively.

Key Words: pig farming, pig manure, waste, composting

INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma das principais atividades econômicas da região sul do Brasil e especialmente da região oeste de SC. No entanto, a produção de grandes quantidades de efluentes (dejetos líquidos de suínos) traz grande preocupação à sociedade no que concerne a sustentabilidade ambiental desta atividade. Nas propriedades rurais que não contam com área agrícola suficiente para reciclagem dos dejetos como fertilizantes na agricultura, há a necessidade da implantação de um sistema de tratamento para mitigar o

seu potencial poluidor. Entre as tecnologias atualmente disponíveis para este fim, está a compostagem dos dejetos líquidos de suínos. Esta tecnologia vem sendo adotada pelos suinocultores com bons resultados. Quando bem conduzida, ao final do processo de compostagem, obtém-se um fertilizante orgânico humificado, com baixa umidade e alta concentração de nutrientes. A compostagem de resíduos orgânicos é um procedimento conhecido, sendo este processo utilizado por antigas civilizações, como um método natural de reciclagem dos nutrientes. Em função do calor gerado, o processo de compostagem é capaz de evaporar praticamente toda a água contida nos dejetos reduzindo significativamente o volume na biomassa do composto, valorizando os dejetos como fertilizantes orgânicos e viabilizando o transporte para outras regiões (OLIVEIRA, 2003, 2011). A compostagem consiste no processamento dos dejetos suínos misturado a um substrato rico em carbono (serragem) onde a fração orgânica do mesmo é decomposta biologicamente, sob condições controladas, até atingir um estado no qual a biomassa possa ser manuseada, transportada, armazenada e/ou usada como fertilizante orgânico. O sistema de tratamento via compostagem dos resíduos da suinocultura é uma prática que vem crescendo entre os criadores de suínos na Europa (PAILLAT et al., 2005). Esta técnica foi desenvolvida principalmente para a agricultura orgânica para substituir o uso de fertilizantes minerais. Atualmente, ela vem sendo empregada pelos suinocultores localizados em zonas geográficas cujas águas estão fortemente poluídas por nitrato e por determinação da legislação torna-se impossível à ampliação de novas criações (ROBIN et al. 2006). A compostagem é uma tecnologia que depende essencialmente de um bom manejo do sistema. Para que o processo se torne eficiente é necessário que esta tecnologia seja validada nas granjas que a adotam, visando garantir a qualidade do fertilizante orgânico produzido em atenção às normas de MAPA que regulam a qualidade dos fertilizantes orgânicos (IN 25/2009 e IN 27/2006).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o arranjo tecnológico desenvolvido para o tratamento dos dejetos suínos via processo de compostagem e a produção de fertilizante orgânico. Foram selecionadas 6 granjas que utilizam o sistema de compostagem para tratamento dos dejetos suínos e uma fábrica de fertilizantes que executa o beneficiamento e envase do produto para sua comercialização, oferecendo garantias de qualidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram acompanhados, semanalmente, 6 granjas produtoras de suínos localizadas no oeste de Santa Catarina, nos anos de 2013/2014, durante 1 ano e 7 meses, sendo finalizados em abril de 2014, tabela 1. Durante o período de acompanhamento, foram medidas as temperaturas de biomassa na leira de compostagem, coletadas amostras para análise físico-químico do composto e dos dejetos suínos. Os parâmetros físico-químicos analisados foram: Matéria seca (MS), Matéria Orgânica, Matéria Mineral (MM), Nitrogênio (NTK), Fosforo (Ptotal), Potássio (Ktotal) e Carbono Total (Ct). Em cada unidade de compostagem foram coletadas amostras composta no perfil vertical na altura da leira, totalizando 3 (três) por unidade e 1 (uma) de dejetos líquido. Também foram observados os volumes de dejetos líquidos aplicados nas leiras durante o período de compostagem. Monitorado o volume aplicado de dejetos para saber se estava de acordo com a biomassa existente na leira. Os parâmetros analíticos foram realizados de acordo com (STANDARD METHODS.1995 e AOAC. 2000), no Laboratório da Embrapa Suínos e Aves – SC.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No processo de compostagem a temperatura é um dos parâmetros crítico. No gráfico 1, podemos observar que nas unidade de compostagem 1 e 6 foram registrados valores médios de 45°C, no entanto, todas as unidades de compostagem atingiram temperaturas

acima de 60°C no período de impregnação, o que indica uma possibilidade de eliminação de microrganismos e a evaporação da água contida nos dejetos.

Comparando-se as unidades de compostagem, tabela 3, podemos observar que a maior concentração de nutrientes NTK no fertilizante orgânico final ocorreu na unidade 4, no entanto, observa-se que para o Ptotal e o Ct foi a unidade 5 que apresentou as maiores concentrações. Já para o fertilizante orgânico observamos que a tecnologia de compostagem é promissora, com destaque para a unidade 05, onde se obteve valores médios mais elevados quando comparados com as outras unidades, tabela 3.

Nas amostragens realizadas durante a produção do fertilizante orgânico, na fábrica, obtivemos como resultados médios de 28,64±1,08; 32,27±2,2; 17,42±1,05 e 0,49±0,02 g/Kg de NTK, Ptotal, Kt e Ct, respectivamente, sendo satisfatórios.

CONCLUSÃO

Os resultados analíticos e o monitoramento realizado demonstraram que a tecnologia é viável para o tratamento dos dejetos suínos. Os resultados obtidos apontam para a necessidade da capacitação dos produtores quanto adoção da tecnologia de compostagem. A comercialização do fertilizante orgânico, gerado nas propriedades, pode ser uma fonte de renda extra para o produtor.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Embrapa Suínos e Aves e a SEARA (Grupo JBS) pelo suporte técnico e a coleta de informações juntos aos integrados e a FAPESC pelo apoio financeiro ao projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS – AOAC. Official methods of analysis. V. 1.16th ed. Arlington, AOAC, 2000.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION- APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th. ed. New York, APHA, WWA, WPCR, 1995.

PAILLAT, J.-M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P., 2005. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon & nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmos. Environ.* 39, 6833–6842.

ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LELEU, C.; RAMONET, Y.; PAILLAT, J.-M., 2006. Protocole de mesure simplifiée des émissions gazeuses en élevage. UMR Sol Agronomie Spatialisation/INRA.Rennes.22p.(disponível em <http://www.rennes.inra.fr/umrsas/cnouv1.htm>)

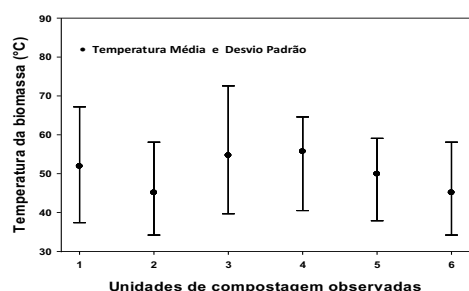


Gráfico 1. Temperaturas médias (°C) da biomassa registrada nas leiras de compostagem, durante o período experimental.



Figura 1. Dejeito suíno sendo impregnado na leira de compostagem.

Tabela 1. Características produtivas das granjas de suínos.

Unidade	Tipo produção	Nº Suínos/Matrizes	Compostagem (m ³)	Área Agrícola (ha)
1	UPL	2.400	1.568	8
2	UPL	2.120	1.096	40
3	UPL	920	1.320	12
4	UT	4.200	1.321	10
5	UT	1.400	564	3
6	UT	4.200	1.287	5

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físico-químico analisados nos dejetos suínos, coletados durante o período experimental.

Unidade	N_NH ³ (g/L)	NTK (g/L)	P_total (g/L)	K_total (g/L)	C_total (g/L)
1	2,2±1,0	3,5±1,9	0,9±0,4	1,7±0,9	14,9±9,1
2	2,3±0,58	3,5±1,07	1,7±1,39	1,0±0,09	14,1±11,49
3	1,2±0,56	2,1±1,04	0,6±0,42	0,6±0,41	8,5±5,14
4	2,9±1,10	5,0±1,53	1,3±0,47	2,3±0,68	21,3±10,62
5	3,0±1,11	4,7±1,56	2,2±1,47	1,8±0,78	33,6±16,63
6	2,3±0,43	3,5±0,39	0,9±0,29	1,3±0,40	13,0±4,65

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físico-químico analisados nos compostos coletados durante o período experimental.

Unidade	MS (%)	CZ (%)	(NTK) ¹ (g/Kg)	P_Total ¹ (g/Kg)	K_Total ¹ (g/Kg)	C_total (g/Kg)
1	28,6±2,94	5,5±2,21	16,1±2,06	9,1±3,21	11,8±4,87	383,5±69,29
2	28,1±1,9	4,0±1,42	11,1±3,24	16,1±7,97	5,2±1,74	416,5±69,63
3	27,2±4,18	3,6±1,56	13,9±5,35	6,4±3,67	7,9±3,68	413,9±69,64
4	25,9±2,74	3,7±1,19	20,9±5,76	11,3±4,36	13,8±5,25	412,5±66,83
5	24,1±3,49	2,4±0,98	16,7±4,56	95,1±13,97	13,9±5,76	413,5±71,87
6	26,6±1,58	2,6±0,57	7,9±1,21	6,3±2,32	5,1±1,3	420,0±79,78

¹Resultados expressos na matéria seca.

ALTERAÇÕES NA BIOMASSA MICROBIANA E NO pH DO SOLO APÓS APLICAÇÃO DE CINZA DE BIOMASSA E CULTIVO DE PASTAGENS ANUAIS

Hanisch, A.L.*¹; Fonseca, J.A.¹

¹Pesquisadoras da Epagri Estação Experimental de Canoinhas, Canoinhas-SC-Brasil.
e-mail: analucia@epagri.sc.gov.br

RESUMO: O objetivo deste experimento foi avaliar o efeito da aplicação de cinza de biomassa sobre o pH e a biomassa microbiana do solo. Utilizou-se delineamento experimental em blocos casualizados, com quatro repetições e seis tratamentos: 0, 40, 80, 120 e 160 t/ha de cinza de biomassa, mais um tratamento referência apenas com calcário dolomítico. Todas as doses foram incorporadas ao solo por preparo convencional. Após a aplicação dos tratamentos foram semeadas na área as culturas da aveia branca (*Avena sativa*) no inverno do milheto (*Pennisetum glaucum*) no verão. Para analisar os efeitos da cinza de biomassa sobre a biomassa microbiana e sobre o pH foram realizadas amostragens em duas datas: dezembro de 2012 e junho de 2013, na camada de 0-20cm de profundidade. Não foram encontrados efeitos dos tratamentos sobre a biomassa microbiana em nenhuma data. Houve efeito linear das doses de cinza de biomassa para o pH do solo, sendo que com a dose de 40 t/ha ocorreu o mesmo efeito sobre o pH que na dose recomendada de calcário, na primeira avaliação. Os resultados indicam que é possível a utilização da cinza de biomassa como produto corretivo do solo, com aumento do pH do mesmo até a dose de 120 t/ha, sem prejuízo à biomassa microbiana do solo em área com cultivos de pastagens anuais.

Palavras-chave: acidez do solo, aveia, indicadores microbiológicos, milheto

CHANGES IN SOIL MICROBIAL BIOMASS AND PH AFTER APPLICATION OF BIOMASS ASH IN ANNUAL PASTURE CROP

ABSTRACT: The objective of this experiment was to evaluate the effect of biomass ash on pH and microbial biomass in the soil. Was used a randomized block design with four replications and six treatments: 0, 40, 80, 120 and 160 t/ha of biomass ash, plus a reference treatment with dolomitic limestone. All doses were incorporated into the soil by conventional tillage. After the treatments application were sown in the field of culture in winter oat (*Avena sativa*) and pearl millet (*Pennisetum glaucum*) in the summer. To analyze the effects of biomass ash on microbial biomass and the pH samples were taken from two dates: December 2012 and June 2013, in the 0-20 cm depth layer. No effects on the microbial biomass were found in any date. There was a linear effect on soil pH and with the dose of 40 t/ha biomass ash had the same effect as the recommended dose limestone in the first evaluation. The results indicate that the use of biomass ash as corrective ground product with the same pH increase until a dose of 120 t / ha subject to microbial biomass in an area with annual pasture crop is possible.

Key Words: soil acidity, oat, microbiological indicators, pearl millet

INTRODUÇÃO

A cinza de biomassa é o produto resultante da queima de biomassa florestal em caldeiras como parte da matriz energética do setor de papel e celulose no Brasil. Sua disposição adequada no ambiente é uma preocupação constante por parte do setor e entre

as possibilidades está seu uso como condicionador do solo e como fonte de nutrientes para cultivos de hortaliças, espécies florestais e pastagens (DAROLT et al., 1993; SILVA et al., 2009; HANISCH e FONSECA, 2014).

Sua utilização como fertilizante tem contribuído para melhoria das características químicas do solo, com elevação dos teores de K, P, Ca e S com a aplicação de doses até 10 t/ha do produto, sem, no entanto, alterar o pH do solo (HANISCH e FONSECA, 2014). Maeda et al. (2008) por outro lado observaram elevação do pH com a aplicação de doses acima de 40 t/ha. Com a maior disponibilidade desse produto em SC atualmente, o foco do setor tem sido o uso da cinza leve de biomassa também como fonte de corretivo de solo.

Apesar da cinza de biomassa ser um produto pobre em nitrogênio, as alterações que ocorrem no solo após a sua aplicação podem influenciar a atividade biológica de microorganismos do solo, sendo ainda pouco avaliadas em condições de campo. Para Chaer & Tótola (2007), os indicadores microbiológicos podem ser de grande importância na avaliação precoce de eventuais efeitos adversos do manejo sobre a qualidade do solo, o que permite a adoção antecipada de medidas corretivas ou de controle, além de permitir identificar o que ocorre com o sistema de manejo em curso, ou seja, se contribui para aumentar ou diminuir a sustentabilidade do sistema de produção.

Considerando-se a possibilidade de uso de quantidades mais elevadas do produto com o propósito de corretivo de solo, este experimento buscou avaliar o efeito da aplicação da cinza de biomassa em áreas cultivadas com pastagens anuais sobre o pH no solo e sobre as alterações na atividade microbiana.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no município de Papanduva, SC (26°22'17"S; 50°16'17"W; altitude de 800 m; clima Cfb), em um Cambissolo. Foi utilizado delineamento experimental de blocos completos casualizados, com quatro repetições e seis tratamentos compostos por cinco doses de cinza de biomassa: 0, 40, 80, 120 e 160 t/ha (equivalentes a 0, 44, 88, 133 e 185% da recomendação pelo iSMP para elevar o pH do solo a 5,5) mais um tratamento referencial apenas com calcário dolomítico para a mesma recomendação. A área experimental foi formada por parcelas de 5x5 m. Alguns atributos da cinza de biomassa (em g/kg): C orgânico= 40; N= 0,4; CaO= 41; MgO= 23; K₂O= 29; P₂O₅= 9; PRNT= 11%; pH_{água}= 10,2. A cinza foi incorporada ao solo através de preparo convencional até a profundidade de 20 cm, em junho de 2012. Logo após a aplicação dos tratamentos foi semeado aveia branca (*Avena sativa*) cv. IPR 126, que permaneceu em livre crescimento até o florescimento pleno, quando foi cortada e retirada da área. Em novembro de 2012 foi semeado milho (*Pennisetum glaucum*) cv. comum, que foi manejado sob cortes, sempre que as plantas atingiam altura entre 60-80 cm.

O solo foi amostrado em dezembro de 2012 e em junho de 2013. Em cada época foram coletadas cinco sub-amostras por parcela, na camada de 0-20 cm, as quais formaram uma amostra composta por parcela, que foi imediatamente acondicionada em isopor contendo gelo, sendo encaminhadas para análise da biomassa microbiana do solo (BMS) estimada pelo método da respiração induzida pelo substrato (LIN e BROOKES, 1996), em sistema estático. No momento das coletas da análise biológica de solo foram realizadas amostragens na mesma profundidade para determinação do pH_{água}. (TEDESCO et al., 1995).

Os dados foram submetidos à análise de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e variância pelo teste F utilizando-se os programas R e Sisvar e, quando constatada diferença entre tratamentos ao nível de 5% de probabilidade do erro, foi realizada análise de regressão, utilizando-se os modelos que melhor se ajustaram aos dados e ao fenômeno investigado. Para comparação entre as doses de cinza de biomassa e o tratamento referencial, foi realizado teste de Tukey para comparação de médias ao nível de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A cinza de biomassa foi efetiva em aumentar o pH do solo, sendo que na primeira avaliação houve efeito linear sobre o pH, que aumentou em média 0,2 pontos a cada 40 t de cinza de biomassa. A dose recomendada, de produto seco, em função da PRNT da cinza de biomassa para elevar o pH do solo a 5,5 foi estimada em 90t/ha. No entanto, seis meses após aplicação, foi observado com a dose de 40 t/ha de cinza o mesmo efeito sobre o pH que o do tratamento referência com calcário dolomítico (Figura 1). Esse resultado se deve em parte ao baixo teor de matéria orgânica da cinza de biomassa utilizada neste trabalho (em torno de 4%), que por sua vez é resultado do processo de queima da biomassa de uma forma mais eficiente, restando um produto final com maior conteúdo mineral e consequentemente, maior reatividade no solo. A tendência linear de aumento do pH do solo a partir das doses de 40t/ha da cinza leve de biomassa evidencia a eficiente ação do produto como corretivo.

Para Darolt et al. (1993) a elevação do pH do solo com o uso da cinza de biomassa pode ser atribuído principalmente à liberação de carbonatos pela reação da cinza com o solo, o que indicaria que quantidades crescentes de cinza aplicadas ao solo provavelmente permaneceriam reagindo com o tempo. Esse fato pode ser confirmado na segunda avaliação realizada aos 12 meses após a aplicação do produto, em que nas doses acima de 120 t/ha o pH do solo manteve-se em valores semelhantes ao observado com a aplicação do calcário (Figura 1).

Não foram verificadas diferenças significativas nas taxas de biomassa microbiana do solo com a aplicação das doses de cinza de biomassa em nenhuma das duas datas de avaliação (Figura 2). Embora tenham sido utilizadas doses altas do produto, a cinza de biomassa causou um nível de impacto bastante baixo à microbiota do solo, inclusive ao longo do tempo, uma vez que as taxas observadas em todas as doses do produto foram muito próximas às obtidas ao tratamento controle com o uso do calcário dolomítico (Figura 2), produto aceito universalmente no processo de melhoria da qualidade do solo.

De acordo com Cardoso et al. (2009) o C da biomassa microbiana é o atributo mais sensível às alterações impostas ao solo, o que possibilita avaliar a contribuição das práticas de manejo adotadas nos diferentes sistemas de cultivo, bem como perturbações sofridas pelos mesmos. De acordo com esse conceito é possível inferir que a aplicação da cinza de biomassa em doses até 160 t/ha não causou perturbações significativas na camada de 0-20 cm de solo a ponto de alterar negativamente as condições existentes em relação à biomassa microbiana.

CONCLUSÃO

Os resultados indicam que é possível a utilização da cinza de biomassa como produto corretivo do solo, com aumento do pH do mesmo até a dose de 120 t/ha, sem prejuízo à biomassa microbiana do solo em área com cultivos de pastagens anuais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CARDOSO, E. L. et al. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 6, p. 631-637, 2009.
- CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1381-1396, 2007.

DAROLT, M.A. et al. Cinza vegetal como fonte de nutrientes e corretivo de solo na cultura da alface. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.11, n.1, p.38-40, 1993.

HANISCH, A.L.; FONSECA, J.A. Efeito da adubação com cinza de biomassa sobre uma pastagem de *Hemarthria altissima* cv. Flórida cultivada em solo ácido. **Revista Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v.26, n.3, p.74-80, 2014.

LIN, Q.; BROOKES, P.C. An evolution of the substrate induced respiration method. **Soil, Biology & Biochemistry**, v. 31, n.14, p.1969-1983, 1999.

MAEDA, S. et al. Resposta de *Pinus taeda* à aplicação de cinza de biomassa vegetal em Cambissolo húmico, em vaso. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Curitiba, n.56, p.43-52, 2008.

SILVA, F.R. et al. Cinza de biomassa florestal: alterações nos atributos de solos ácidos do Planalto Catarinense e em plantas de eucalipto. **Scientia Agraria**, Curitiba, v.10, n.6, p.475-482, 2009.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. UFRGS: Depto. de Solos. Porto Alegre, 1995. 174p.

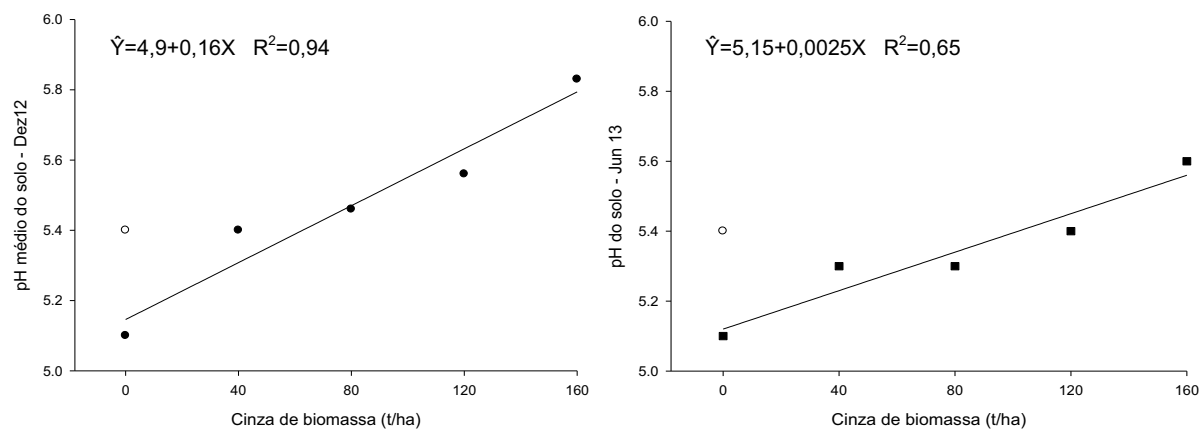


Figura 1. Valor de pH do solo, seis (●) e doze (■) meses após a aplicação de cinza de biomassa no solo. (○) calcário. ns = não significativo

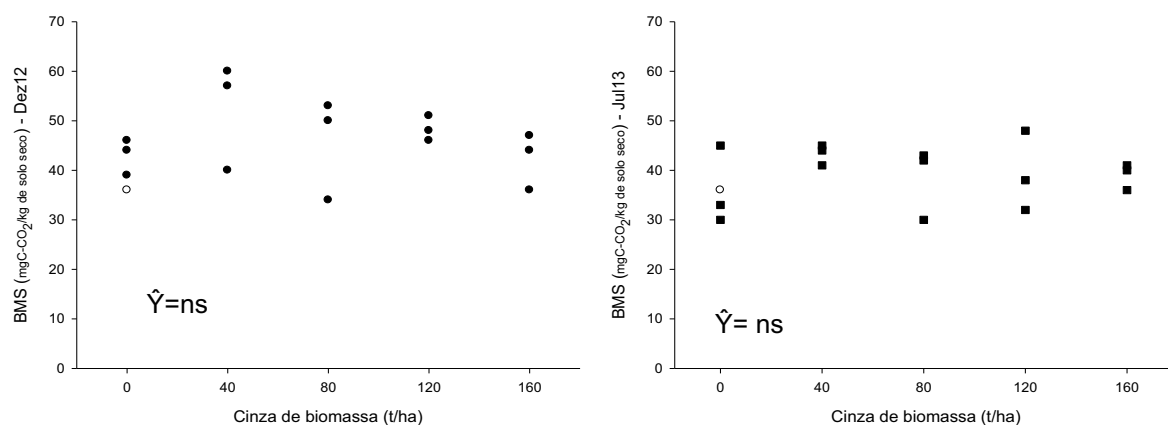


Figura 2. Valores de biomassa microbiana do solo (BMS) seis (●) e doze (■) meses após a aplicação de cinza de biomassa no solo. (○) calcário. ns = não significativo.

CHUMBO EM NITOSSOLO VERMELHO FERTILIZADO COM DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS, SOB SISTEMAS DE MANEJO DE FITOMASSA.

Montibeller, J.A.^{*1}; Amaral Sobrinho, N.M.²; Pandolfo, C.³; Veiga, M.³

*¹Mestrando UFRRJ, ²Professor UFRRJ, ³Pesquisador EPAGRI
e-mail: joaomontibeller@ufrj.br*

RESUMO

Micronutrientes adicionados à ração suína podem estar associados à presença de metais pesados no dejetos líquido de suínos (DLS). A dose e o tempo de aplicação, bem como o manejo da fitomassa cultivada, podem ser determinantes na dinâmica dos metais pesados no solo.

No presente trabalho são avaliadas as concentrações pseudototais de chumbo (Pb) em diferentes camadas de um nitossolo vermelho distrófico, após três aplicações de doses de DLS e cultivo de culturas anuais sob diferentes manejos de fitomassa.

Os teores desse elemento diferiram em função das camadas do solo avaliadas, das doses de DLS e dos manejos da fitomassa.

Palavras-Chave: Contaminação, Resíduos orgânicos, Suinocultura, Metais pesados.

LEAD IN RED NITOSSOL FERTILIZED WITH PIG SLURRY UNDER PHYTOMASS MANAGEMENT SYSTEMS

ABSTRACT

Micronutrients added to swine rations may be associated with heavy metals in the pig slurry (PS). The dose and time of application, as well as the management of cultivated phytomass, may be determinants of the dynamics of heavy metals in the soil.

In the present work, the pseudototal values of lead (Pb) in different layers of a Red Nitossol dystrophic, after three applications of doses of PS, and cultivation of annual crops under different phytomass managements, are measured.

The contents of this element differed according to the evaluated soil layers, the doses of PS and managements of phytomass.

Key Words: Contamination, Organic residues, Swine Breeding, Heavy metals.

INTRODUÇÃO

O dejetos líquido de suíno (DLS) pode conter metais pesados e, quando aplicado sistematicamente, pode elevar a concentração desses elementos no solo, inclusive em formas biodisponíveis, e mesmo ser introduzido na cadeia alimentar (Scherer, 1997; Simioni et al, 2002; Giroto, 2007; Mattias et al., 2010; Veiga et al., 2012).

Dentre os metais pesados, o Pb é considerado um dos mais tóxicos (ATSDR, 2007). Hugen (2010) observou valores de referência de 16,6 mg/kg de Pb em Nitossolos catarinenses. De acordo com a Resolução Conama 420 de 2009 (CONAMA, 2009), em solos agrícolas o valor de prevenção para o Pb é de 72 mg/kg e de investigação é de 180 mg/kg.

Com o objetivo de identificar relações entre os teores de elementos traço no solo e o aproveitamento de resíduos na agricultura, o presente estudo avaliou os teores pseudototais de Pb em um Nitossolo Vermelho distrófico, submetido a três aplicações de DLS, e cultivado com culturas anuais sob diferentes manejos de fitomassa.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido na Estação Experimental de Campos Novos (EECN) da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), localizada no km 342 da BR 282 (27°23'02"S, 51°13'29"O, 934m), Planalto Sul catarinense, em um Nitossolo Vermelho distrófico e clima Cfb de acordo com a classificação de Köppen (Pandolfo et al, 2002). Os tratamentos constaram de três intensidade de remoção de nutrientes que foram dispostos nas parcelas principais, com dimensões de 5 x 25m, e quatro doses de DLS nas subparcelas com 5 x 5m. O delineamento foi em blocos ao acaso com quatro repetições. As intensidades de remoção de nutrientes, representadas pelo manejo da fitomassa, foram: (a) remoção da massa verde das culturas de inverno e verão, simulando fenação e silagem respectivamente (FS); (b) cobertura do solo com as culturas de inverno e remoção da massa verde das culturas de verão (simulando silagem) (CS); e (c) manutenção da palha das culturas de inverno (cobertura do solo), e remoção dos grãos da cultura de milho (CG). As aplicações de DLS, oriundo de esterqueiras de suínos em fase de terminação, foram realizadas no outono e na primavera, com as seguintes doses: a) Testemunha, sem aplicação de DLS (E000); b) 25 (E025); c) 50 (E050); e d) 100 (E100) m³/ha/ano.

As fertilizações e os cultivos se iniciaram na primavera de 2009 e foram cultivadas Tifton+Feijão (Guará)/Aveia (branca e preta)+Azevém/Milho. O solo foi amostrado no ano de 2011, após três aplicações de DLS, em seis camadas (0 – 2,5; 2,5 – 5; 5 – 10; 10 – 20; 20 – 40; 40 – 80 cm). No laboratório as amostras foram secas em estufa a 65 oC, trituradas, peneiradas com peneira de malha de 2 mm (nº10 ABNT) e homogeneizadas. Após, realizou-se a digestão das amostras com o Digestor MARS Xpress®, pelo método da EPA 3051A (USEPA, 2007), determinando-se os teores de Pb nos extratos por espectrofotometria de absorção atômica.

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa SAS. As médias foram submetidas à análise de variância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações de chumbo no solo diferiram entre os sistemas de manejo, doses de DLS aplicadas, profundidades e suas interações (tabela 1). Houve diferença entre as doses na maioria das camadas de solo, nos sistemas de manejo (tabela 2). Os teores de Pb nas diferentes camadas são apresentados na figura 1, verificando-se que os teores encontrados nas doses foram superiores aos de E000 (testemunha).

Os menores teores de Pb foram observados no manejo FS (figura 1), que proporciona maior exportação de nutrientes em relação aos demais. Neste sistema, os teores médios permaneceram próximos aos do controle (11,6 mg/kg), enquanto nos demais sistemas os teores médios se afastaram e superaram 15,0 mg/kg, ultrapassando o valor de referência apresentado por Huguen (2010) nas doses mais elevadas (E050 e E100). Entretanto, não se aproximaram do valor de prevenção descrito na Resolução Conama 420 de 2009.

Nas figuras 1A e 1B se observa, nas camadas de solo avaliadas, maiores teores de Pb nos tratamentos com doses de DLS. A aplicação superficial, e os maiores teores da camada mais profunda onde houve aplicação da maior dose, como observado também na figura 1C, sugerem que pode haver complexação do Pb em compostos orgânicos de baixo peso molecular contidos no DLS, que favoreceram sua percolação.

CONCLUSÃO

Os teores de Pb no solo estão relacionados à aplicação de DLS e ao manejo da fitomassa. Entretanto, o tempo de aplicação avaliado foi insuficiente para elevar os níveis de Pb aos de prevenção.

Informações sobre a solubilidade do Pb e os teores de carbono solúvel permitirão a elucidação mais aprofundada dos resultados apresentados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- GIROTTO, E. Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquido de suínos. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Pós-Graduação em Ciência do Solo, Santa Maria – RS, 2007.
- HUGEN, C. Valores de referência para teores de cr, cu, ni, pb e zn em solos do estado de santa catarina. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Pós-graduação em ciências agrárias, Lages – SC, 2010.
- MATTIAS, J.L.; CERETTA, C.A.; NESI, C.N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E.E.; LOURENZI, C.R.; VIEIRA, R.C.B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.34, p.1445-1454, 2010.
- PANDOLFO, C.M.; BRAGA, H.J.; SILVA JÚNIOR, V.P. da; MASSIGNAM, A.M.; PEREIRA, E.S.; THOMÉ, V.M.R.; VALCI, F.V.A. Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri, 2002. 13p.
- SCHERER, E.E. Micronutrientes no esterco de suínos: diagnose e uso na adubação. Agropecuária Catarinense, v.10, p.48-50, 1997.
- SILVA, F.C.M. Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada. Florianópolis: UFSC, 1996. 115p. Dissertação de Mestrado.
- SIMIONI, J.; COMIM, J.J.; SEGANFREDO, M.A.; INGANG, R. Riscos de contaminação do solo, águas subsuperficiais e fitoxidez às culturas por cobre e zinco aplicados via dejetos de suínos. XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. São Paulo (SP), 2002.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Method 3051A – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Revision1. Washington, DC, 2007. 30p.
- VEIGA, M.; PANDOLFO, C.M.; BALBINOT JÚNIOR, A.A.; SPAGNOLLO, E. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 37, n. 12, p. 1766-1773, 2012.

Tabela 1: Análise de variância

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Sistemas	2	567,044945	283,522473	139,421	0,0000
Doses	3	131,628193	43,876064	21,576	0,0000
Profundidades	5	63,188859	12,637772	6,215	0,0000
Sist*Doses	6	202,939999	33,823333	16,633	0,0000
Sist*Prof	10	41,004360	4,100436	2,016	0,0356
Doses*Prof	15	94,961763	6,330784	3,113	0,0002
Sist*Doses*Prof	30	114,084562	3,802819	1,870	0,0080
erro	144	292,833333	2,033565		

Tabela 2: Análise de variância do desdobramento doses dentro de cada sistema e profundidade.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose / CG / 0 – 2,5	3	5,237533	1,745844	0,859	0,4630
Dose / CG / 2,5 – 5	3	4,730867	1,576956	0,775	0,5083
Dose / CG / 5 – 10	3	13,716700	4,572233	2,248	0,0846
Dose / CG / 10 – 20	3	13,238358	4,412786	2,170	0,0934
Dose / CG / 20 – 40	3	8,193358	2,731119	1,343	0,2616
Dose / CG / 40 – 80	3	4,910025	1,636675	0,805	0,4919
Dose / CS / 0 – 2,5	3	49,606700	16,535567	8,131	0,0000
Dose / CS / 2,5 – 5	3	63,330033	21,110011	10,381	0,0000
Dose / CS / 5 – 10	3	74,933367	24,977789	12,283	0,0000
Dose / CS / 10 – 20	3	76,133358	25,377786	12,479	0,0000
Dose / CS / 20 – 40	3	62,716692	20,905564	10,280	0,0000
Dose / CS / 40 – 80	3	69,180025	23,060008	11,340	0,0000
Dose / FS / 0 – 2,5	3	34,416667	11,472222	5,641	0,0011
Dose / FS / 2,5 – 5	3	2,750000	0,916667	0,451	0,7165
Dose / FS / 5 – 10	3	9,062500	3,020833	1,485	0,2198
Dose / FS / 10 – 20	3	12,166667	4,055556	1,994	0,1166
Dose / FS / 20 – 40	3	24,229167	8,076389	3,972	0,0092
Dose / FS / 40 – 80	3	15,062500	5,020833	2,469	0,0638
Erro	144	292,833333	2,033565		

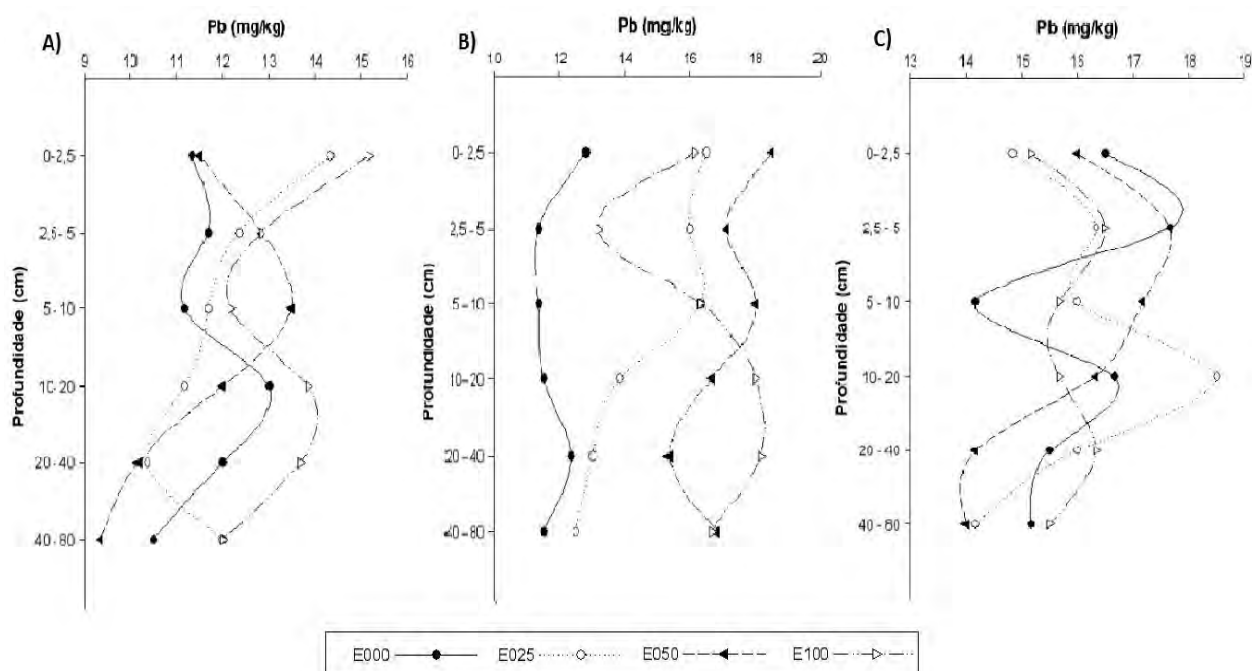


Figura 1: Teores de Pb em profundidade com diferentes doses de DLS em sistemas de manejo de fitomassa. A) Feno / Silagem (FS), B) Cobertura / Silagem (CS); C) Cobertura / Grão (CG).

INFLUÊNCIA DE ADUBAÇÃO MINERAL E ORGÂNICA SOBRE A ATIVIDADE DOS MICRORGANISMOS EM SOLO CULTIVADO COM CANA-DE-AÇÚCAR

Apolari, J. P.^{*1}; Monteiro, R. T. R.¹; Meneghin, S. P.²

¹Laboratório de Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP-Brasil; ²Laboratório de Microbiologia Agrícola e Molecular, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras-SP-Brasil.
e-mail: jpapolari@yahoo.com.br

RESUMO: A biomassa microbiana representa um importante componente ecológico, O que os torna um indicador sensível às alterações decorrentes de diferentes práticas agrícolas. O objetivo foi avaliar os efeitos da aplicação de diferentes fertilizantes (minerais e orgânicos) nas propriedades microbiológicas dos solos e determinar a melhor combinação para a produção de cana-de-açúcar. O estudo foi realizado com oito tratamentos e duas repetições, com espaçamento de 1,45 m, Numa área de 10,0 ha, os tratamentos foram: T1) calcário + gesso + 06-30-20 (a lanço 608,0 Kg/ha - controle); T2) calcário + gesso + 06-30-20 (no sulco 608,0 Kg/ha); T3) Visafertil® cálcio + 06-30-20 (a lanço 608,0 Kg/ha); T4) Visafertil® cálcio + 06-30-20 (no sulco 608,0 Kg/ha); T5) fertilizante químico 06-30-20 (no sulco 608 kg/ha); T6) fertilizante Visafertil® composto (no sulco 6,0 t/ha); T7) fertilizante Ciafertil composto (no sulco 6,0 t/ha); T8) torta de filtro (no sulco 15,0 t/ha). A variedade utilizada foi a RB 867515 (*Saccharum* spp.) Foram determinados a biomassa microbiana C, a evolução de C-CO₂, o quociente metabólico e o número mais provável de fungos e bactérias do solo. As amostras foram retiradas nas entrelinhas na profundidade de 0-15 cm. Não houve diferenças significativas entre a adubação mineral e orgânica para todos os parâmetros. Provavelmente isto pode ser explicado pelo curto tempo de implantação do experimento. Conhecer essas alterações e suas interferências é crucial para se identificar estratégias adequadas de uso, apontando técnicas de manejo apropriadas.

Palavras-Chave: cana-de-açúcar, adubação orgânica, adubação mineral, biomassa microbiana, respiração basal.

INFLUENCE OF MINERAL AND ORGANIC FERTILIZER ON THE ACTIVITY OF MICROORGANISMS IN SOIL GROWN WITH SUGAR CANE

ABSTRACT: The microbial biomass represents an important ecological component that makes them a sensitive indicator of changes resulting from different agricultural practices. The objective was to evaluate the effects of applying different fertilizers (mineral and organic) on microbiological soil properties and determine the best combination for the production of sugar cane. The study was conducted with eight treatments and two repetitions, spaced 1,45 m, an area of 10,0 ha, which are: 1) lime + gypsum + 06-30-20 (broadcasted 608.0 Kg/ha - control); 2) lime + gypsum + 06-30-20 (the groove 608.0 Kg/ha); 3) Visafertil® calcium + 06-30-20 (broadcast 608.0 Kg/ha); 4) Calcium + 06-30-20 Visafertil® (the groove 608.0 Kg/ha); 5) chemical fertilizer 06-30-20 (the groove 608 Kg/ha); 6) Visafertil® compound fertilizer (in the furrow 6.0 t/ha); 7) Ciafertil compound fertilizer (in the furrow 6.0 t/ha); 8) filter cake (the groove 15.0 t/ha). The variety used was RB 867515 (*Saccharum* spp.) Was determining the microbial biomass C, the evolution of C-CO₂, the metabolic quotient and the most probable number of bacteria and fungi. Samples were taken between the lines in the depth of 0-15 cm. There were no significant differences between the mineral and organic fertilization for all parameters. Probably this can be explained by the short time of implementation of the experiment. Knowing these changes and their interference is crucial to identify appropriate strategies to use, pointing techniques appropriate management.

Key Words: sugar cane, organic fertilization, mineral fertilization, microbial biomass, basal respiration.

INTRODUÇÃO

O estado de São Paulo é responsável por 60% da produção nacional de cana-de-açúcar, e sua contribuição deve aumentar em função do potencial produtivo e demanda por energia renovável. Cada vez mais têm-se investido no desenvolvimento de tecnologias sustentáveis para o cultivo da cana-de-açúcar, dentre elas destaca-se a substituição da adubação mineral pela orgânica. Embora já reaproveitando grande parte de seus subprodutos e os devolvendo ao solo, a cana-de-açúcar é uma cultura exigente em termos nutricionais. Assim, a reutilização de subprodutos agroindustriais, reciclando-os, torna-se uma opção a ser considerada, transformando resíduos em insumos podendo contribuir para a diminuição do uso de fertilizantes sintéticos. Entretanto, muitas pesquisas não observam efeitos negativos da aplicação de resíduos, verificando apenas influências sobre as propriedades do solo, à fertilidade e produtividade, sem dar ênfase à sustentabilidade do sistema e inserindo um agravante: pouco se conhece sobre a dinâmica de elementos potencialmente impactantes no ambiente (Olivier, 2011), sobretudo para solos degradados pelo cultivo intensivo e condições tropicais.

A crescente utilização de subprodutos e resíduos agroindustriais tem levado a situações de deterioração e conseqüente poluição dos componentes ambientais (Doran & Parkin, 1994; Bai et al., 2008). Visto a capacidade limitada de depuração e reciclagem da dinâmica ambiental, existe um crescente aumento do número de pesquisas objetivando indicar tais alterações, que, em menor ou maior intensidade, possuem intervenções muitas vezes relacionadas ao sistema de manejo empregado (Chaer & Totola, 2007; Bertini, 2010). Assim, a manutenção da produtividade de ecossistemas agrícolas e naturais depende, em sua maioria, de um relevante componente ecológico, a biomassa microbiana do solo (BMS), que fornece informações importantes sobre a dinâmica do reservatório lábil da matéria orgânica do solo, indicando também alterações decorrentes de diferentes práticas agrícolas, como o manejo de culturas, o uso de fertilizantes orgânicos ou minerais e agroquímicos em geral. Neste sentido, o presente estudo objetivou avaliar os efeitos da aplicação de diferentes formas de adubação (mineral e orgânica) sobre os atributos microbiológicos do solo e determinar a melhor combinação para a produção da cana-de-açúcar.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em campo numa área de usina no município de Araras – SP – Brasil, com oito tratamentos (dez sulcos cada) e duas repetições, com espaçamento de 1,45 m entre linhas, numa área de 10,0 ha. O Clima local é do tipo CWa, conforme o sistema Köppen, com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos, com temperatura média anual de 21,4 °C e precipitação pluvial média de 1.422,8 mm. O solo característico é do tipo B2 Latossolo amarelo mesotrófico textura argilosa e B2 Latossolo distrófico textura argilosa (Embrapa, 2006), e altitude média de 611 m. Os tratamentos foram:

- T1 calcário + gesso + 06-30-20 (a lanço 608,0 Kg/ha - controle);
- T2 calcário + gesso + 06-30-20 (no sulco 608,0 Kg/ha);
- T3 Visafertil® cálcio + 06-30-20 (a lanço 608,0 Kg/ha);
- T4 Visafertil® cálcio + 06-30-20 (no sulco 608,0 Kg/ha);
- T5 fertilizante químico 06-30-20 (no sulco 608 kg/ha);
- T6 fertilizante Visafertil® composto (no sulco 6,0 t/ha);
- T7 fertilizante Ciafertil composto (no sulco 6,0 t/ha);
- T8 torta de filtro (no sulco 15,0 t/ha).

A variedade cultivada foi RB 867515 (*Saccharum* spp.), as amostragens de solo ocorreram após o primeiro corte da cana, realizado mecanicamente, sendo retiradas dez subamostras nas entrelinhas com profundidade de 0-15 cm, por tratamento, para compor

uma amostra composta. Nas avaliações foram determinados os teores de C da biomassa microbiana (CBM) pelo método da fumigação-extração (Vance et al., 1987), a evolução de C-CO₂ (RESP) (Grissi, 1978), o quociente metabólico (qCO₂) (Anderson e Domsch, 1993) e o número mais provável de bactérias e fungos do solo (NMP) (Jahnel et al., 1999). Os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e teste F ao nível de 5% de probabilidade e comparações das médias pelo teste de Tukey, além da análise de correlação de Pearson e análise de conglomerados (método exploratório) para classificação segundo o grau de similaridade - dendogramas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de CBM ficaram entre 3.34 mg C/g/solo (maior valor, T2) a 0.998 mg C/g/solo (menor valor, T3). Para RESP os valores foram de 0.707 mg CO₂/kg/solo/h (maior valor, controle T1) a 0.144 mg CO₂/kg/solo/h (menor valor, T4) e para qCO₂ valores de 0,00084 mg C-CO₂/mg CBM/hora (maior valor, T6) e 0,00006 mg C-CO₂/mg CBM/hora (menor valor, T5). Os resultados foram baixos quando comparados a trabalhos como Zorel (2011), onde os mesmos parâmetros microbiológicos foram avaliados em tratamentos com insumos similares. Sobre a quantificação da comunidade fúngica e bacteriana do solo, observa-se que o NMP de unidades formadoras de colônia (UFC) apresentou resultados maiores para fungos, provavelmente decorrente do acúmulo de palha pós colheita. Lembrando que as amostras foram retiradas nas entrelinhas, local onde espera-se que o número de bactérias seja menor (maior exposição a insolação, carreador de implementos, maior compactação, etc); em relação a área da rizosfera da soqueira de cana-de-açúcar, região onde existe maior interação entre raízes, plantas e bactérias, liberação de exsudatos radiculares, etc (Tabela 1). A baixa atividade microbiológica da área, para os parâmetros analisados, além da baixa repetibilidade não permitiu comparações entre os diferentes tratamentos, conforme observado na análise de variância e teste de Tukey (Tabela 1). O mesmo foi observado na correlação onde o maior valor de r(Pearson) foi 0,59 e R² 0,35 (correlação entre RESP e NMP de fungos). A análise de conglomerados agrupou os tratamentos da seguinte forma: T2 e T8; T3, T6, T5 e T7; T4 e T1, com coeficiente de correlação de 0,8.

CONCLUSÃO

Não ocorreram diferenças significativas entre a adubação mineral e orgânica para todos os parâmetros avaliados, provavelmente isso possa ser explicado pelo pouco tempo de implantação do experimento.

Identificar alterações e interferências de determinados tipos de manejo agrícola é fundamental para implantação de técnicas adequadas e técnicas menos impactantes.

AGRADECIMENTOS

A Usina São João Açúcar e Álcool S/A, Visafértil Indústria e Comércio de Fertilizantes Orgânicos Ltda e CiaFértil Sociedade Industrial de Fertilizantes Ltda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anderson, T. H. e Domsch, K. H. The metabolic quotient (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, v.25, p.393-395, 1993.

Bai, Z. G. et al. Global assessment of land degradation and improvement. 1. Identification by remote sensing. Wageningen: ISRIC – World soil Information, 2008. p. 78.

Bertini, S. C. B. Indicadores microbiológicos de qualidade do solo em floresta de araucária no Estado de São Paulo. Tese (Doutorado) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

Chaer, G. M. e Totola, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantio de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.31, p. 1381-1396, 2007.

Doran, J. L. e Parkin, T. B. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J. W. et al. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, Madison, 1994. p. 3-21.

Grissi, B. M. Métodos químicos de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. *Ciência e Cultura*, v.30, n.1, p.81-88, 1978.

Jahnel, M. C. et al. Determinação do número mais provável de microrganismos do solo pelo método de plaqueamento por gotas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.23, n.3, p 553-559, 1999.

Olivier, S. Aplicação de resíduos agroindustriais e urbanos em áreas de reflorestamento com *Eucalyptus* spp. 2011. 107 p. Tese (Doutorado) Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

Vance, E. D. et al. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biochemistry*, v. 19, n.6, p. 703-707, 1987.

Zorel, D. Atributos químicos e microbiológicos de solo cultivado com cana-de-açúcar sob manejo convencional e orgânico. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos: UFSCar, 2011. 74 f.

Tabela 1. Resultados obtidos para os parâmetros analisados juntamente com os resultados da análise de variância e teste de tukey.

Tratamento	CBM	RESP	qCO ₂	NMP fungos	NMP bactérias
1	2.403 a	0.561 a	0.00057 a	11.37x10 ⁴ a	0.021x10 ⁵ a
2	3.105 a	0.450 a	0.00023 a	10.71x10 ⁶ a	0.040x10 ⁵ a
3	1.700 a	0.483 a	0.00034 a	5.79x10 ⁴ a	0.191x10 ⁵ a
4	2.740 a	0.419 a	0.00032 a	0.94x10 ⁴ a	0.076x10 ⁵ a
5	2.262 a	0.275 a	0.00018 a	3.21x10 ⁵ a	0.063x10 ⁶ a
6	2.061 a	0.452 a	0.00056 a	3.20x10 ⁴ a	0.133x10 ⁵ a
7	1.733 a	0.559 a	0.00043 a	5.61x10 ⁵ a	0.185x10 ⁵ a
8	3.058 a	0.596 a	0.00029 a	10.97x10 ⁴ a	0.098x10 ⁶ a
Análise de variância					
F tratamentos	2.62	0.39	1.48	2.08	2.41
Média geral	2.38	0.47	0.00	5.01	0.08
DP	0.48	0.23	0.00	3.18	0.05
DMS (5%)	1.97	0.95	0.00	13.09	0.20
CV (%)	20.15	48.65	46.06	63.62	62.67

Nível de significância: ** 1%, * 5%. DP: desvio padrão; DMS: diferença mínima significativa; CV: coeficiente de variação.

CBM - mg c/g de solo; RESP - mg CO₂/kg/solo/hora; qCO₂ - mg c-CO₂/ mg cbm/hora; NMP – células/g de solo seco.

FERTIGATION WITH SUGARCANE STILLAGE: POTENTIAL IMPACTS ON SOIL AND WATER RESOURCES

Fuess, L.T.^{*1}; Rodrigues, I.J.²; Zaiat, M.¹; Garcia, M.L.²

¹Biological Processes Laboratory, University of São Paulo, São Carlos-SP-Brazil
e-mail: ltfuess@sc.usp.br

²Institute of Geosciences and Exact Sciences, UNESP – Univ Estadual Paulista, Rio Claro-SP-Brazil

SUMMARY: Fertigation is the main technological approach for the management of stillage in the Brazilian sucro-energetic sector, aiming at recycling water and nutrients. However, the high polluting potential of this effluent may enhance the occurrence of adverse impacts in the long term. In this context, this work aimed at characterizing the real polluting potential of sugarcane stillage, and the implications of fertigation on the soil and water bodies. The main obstacles to fertigation included high risks of soil salinization, reductions on the dissolved oxygen levels in water bodies and permanent soil acidification. Significant levels of toxic metals were also found in the samples, leading to risks to human health and crops. Thus, the implementation of treatment plants in distilleries is essential for the safe reuse of stillage.

Keywords: fertigation, polluting potential, soil salinization, stillage, toxic metals.

INTRODUCTION

Ethanol comprises an attractive energy source to replace fossil fuels in the automotive industry, as some important environmental benefits result from its production and use (e.g. a renewable character and an intrinsic potential to reduce the emission of greenhouse gases). However, the holistic characterization of ethanol as a self-sustaining technology also depends on the proper management of stillage, the main wastewater from distilleries.

Stillage is a dark-brown high-strength wastewater (HSW) containing a high organic content. It also presents acidic and corrosive characteristics, as well as appreciable levels of macro and micronutrients. The available technological approaches applied to the management/treatment of stillage include mainly evaporation and concentration to produce animal feed and return to agricultural fields through fertigation. Considering fertigation, although some benefits should be highlighted, such as the reductions in the use of fresh water and mineral fertilizers, the direct land application of stillage may be problematic, once its low pH and high concentrations of sulfate and organic matter may compromise the soil structure and the surrounding water bodies, besides reducing crop productivity.

The reference literature (regarding mainly technical and legal aspects) does not present a critical content describing clearly the pros and mainly the cons related to the reuse of stillage in agriculture in the long-term, although several works describe the application of different treatment technologies to reduce its polluting load. Thus, the main objective of this paper was to characterize the real polluting potential of sugarcane stillage, discussing the implications of its improper land disposal and discharge into water bodies. Potential risks associated to the contamination by heavy metals were also analyzed.

MATERIAL AND METHODS

Stillage samples were collected in three distilleries, identified as Ds-A, Ds-B and Ds-C, located at the State of São Paulo, Brazil. Such distilleries present sugar and ethanol productions typically found in the Brazilian sucro-energetic industry. The physicochemical characterization of the samples was made according to the procedures described in the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, including: biochemical oxygen demand (BOD), total dissolved solids (TDS), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (P), potassium (K), sulfate (SO_4^{2-}), electrical conductivity (EC) and pH. Additionally, we analyzed the levels of the following metals in the stillage samples using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES): aluminum (Al),

cadmium (Cd), calcium (Ca), lead (Pb), copper (Cu), chromium (Cr), iron (Fe), magnesium (Mg), manganese (Mn), molybdenum (Mo), nickel (Ni), sodium (Na) and zinc (Zn).

The polluting potential of stillage was obtained by comparing the results from the physicochemical characterization with reference values described in the environmental legislation and in normative instructions which deal with the water discharge and the agriculture reuse of wastewaters: USEPA (2004), WHO (2006) and Brazil (2011).

RESULTS AND DISCUSSION

Although the land disposal of stillage tends to generate some beneficial effects on the system soil-plant in the short-term, the continuous fertigation enhances the occurrence of adverse impacts on this system, even when the adequate technical criteria for defining the dosages and planning the irrigation systems are considered. Table 1 depicts the physicochemical characterization of the stillages sampled in this paper, as well as reference values above which negative effects may be observed by disposing effluents on the soil. The high values for TDS and EC indicate the high salt content commonly observed in stillage, so that soil salinization comprises the main adverse impact from its application to agricultural fields, leading to reductions on the osmotic potential of the soil, generation of toxicity due to the presence of specific ions (e.g. SO_4^{2-} , Cl^- , K^+) and destruction of the soil structure by dispersing soil particles and clogging up pores (USEPA, 2004; WHO, 2006).

Based on the dynamics of organic matter in the soil, the input of excessive levels of such compounds (BOD > 400 mg/L, Table 1) may lead to the complete depletion of the dissolved oxygen present in the groundwater, promoting severe reductions in the soil microbial activity and consequently increasing the soil instability. High microbial activities improve the cementation of the soil aggregates, as the metabolites excreted by the microorganisms improve the flocculation of the particles. BOD values usually found in stillage are greater than 10000 mg/L, thus, its treatment (e.g. anaerobic digestion) previously to the land disposal might be considered imperative. Potential impacts from the fertigation with stillage also include soil overfertilization, with emphasis on the fate of potassium. Although few studies consider the interaction between high potassium levels and the soil structure, excessive levels of K^+ ions may cause similar adverse effects than those observed from Na^+ , leading to the dispersion of particles and consequently reducing the permeability of the soil. Studies in areas fertigated with sugarcane stillage have reported levels above 2000 kg/ha for the potassium availability in the soil, which exceeds considerably the potassium requirements of most crops – 185 kg/ha (WHO, 2006).

Regarding the presence of metals, since the reference literature classifies stillage as a poor-metal-wastewater, a lack of studies addressing the occurrence and fate of toxic metals in fertigated areas is commonly observed. However, specific analyses have revealed high levels of metals in stillage samples, with emphasis on the presence of phytotoxic elements (e.g. Al, Cl and Fe) and priority pollutants (e.g. Cd, Cr, Cu, Pb, Ni and Zn). Nandan et al. (1990) have reported Pb, Cu and Zn levels as high as 8.8, 15.7 and 11.8 mg/L, respectively, in stillage samples from sugarcane molasses. In Chandra et al. (2008) the levels of Cd, Pb, Ni, Zn and Cu reached, respectively, 2.28, 4.45, 1.24, 4.63 and 0.95 mg/L. Table 2 shows the concentrations of some metals found in the stillage samples analyzed, as well as compares such levels with reference values reported in normative instructions dealing with the water discharge and the agriculture reuse of wastewaters. The presence of priority pollutants in our samples also deserves special attention, considering harmful effects on populations eventually supplied by contaminated water resources. Cd, Cr and Ni are carcinogenic elements, besides affecting the renal and gastrointestinal systems in long-term exposure. Pb, Cu and Zn are harmful to the gastrointestinal system, and the continuous exposure to high Pb levels affects the central nervous system and inhibits basic cell functions.

Regarding toxicity to plants, high levels of Al (> 5 mg/L) may reduce severely the nutrients uptake by the plant roots due to structural modification, while Fe enhances the loss of essential nutrients, such as phosphorus and molybdenum, by forming chemical complexes not assimilable by plants (USEPA, 2004; WHO, 2006). Taking into consideration the higher solubility of metals under acidic conditions, the low pH of stillage tends to enhance such adverse impacts, as the mobility of the metals in the soil is increased. Corrosion represents the most probable source of toxic metals in stillage, considering the use of acidic compounds and high temperatures in specific steps of ethanol's production. Although tanks, pipes and heat exchangers are usually fabricated from corrosion-resistant alloys, the metal leaching from low quality materials is very likely to occur, especially when old machinery is used. Thus, the presence of heavy metals, such as cadmium, lead and zinc could be explained.

CONCLUSIONS

The significant compositional variability of stillage, especially during the sugarcane harvest, tends to make it difficult the establishment of a single script to regulate its reuse. Although a group of characteristics may be considered common in stillages, including the excessive levels of organic matter and the high acidity, it is strongly recommended for each distillery to determine routines for the complete and regular physicochemical characterization of stillage. Such activities should be part of a specific program for the proper management of wastewaters in the ethanol plant, so that the implementation of treatment facilities might be considered essential, besides being encouraged and regulated by the government. Different processes, such as anaerobic digestion and coagulation-flocculation, may be satisfactorily applied to the treatment of stillage, which may maintain its fertilizing potential for further reuse in agriculture. Finally, although fertigation is the most feasible option (in economical and technical aspects) for the management of stillage, as well as the intensity/occurrence of the impacts discussed herein depend on the characteristics of the soil and climate of the fertigated area, the continuous land application of stillage in natura will certainly result in adverse conditions for the environment in the long term.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors are grateful to the São Paulo Research Foundation (Fapesp), process number 2010/04101-8, and to the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), process 470010/2013-4, for supporting the development of this study.

REFERENCES

- Brazil (2011). Resolução Conama 430/11, de 13 de maio. *Diário Oficial da União* nº. 92/2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília (in Portuguese).
- Chandra R., Yadav S., Bharagava R.N. and Murthy R.C. (2008). Bacterial pretreatment enhances removal of heavy metals during treatment of post-methanated distillery effluent by *Typha angustata* L. *Journal of Environmental Management*, **88**(4), 1016-1024.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4th edn, McGraw-Hill, Inc., New York.
- Nandan R., Tondwalkar V. and Ray (1990). Biomethanation of spent wash: heavy metal inhibition of methanogenesis in synthetic medium. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, **69**(5), 276-82.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005). 21th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- USEPA (2004). *2004 Guidelines for water reuse, Report EPA 625/R-04/108*, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA.
- WHO (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*, World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Table 1. Physicochemical characterization of the stillage samples analyzed.

Parameter	Ds-A	Ds-B	Ds-C	Reference values ^a
BOD (g/L)	21.9 (4.0)	14.9 (1.0)	14.4 (0.5)	0.4
TKN (mg/L)	1404.0 (7.0)	840.0 (0.0)	1218.0 (182.0)	30.0
P _{total} (mg/L)	25.6 (3.6)	5.2 (0.7)	5.58 (0.1)	-
K (mg/L)	2445.0 (0.9)	1896.3 (0.2)	1330.4 (0.1)	-
Ca (mg/L)	703.2 (0.6)	570 (0.4)	458.4 (0.1)	-
Mg (mg/L)	145.1 (0.2)	165.2 (0.5)	235.39 (0.02)	-
Na (mg/L)	20.15 (0.05)	53.28 (0.01)	10.64 (0.01)	-
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	7000.0 (0.0)	2300.0 (577.3)	3701.0 (1.154.7)	-
TDS (mg/L)	5458.0	4342.0	5657.0	500.0
EC (dS/m)	8.4	6.7	8.7	3.0
pH	4.4	4.4	4.6	6.5

^aReference values above which adverse environmental impacts are enhanced (WHO, 2006). Note: values in parentheses indicate the standard deviation of average values

Table 2. Metal levels found in the stillage samples and reference values for the disposal of wastewater into water bodies and agricultural reuse (irrigation water).

Metal	Normative instructions ^a			Stillage samples		
	Metcalf & Eddy (2003) ^b	WHO (2006) ^c	Brasil (2011) ^d	Ds-A	Ds-B	Ds-C
Al	nd	5	nd	11.8	2.57	7.5
Cd	0.0011	0.01	0.2	0.0014	<0.001	0.001
Pb	0.0056	5	0.5	0.04	0.004	0.016
Cu	0.0049	0.2	1	0.668	0.263	0.134
Cr	0.011	0.1	0.1	0.056	0.026	0.026
Fe	nd	5	15	15.37	9.58	9.36
Mn	nd	0.2	1	1.01	1928,00	2.68
Mo	nd	0.01	nd	0.008	0.005	0.011
Ni	0.0071	0.2	2	0.054	0.031	0.036
Zn	0.058	2	5	0.431	0.288	0.251

^aValues in mg/l; ^bTypical discharge limits for metals found in secondary effluent, according to US normative instructions; ^cThreshold levels of trace elements for crop irrigation; ^dReference limits for effluent discharge into water bodies (maximum permissible values), according to Brazilian normative instructions. Notes: values in **bold** indicate concentrations above the recommended limits in the normative instructions; nd = reference value not established.

**FRACIONAMENTO DE CARBONO EM NITOSSOLO E CAMBISSOLO COM
APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS****Martini, R.¹; Rodio, C.L.²; Mafra, A.L.³; Correa, J.C.⁴; Lopes, L.S.⁵; Raizer, D.⁶**

^{1,5}Analista da Embrapa Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil; ²Instituto Federal Catarinense, Concórdia-SC-Brasil; ³Professor da Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages-SC-Brasil; ⁴Pesquisador Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil; ⁶Faculdade Concórdia - FACC, Concórdia-SC-Brasil.
e-mail: rosemari.martini@cnpas.embrapa.br

RESUMO: O teor de carbono orgânico do solo pode sofrer alterações com as práticas agrícolas adotadas em especial, devido ao uso de fertilizantes orgânicos. O objetivo foi quantificar os teores e estoques de carbono orgânico total (COT), particulado (COP), associado aos minerais (COam), em Nitossolo e Cambissolo submetidos à aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólidas e fluidas. Os tratamentos caracterizam fatorial 2x5, em blocos casualizados com grupos de experimento e quatro repetições, descritos a seguir: fator A solo - Nitossolo Vermelho eutroférico típico e Cambissolo Háplico eutroférico léptico; fator B adubação, sendo: controle (C), organomineral líquido (OF), organomineral sólido (OS), mineral líquido (MF) e mineral sólido (MS). A resposta foi avaliada após cultivos sucessivos de milho e aveia, sorgo forrageiro e trigo, no período de 2010 a 2013. Após três anos de plantio direto com as culturas de milho, sorgo, aveia e trigo com adoção da prática agrícola de adubação com diferentes fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas, poucas alterações nas diferentes frações de C orgânico no solo foram constatadas, com significância apenas no tratamento MF para Cambissolo em COT e COam na camada de 0-5 e 0-20 cm e COP na camada de 5-10cm, resultados que refletem no estoque de C em COT e COam na camada de 0-20cm onde MF foi igual a MS e OS e estes superiores aos demais tratamentos. Verificou-se diferença para índice de manejo do solo (IMC) apenas na camada 5-10 cm no Cambissolo, sendo o MF igual ao OS e superior aos demais tratamentos, o que coloca estes tratamentos em evidência para esta classe de solo e profundidade específica.

Palavras-Chave: milho, trigo, matéria orgânica, plantio direto.

**TOTAL AND PARTICULATE ORGANIC CARBON ON A RHODIC KANDIUDALF
AND A TYPIC EUTRUDEPT WITH ORGANOMINERAL FERTILIZERS**

ABSTRACT: soil organic carbon contents can change due to agricultural practices, mainly related to the use OF organic fertilizers. The objective was quantify contents and stocks OF total organic carbon (TOC), particulate (COP), associated with minerals (OCam), in different layers OF a Rhodic Kandudalf and a Typic Eutrudept using mineral and organomineral fertilizers, applied in dry and fluid forMS. The experiment was characterized by using 2x5 factorial design, with four replications, in randomized blocks, described as follows: factor a: soil: Rhodic Kandudalf and Typic Eutrudept. Factor b, fertilization described as follows: Control, fluid organomineral (FO), dry organomineral (DO), fluid mineral (FM) and dry mineral (DM). The crop system evaluated was maize, oats, sorghum and wheat, from 2010 to 2013. Use OF mineral and organomineral fertilizers in dry and fluid forMS after three years under no-till system did not change TOC, COP and OCam contents on these two soils, with the exception OF FM treatment on Typic Dystrudept regarding to TOC and OCam in 0-5 and 0-20 cm layers and cop in 5-10 cm layer, these results reflect the stock OF TOC and OCam in 0-20 cm layer where FM was equivalent to DM and DO and higher than the other treatments. There was significance difference for carbon management indices only in 5-10 cm layer on Typic Eutrudept, where FM was similar to do and higher than the others treatments.

Key Words: maize, wheat, no-till, organic matter.

INTRODUÇÃO

O uso de fertilizantes organominerais ao longo do tempo pode ser alternativa para aumentar os teores de matéria orgânica (MO) e a capacidade produtiva do solo. Diversos estudos mostram que a fertilização com estercos sozinho ou combinado é mais eficiente para aumentar os teores de COT do que o fertilizante mineral. Por esta razão, é importante a adoção de práticas que mantenham teores adequados de COT, assegurando a qualidade química, física e biológica do solo.

São escassos os trabalhos envolvendo C orgânico no solo em interação com a prática de adubação com fertilizantes organominerais, desta forma o objetivo foi quantificar o teor de carbono orgânico total, particulado, associado aos minerais e estoque nas frações granulométricas do solo em diferentes camadas para Nitossolo e Cambissolo submetidos à aplicação de fertilizantes minerais e organominerais nas formas sólidas e fluidas, em sistema de cultivo em plantio direto.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em Concórdia, SC, com clima subtropical úmido (CFA), segundo a classificação de Köppen e altitude de 569 m acima do nível do mar. O experimento foi conduzido por três anos na forma de grupos de experimento em delineamento de blocos casualizados e fatorial 2x5, com quatro repetições, descritos a seguir: fator A solo - Nitossolo Vermelho eutroférico típico e Cambissolo Háplico eutroférico léptico; fator B adubação, sendo: controle (C), organomineral líquido (OF), organomineral sólido (OS), mineral líquido (MF) e mineral sólido (MS). Todos os fertilizantes apresentaram a formulação 03-12-06 (N-P₂O₅-K₂O).

A aplicação dos tratamentos foi realizada somente nas culturas do milho e sorgo forrageiro, em superfície ao lado da linha de semeadura, sendo que a dose adotada foi de 10 t/ha de milho e 8 t/ha de massa seca da parte aérea do sorgo forrageiro. E a aveia preta, trigo e a cultivar BRS parrudo utilizados como culturas de inverno não receberam adubação, sendo beneficiadas com o efeito residual dos tratamentos nos três anos de cultivo.

A amostragem do solo foi realizada em março de 2013 nas camadas 0,0-0,5, 0,5-0,10 e 0,10-0,20 m de profundidade, retirando aleatoriamente três amostras simples para constituir a composta em cada camada, sendo duas na entrelinha e uma na linha da cultura, os amostradores de solo foi com trado calador nas camadas de 0,0-0,05 e 0,5-0,10m e trado holandês na camada 0,10-0,20 m. As variáveis analisadas foram carbono orgânico total (COT), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado aos minerais (COam), e índice de manejo do carbono (ICM).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram encontradas algumas alterações no teor C orgânico no solo em razão das práticas agrícolas de adubação com fertilizantes organominerais e minerais no sistema plantio direto no Cambissolo onde o fertilizante mineral líquido (MF) aumentou o teor de COT em relação aos demais tratamentos na camada de 0-5 cm desse solo, o OS foi superior ao controle e OF e equivalente ao MS (Figura 1). Esta alteração no Cambissolo quanto ao aumento do teor de COT em superfície para o fertilizante MF é transferida quando o solo é amostrado na camada de 0-20 cm, alterando tão somente a condição onde o MF se torna semelhante ao OS.

O eCOT para profundidade de 0-20 cm apresenta comportamento semelhante ao COT, sendo o MF superior ao OF e controle e igual a MS e OS; bem como o OS na condição de Cambissolo é superior ao controle e OF e igual ao MS (Figura1). Os valores de

estoque de MF e OS encontrados em Cambissolo foram 69 e 65 Mg/ha para camada de 0-20 cm.

Para COP houve alteração apenas na camada de 5-10 cm onde a prática de adubação com fertilizante MF foi superior aos demais tratamentos, bem como o uso de OS e controle foi superior ao OF e igual ao MS em Cambissolo (Figura 2). A semelhança entre os teores de COP na superfície e nas camadas de 10-20 e 0-20 cm permite indicar que a prática agrícola de adubação com fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas pouco interfere nesta forma de COP no solo, uma vez que não houve diferença do controle.

Os teores de COP referentes ao sistema plantio direto com diferentes práticas de adubação com fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas foram inferiores aos teores referência da mata nativa na camada 0-20 cm, que são ambos de 7,9 g/kg para Cambissolo e Nitossolo.

A adoção de diferentes práticas agrícolas de adubação com fontes de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas alterou o teor de CO_{am} na camada de 0-5 cm, sendo o MF superior aos demais tratamentos, bem como o uso de OS e MS foram superiores ao controle e iguais ao OF, na condição de Cambissolo (Figura 3).

Os teores de CO_{am} referentes ao sistema plantio direto com diferentes práticas de adubação com fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas foram inferiores aos teores referência da mata nativa, que são ambos de 26,5 g/kg para Cambissolo e Nitossolo na camada 0-20 cm, o que demonstra o processo de degradação e perda de CO_{am} neste sistema de produção.

O IMC apresentou diferença entre os tratamentos, na camada de 5-10 cm na condição de Cambissolo, sendo a adubação com fertilizante MF foi superior aos demais tratamentos e igual ao OS, bem como o uso de OS é igual ao controle e MS e superior ao OF (Figura 4), resultados estes que se assemelham ao COP para mesma profundidade (Figura 2). Nas camadas mais profundas observam-se maiores IMC, o que pode ter relação com a textura desses usos nas duas últimas camadas.

O IMC foi baixo em todos tratamentos em relação à condição de mata nativa e o fator que mais contribuiu para os baixos índices de IMC, foi à diferença entre a labilidade do C da mata e da área cultivada, essa maior labilidade do C da mata se deve à maior presença e ciclagem de raízes e material orgânico decomponível, responsáveis pela acumulação de C na forma de COP. Estes resultados de IMC para MF e OS permitem afirmar que estes fertilizantes indicam os melhores manejos de adubação por permitirem menores perdas de C no solo em relação à condição de mata nativa utilizada como referência.

O IMC parece ser uma ferramenta útil para subsidiar informações acerca dos melhores sistemas de manejo de solos e culturas, pois integra, numa mesma medida, as variações ocorridas nas diferentes frações da matéria orgânica do solo (Nicoloso et al., 2008).

Os resultados demonstram que o sistema de produção não atingiu equilíbrio em relação à condição original e que o cultivo está favorecendo a diminuição dos teores de C orgânico decorrente do pouco tempo de condução do experimento.

CONCLUSÃO

Após três anos de plantio direto com as culturas de milho, sorgo, aveia e trigo com adoção da prática agrícola de adubação com diferentes fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas não proporcionaram quase nenhuma alteração nas diferentes frações de C orgânico no solo neste sistema de produção, com exceção apenas no tratamento MF para Cambissolo em COT e CO_{am} na camada de 0-5 e 0-20 cm e COP na camada de 5-10 cm, resultados que refletem no estoque de C em COT e CO_{am} na

camada de 0-20 cm onde MF foi igual a MS e OS e estes superiores aos demais tratamentos. Pode-se verificar ainda diferença para IMC apenas na camada 5-10 cm no Cambissolo, sendo o MF igual ao OS e superior aos demais tratamentos, o que coloca estes tratamentos em evidência para esta classe de solo e profundidade específica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS – AOAC. Official methods of analysis. V. 1.16th ed. Arlington, AOAC, 2000.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION- APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th. ed. New York, APHA, WWA, WPCR, 1995.

NICOLOSO, R. da S.; LOVATO, T.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C. & LANZANOVA, M. E. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. R. Bras. Ci. Solo, 32:2425-2433, 2008.

Solos	TRATAMENTOS					PR>F
	Controle	MF	MS	OF	OS	
COT (g Kg) CAMADA 0-5 CM						
Cambissolo	28 C	38 A	32 BC	29 C	33 B	0,0004
Nitossolo	32	34	35	33	32	0,48
PR>F	0,06	0,08	0,08	0,04	0,53	
COT (g Kg) CAMADA 5-10 CM						
Cambissolo	22	28	23	24	24	0,26
Nitossolo	26	28	27	28	26	0,63
PR>F	0,03	0,41	0,10	0,05	0,27	
COT (g Kg) CAMADA 10-20 CM						
Cambissolo	22	23	22	21	24	0,27
Nitossolo	24	24	23	23	24	0,94
PR>F	0,15	0,27	0,22	0,07	0,34	
COT (g Kg) CAMADA 0-20 CM						
Cambissolo	24 C	27 A	25 BC	24 C	26 AB	0,007
Nitossolo	27	28	27	27	26	0,79
PR>F	0,01	0,81	0,03	0,01	0,31	
ESTÓQUE COT (Mg ha) CAMADA 0-20 CM						
Cambissolo	59 BC	69 A	63 ABC	57 C	65 AB	0,02
Nitossolo	66	70	67	68	67	0,86
PR>F	0,07	0,88	0,22	0,01	0,78	

Letras maiúscula representam diferença entre tratamentos pelo teste t (p ≤ 0,05).

Figura 1- Teores de COT e eCOT em razão da aplicação de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas em Nitossolo e Cambissolo.

Solos	TRATAMENTOS					PR>F
	Controle	MF	MS	OF	OS	
COP (g Kg) CAMADA 0-5 CM						
Cambissolo	6,23	6,92	5,65	4,66	6,10	0,17
Nitossolo	4,07	6,57	5,62	5,99	5,23	0,10
PR>F	0,02	0,69	0,97	0,15	0,34	
COP (g Kg) CAMADA 5-10 CM						
Cambissolo	2,41 B	3,14 A	2,38 BC	1,87 C	2,62 B	0,001
Nitossolo	2,61	2,98	2,98	2,57	2,87	0,32
PR>F	0,43	0,53	0,03	0,01	0,33	
COP (g Kg) CAMADA 10-20 CM						
Cambissolo	1,61	1,59	1,84	1,48	1,73	0,76
Nitossolo	1,83	1,69	2,13	1,71	1,97	0,41
PR>F	0,42	0,73	0,07	0,39	0,57	
COP (g Kg) CAMADA 0-20 CM						
Cambissolo	2,67	3,31	2,39	2,37	3,24	0,05
Nitossolo	2,59	3,23	3,22	2,99	3,01	0,29
PR>F	0,24	0,80	0,24	0,07	0,48	
ESTÓQUE COP (Mg ha) CAMADA 0-20 CM						
Cambissolo	7,39	8,39	7,33	5,78	8,09	0,07
Nitossolo	6,40	8,14	7,97	7,51	7,61	0,38
PR>F	0,29	0,82	0,42	0,07	0,60	

Letras maiúsculas representam diferença entre tratamentos pelo teste t (p ≤ 0,05).

Figura 2 - Teores de COP e eCOP pela aplicação de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas em nitossolo e cambissolo.

Solos	TRATAMENTOS					PR>F
	Controle	MF	MS	OF	OS	
COAM (g Kg) CAMADA 0-5 CM						
Cambissolo	22 C	31 A	26 B	24 BC	27 B	0,0006
Nitossolo	28	28	30	27	27	0,63
PR>F	0,002	0,08	0,08	0,11	0,35	
COAM (g Kg) CAMADA 5-10 CM						
Cambissolo	20	23	21	22	21	0,48
Nitossolo	24	25	24	26	23	0,63
PR>F	0,05	0,40	0,19	0,12	0,47	
COAM (g Kg) CAMADA 10-20 CM						
Cambissolo	20	21	20	19	22	0,39
Nitossolo	22	23	21	22	22	0,84
PR>F	0,17	0,27	0,34	0,08	0,38	
COAM (g Kg) CAMADA 0-20 CM						
Cambissolo	21 C	27 A	22 BC	21 BC	23 AB	0,01
Nitossolo	24	25	24	24	23	0,84
PR>F	0,001	0,72	0,04	0,009	0,72	
ESTÓQUE COAM (Mg ha) CAMADA 0-20 CM						
Cambissolo	51 B	61 A	55 AB	51 B	57 AB	0,03
Nitossolo	59	62	59	60	59	0,92
PR>F	0,02	0,78	0,23	0,01	0,64	

Letras maiúsculas representam diferença entre tratamentos pelo teste t (p ≤ 0,05).

Figura 3 - Teores de COAm e eCOAm pela aplicação de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas em nitossolo e cambissolo.

Solos	TRATAMENTOS					PR>F
	Controle	MF	MS	OF	OS	
CAMADA 0-5 CM						
Cambissolo	26,81	28,12	22,80	18,48	24,60	0,23
Nitossolo	15,59	27,21	22,30	24,46	20,74	0,12
PR>F	0,02	0,63	0,91	0,18	0,38	
CAMADA 5-10 CM						
Cambissolo	39,50 B	52,11 A	38,61 BC	29,79 C	42,51 AB	0,001
Nitossolo	42,54	49,19	49,32	41,55	47,49	0,30
PR>F	0,52	0,53	0,03	0,02	0,32	
CAMADA 10-20 CM						
Cambissolo	36,36	38,94	40,84	36,45	35,18	0,17
Nitossolo	44,79	40,93	53,14	41,70	48,60	0,39
PR>F	0,47	0,78	0,08	0,46	0,52	
CAMADA 0-20 CM						
Cambissolo	33,76	38,72	31,76	25,75	36,08	0,08
Nitossolo	28,10	35,89	35,78	33,03	33,32	0,30
PR>F	0,21	0,82	0,25	0,07	0,49	

Letras maiúsculas representam diferença entre tratamentos pelo teste t (p ≤ 0,05).

Figura 4 – Índice de manejo de carbono (IMC) em razão da aplicação de fertilizantes organominerais e minerais nas formas sólidas e fluidas em Nitossolo e Cambissolo.

INTERAÇÃO ENTRE DOSES DE VINHAÇA E OS MICRORGANISMOS DO SOLO

INTERACTION BETWEEN DOSES OF VINASSE AND SOIL MICROORGANISMS

Bento, A. S.¹; Ceciliano, D. S.¹; Ramari, T. I.²; Ribeiro, R. M.³; Gasparotto, F.^{4*}

¹Acadêmicos do Curso de Agronomia do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR, Maringá – Paraná. Bolsista do Programa de Indução de Bolsas (PROIND). ²Acadêmica do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR, Maringá – Paraná. ³Co-Orientadora, Professora Doutora do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR. rosa.ribeiro@unicesumar.edu.br ⁴Orientadora, Professora Doutora do Curso de Agronomia e do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário Cesumar – UNICESUMAR. francielli.gasparotto@unicesumar.edu.br

RESUMO: Durante o processo de beneficiamento da cana-de-açúcar transformando-a em açúcar e/ou etanol, é gerado grande quantidade de resíduos, um destes é a vinhaça. A utilização da vinhaça na fertirrigação da cultura da cana-de-açúcar é uma das alternativas para a destinação deste subproduto, visto que o mesmo também possui alto valor fertilizante. Porém, pouco se conhece sobre como a aplicação da vinhaça pode interferir nas propriedades microbiológicas do solo. Assim, objetivou-se com este trabalho avaliar a influência da aplicação de vinhaça sobre a população microbiana do solo. Para isso foi avaliada a população de fungos e bactérias após a incubação de duas amostras de solo (solo que nunca recebeu vinhaça e solo que recebeu vinhaça durante vários anos) submetidas à aplicação de diferentes doses de vinhaça e incubadas por 120 dias. Ao final do experimento verificou-se que a aplicação de vinhaça em solo que nunca a recebeu reduziu a população de bactérias diferente da aplicação em solo que já recebia vinhaça constante onde a população bacteriana se mostrou estável. A população de fungos decresceu em ambos os tratamentos e aos 120 dias voltou a crescer nos tratamentos que receberam vinhaça e que nunca haviam a recebido antes.

Palavras-chave: vinhoto, fertirrigação, biomassa microbiana.

ABSTRACT: During the processing of cane sugar turning it into sugar and/or ethanol, is generated large amounts of waste, one of these wastes is the vinasse. The use of vinasse in fertigation culture of cane sugar is one of the alternatives for disposal of this byproduct, since it also has high fertilizer value. However, little is known about the application of vinasse can interfere with microbiological properties of the soil. Thus, the aim of this work was to evaluate the influence of the application of vinasse on soil microbial population. For this, the population of fungi and bacteria after incubation in two soil samples (soil that never received stillage and stillage soil receiving for several years) underwent application of different doses of vinasse and incubated for 120 days were evaluated. At the end of the experiment it was found that the application of vinasse on soil that has never received vinasse, reduced the population of bacteria in relation to the soil that already received constantly vinasse where the bacterial population remained stable. The fungus population decreased in both treatments and at 120 days was resumed the growth in treatments with vinasse that had never received before.

Keywords: vinhoto, fertirrigation, microbial biomass.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, produzindo cerca de 37.500 mil toneladas. A estimativa para 2014/2015 é de que a área destinada à atividade sulcroalcooleira se aproxime de 9.098.030 hectares (Conab, 2014).

Durante o processo de beneficiamento da cana-de-açúcar para produção de açúcar e/ou etanol é produzida uma grande quantidade de resíduos. Entre eles está a vinhaça (vinhoto) que é gerada em proporção maior do que os próprios produtos desejados nesta cadeia produtiva. Estima-se que para cada litro produzido de etanol são produzidos entre dez a dezoito litros de vinhaça (Gasparotto et al., 2014). Atualmente um dos destinos dados à vinhaça é sua utilização na fertirrigação da cana-de-açúcar, devido ao seu alto teor de matéria orgânica e nutrientes como o potássio.

Ainda são escassos os trabalhos sobre a influência da vinhaça na população microbiana do solo. De acordo com Lima (1980) apud Lopes et al. (1986) a adição de

vinhaça no solo provoca alterações em diversos processos biológicos e químicos, como a decomposição da matéria orgânica, nitrificação, desnitrificação, fixação do N₂ atmosférico, elevação do pH, etc., resultando em mudança temporária na população de microrganismos do solo. Siqueira (1999) também relata que a alteração na população microbiana do solo ocasiona alterações nos processos biológicos e bioquímicos que ocorrem no mesmo.

O manejo da vinhaça pode interferir nas propriedades microbiológicas do solo de forma benéfica ou maléfica, dependendo da quantidade de vinhaça aplicada, forma e tempo de aplicação. O solo é um componente fundamental para a manutenção da qualidade ambiental, sendo também um dos principais habitats para o desenvolvimento de populações de microrganismos envolvidos na decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, entre outros (Anderson; Cairney, 2004).

Siqueira (1999) relata que os microrganismos são sensíveis às alterações que ocorrem no ambiente, assim o estudo da população de fungos e bactérias do solo pode auxiliar no monitoramento da qualidade ambiental do solo. Desta forma, os microrganismos do solo são bioindicadores potenciais para a avaliação da qualidade de solos irrigados com vinhaça em função das suas características peculiares de atividade bioquímica e metabólica e por serem sensíveis às mudanças no ambiente, proporcionando uma resposta rápida a fatores adversos (Silva; Martins, 2011). Sendo assim, objetiva-se com este avaliar a influência de diferentes doses de vinhaça na população de microrganismos do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no laboratório de microbiologia e fitopatologia do UniCesumar, município de Maringá-PR. A vinhaça utilizada no experimento foi coletada em uma usina localizada na região de Maringá que já a utiliza na agricultura como fertilizante.

As unidades de solo utilizadas no experimento de incubação foram coletadas em áreas agricultáveis que nunca receberam aplicação de vinhaça (SV) e em áreas que vêm recebendo aplicação do produto a mais de 15 anos (CV), sendo o solo das duas áreas classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) com 8 tratamentos e 4 repetições totalizando 32 parcelas. Os tratamentos foram os seguintes: testemunha (solo sem aplicação de vinhaça); aplicação de lâmina de vinhaça correspondente a 100 m³/ha; lâmina correspondente a 200 m³/ha de vinhaça e lâmina correspondente a 300 m³/ha de vinhaça, estes tratamentos foram aplicados em solo agricultável que nunca recebeu a aplicação de vinhaça (SV) e em solo que recebeu a aplicação de vinhaça de maneira regular (CV).

As amostras de solo foram pesadas e acondicionadas em potes plásticos, sendo 1 kg de solo/pote, cada pote foi identificado e constituiu as unidades experimentais. A vinhaça foi aplicada na superfície dos vasos até alcançar as lâminas proporcionais a 100, 200 e 300 m³/ha. Após a aplicação da vinhaça os tratamentos foram incubados em condição ambiente.

Para avaliar o efeito dos tratamentos na população de fungos e bactérias do solo foram realizadas amostragens destes com 0, 30, 60 e 120 dias, após a incubação, sendo coletada em cada período uma amostra de 10 g de solo de cada tratamento.

As quantificações e identificações dos microrganismos presentes nos solos foram feitas a partir do isolamento dos mesmos através da técnica de diluição em série, com quatro repetições por tratamento. O meio de cultura utilizado para o cultivo microbiano foi o BDA (batata, dextrose e ágar). As placas foram incubadas em temperatura ambiente e após três dias de incubação as placas foram examinadas para quantificação dos microrganismos e caracterização das colônias como fúngicas e bacterianas. As colônias fúngicas isoladas foram classificadas a nível de gênero posteriormente. Os resultados foram tratados estatisticamente usando-se um software específico e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott com nível de 5% de significância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em todos os tratamentos avaliados a população bacteriana variou bastante durante o período experimental. De acordo com a figura 01 verifica-se que os tratamentos onde ocorreu menor porcentagem de crescimento bacteriano aos 120 dias após a incubação foram os com aplicação de vinhaça em solo que nunca havia recebido este subproduto a campo, já nos tratamentos testemunhas e nos tratamentos com aplicação de diferentes quantidades de vinhaça em solo já fertirrigado com a mesma observou-se maior porcentagem de crescimento bacteriano.

Quanto a população de fungos esta era mais elevada nas amostras recém coletadas e incubadas (Figura 02), após 30 e 60 dias de incubação a população decaiu e aos 120 dias a população aumentou nos tratamentos onde não era aplicada a vinhaça anteriormente a campo. O gênero de fungo que ocorreu com maior frequência no experimento foi o *Aspergillus* que foi isolado em todos os tratamentos (Tabela 01), seguido pelos gêneros *Penicillium* e *Rhizopus*, sendo estes fungos decompositores e potenciais patógenos para algumas espécies de plantas.

Estes resultados demonstram que a vinhaça nas condições deste experimento exerceu efeito sobre a população de bactérias principalmente em solos em que nunca foi aplicado este produto, mas em solos em que já recebem esta a população bacteriana foi pouco influenciada. Quanto a população de fungos a mesma decaiu após a aplicação da vinhaça em todos os tratamentos e aos 120 dias a população voltou a crescer nos tratamentos SV1, SV2 e SV3.

Durante o período experimental verificou-se uma leve alteração do pH, ficando este mais alcalino nas maiores doses utilizadas, da mesma forma ocorreu uma alteração do teor de matéria orgânica do solo, fatores que podem ter influenciado na variação da população microbiana do solo.

Em estudo semelhante Santos et al. (2009) verificaram que a adição de vinhaça resultou em aumento da população de fungos, a partir dos 30 dias de incubação o que diverge dos resultados verificados neste experimento, onde a população de fungos de alguns tratamentos (SV1, SV2 E SV3) começou a crescer após 120 dias de incubação. Os autores verificaram também que a população de bactérias não foi afetada até os 90 dias de incubação, podendo observar o seu crescimento a partir dos 120 dias.

CONCLUSÃO

A vinhaça afeta a população microbiana do solo, principalmente em áreas em que nunca se utilizou este subproduto, reduzindo esta população microbiana logo após sua aplicação.

Experimentos a campo devem ser realizados para verificar esta dinâmica no meio ambiente e também suas causas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, I. C.; CAIRNEY, J. W. G. Diversity and ecology of soil fungal communities: increased understanding through the application of molecular techniques. **Environmental Microbiology**, v. 6, n. 8, p. 769-779, 2004.
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento de safra brasileira: cana-de-açúcar, primeiro levantamento, abril/2014** - Companhia Nacional de Abastecimento. – Brasília: Conab 2014. 23p.
- GASPAROTTO, F.; RODRIGUES, F. da S.; SERATTO, C. D.; COSTA, T. R. (Org.). CENTRO UNIVERSITÁRIO DE MARINGÁ Núcleo de Educação a Distância. **Cadeias produtivas da cana-de-açúcar, do algodão e de frutas**. Reimpressão revista e atualizada, Maringá - Pr, 2014. 219 p.
- LOPES, E. S. et al. Efeito residual da vinhaça na população autóctone de *Rhizobium* do solo. **Bragantia**, v. 45, n. 1, p. 29-36, 1986.

SANTOS, T.M.C.S.; SANTOS, M.A.L.; SANTOS, C.G.; SANTOS, V.R.; PACHECO, D.S. Efeito da fertirrigação com vinhaça nos microrganismos do solo. **Revista Caatinga**, v.22, n.1, p.155-160, 2009.

SILVA, D. T.; MARTINS, M. D. Qualidade microbiológica do solo fertirrigado com vinhaça. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, v.9, n.2, p.273 – 282, 2011.

SIQUEIRA, J. O. **Inter-relação fertilizante, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras: SBCS, 1999. 818 p.

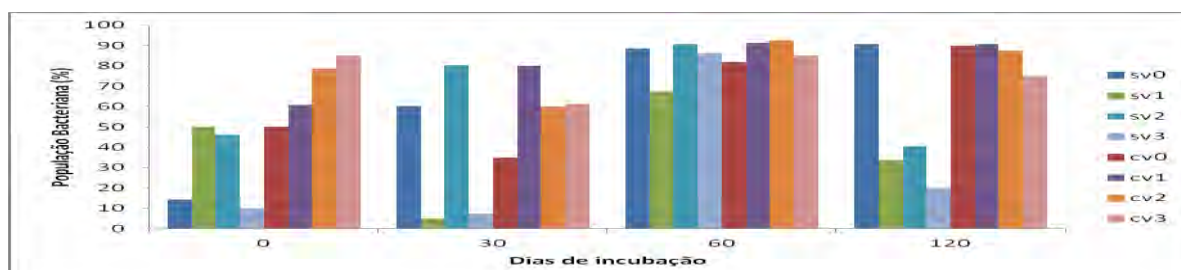


Figura 01. Porcentagem de colônias bacterianas em solos que não haviam recebido aplicação de vinhaça em campo (SV) e solos que receberam aplicação constante de vinhaça em campo por aproximadamente 15 anos (CV) nas diferentes dosagens experimentais.



Figura 02. Número de unidades formadoras de colônias (UFC) fungicas em solos que não haviam recebido aplicação de vinhaça em campo (SV) e solos que receberam aplicação constante de vinhaça em campo por aproximadamente 15 anos (CV) nas diferentes dosagens experimentais.

Tabela 01. Gêneros fungicos identificados em solos que não haviam recebido aplicação de vinhaça em campo (SV) e solos que receberam aplicação constante de vinhaça em campo por aproximadamente 15 anos (CV) nas diferentes dosagens experimentais.

Gêneros de fungos	Tratamentos							
	CV0	CV1	CV2	CV3	SV0	SV1	SV2	SV3
<i>Aspergillus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Monilinia</i>	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Penicillium</i>	X	X	-	X	X	-	X	X
<i>Phoma</i>	X	-	-	-	-	-	-	X
<i>Rhizopus</i>	-	-	X	X	X	X	-	X
<i>Trichoderma</i>	-	-	-	X	-	-	X	-

IMPACT OF HEMATITE NANOPARTICLES ON A COMMUNITY OF AMMONIUM-OXIDIZING BACTERIA

Perazzoli, S.^{*1}; Spina, F.¹; Soares, H.M.¹

¹ Federal University of Santa Catarina, Florianópolis-SC-Brasil.

*e-mail: perazzoli.simone@gmail.com

ABSTRACT: Ammonium-oxidizing bacteria (AOBs) are among the microorganisms most sensitive to inhibitory compounds in the aerobic environments and are useful as biosensors to assess contaminant toxicity information in the wastewater treatment plants (WWTP). With the expansion of nanotechnology use, the release of nanomaterials (NMs) into the environment is inevitable. However, few studies have evaluated its potential impact on WWTP. Thus, this work aimed to assess the effect of hematite nanoparticles (Fe_2O_3 NPs) with a diameter around 20-40 nm on AOBs. For this, AOBs were exposed in a short-term period (14h) to different concentrations (0.2 to 1.0 g. L⁻¹) of Fe_2O_3 NPs. A decrease of the 54.44% in the $\text{NO}_2\text{-N}$ production rate was observed for the major concentration of Fe_2O_3 NPs studied compared with the control sample. The Fe_2O_3 NPs concentration that reduces 50% of $\text{NO}_2\text{-N}$ production rate (IC-50) was estimated 0.67 g $\text{Fe}_2\text{O}_3\text{NP.L}^{-1}$. It was observed that hematite nanoparticle remained incorporated in the sludge. Regarding this, it is possible to say that it can reach the environment through the methods of sludge disposal, mainly in cases of the reuse as fertilizer for soil.

Keywords: Ammonium-oxidizing bacteria, impact of iron oxide nanoparticles, nanotechnology.

INTRODUCTION

The number of products containing manufactured nanomaterials (NMs) has grown rapidly in last years, with more than 1,600 commercial products available in the market, according to The Project on Emerging Nanotechnologies (2014). In 2013, the total production of nanomaterials was estimated at 11 million tons, with a market value around 20 billion euros. The application areas of NMs include industrial and services sectors. As examples, it can be cited the use of carbon nanotubes, metallic and semiconductor nanoparticles (ABDI, 2013). However, with the growing use of nanotechnology, the release of NMs to the environment is inevitable (Yang et al., 2014) and may occur through point or diffuse sources and via direct introduction into the environment, when used for environmental remediation, for example (EPA, 2014). The small size of the NPs (1-100 nm) facilitates the transport and diffusion to the atmosphere, soil and water, hindering its removal by conventional techniques, facilitating their entry and accumulation in living cells (Wiesner et al., 2006; Som et al., 2010, Som et al., 2011). When presents in WWTP, if the NPs remained stable, they will be released to the aquatic environment; whereas, if incorporated in the sewage sludge, they can affect the terrestrial environment (Brar et al., 2010). Furthermore, the presence of NPs themselves can negatively affect the WWTP, deteriorating the quality of the effluent water (Hwang et al., 2010).

Among the NMs, the iron oxide nanoparticles - IONPs (i.e. hematite [$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$], maghemite [$\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$] and magnetite [Fe_3O_4]) have been attract considerable commercial interest, due the magnetic properties, high catalytic capacity and antimicrobial activity (Klaine et al., 2008, Apte et al., 2009, Kádár et al., 2010), enabling application in areas such as biomedicine and environmental remediation (Zhu et al., 2012). Nevertheless, despite the increasing use of IONPs, few studies have been conducted to evaluate its impact on the biological WWTP. In this process, due the high sensitivity, AOBs have been used in several studies to assess the potential effects caused by toxic compounds, including nanomaterials, acting as biosensors. Recent works have displayed that the activity of AOBs can be affected

by the presence of nanomaterials (Yang et al., 2014, Ni et al. 2013), but studies evaluating the effect of IONPs are scarce. Thus, this study aimed to evaluate the impact of Fe_2O_3 NPs in a short-term period on the AOBs community activity.

MATERIAL AND METHODS

A 5 L cylindrical sequential batch reactor (SBR) was used for AOBs cultivation. Inoculum (1.6 g SSV.L^{-1} , 10% v/v) was obtained from a nitrifier culture maintained in a bench scale batch reactor originally enriched an activated sludge from a municipal WWTP (CASAN, located in Florianópolis, Brazil). Inorganic mineral medium, modified from Campos et al. (1999), containing only ammoniacal nitrogen ($0.9 \text{ g NH}_4\text{-N.L}^{-1}$) as substrate, was used to feed the AOB reactor. To assess the effect of Fe_2O_3 NP, AOBs were exposed to $0.0 - 1.0 \text{ g Fe}_2\text{O}_3 \text{ NP. L}^{-1}$ (20-40 nm), commercially available (SkySpring Nanomaterials, Texas, USA), by a short-term period of 14 h (time required to complete the ammonium oxidation from the sample control). The assays were conducted in orbital *shaker* (150 rpm, 30°C), using batch glass reactors (200 mL) inoculated with AOB (0.5 g SSV.L^{-1}) and feed with $0.15 \text{ g NH}_4\text{-N.L}^{-1}$. During the assays samples were collected each 2 h and centrifuged (7500 rpm, 20 min) in centrifugal filters units (Amicon Ultra[®]) in order to remove the nanoparticles residues from samples and the nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$) content was determined. Total soluble iron (Fe_{total}) and suspended solids analyses were carried out at the end of assays. Fe_{total} and $\text{NO}_2\text{-N}$ were spectrophotometrically determined (HACH DR 5000 UV-vis) by analytic kits Nitriver2 (Hach) and FerroVer (Hach), respectively. Suspended solids analyses were carried out according to APHA (2012).

RESULTS AND DISCUSSION

In this study the reduction of the specific nitrite production rate ($\text{mgN-NO}_2. \text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$) was observed in the Fe_2O_3 NPs presence. With the increase of 0.2 to 1.0 g.L^{-1} of NPs concentration it was observed a decrease in the specific nitrite production rate of 22.64% ($19.19 \text{ mgN-NO}_2. \text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$) to 53.37% ($11.07 \text{ mgN-NO}_2. \text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$), respectively. It can be observed in Figure 1, the concentration that reduces 50% of $\text{NO}_2\text{-N}$ production rate (IC-50) was estimated around 0.67 g.L^{-1} . The possible mechanisms of IONPs toxicity are attributed to the occurrence of damage due to oxidative stress, physical injury to the cell surface and impacts by bioaccumulation (Oberdorster et al., 2005, Nel et al., 2006, Klaine et al., 2008, Apte et al., 2009), which ultimately leads to bacterial cells death. The nonlinear behavior observed (Figure 1) can be justified by the use a mixed culture, where many species that compose the biomass may have different sensitivities to the NPs studied.

According to Ni et al. (2013), in activated sludge WWTP, the adsorption onto biomass is believed as one of the primary mechanisms of pollutants removal, and this adsorption process causes the accumulations of these contaminants in the sludge. This authors evaluated de IONPs effect in a lab scale SBR in a short-term period of 7 days. They reported that IONPs impacted negatively on the process. With a load shock of 0.2 g. L^{-1} it was evident a decrease on the total N removal efficiency to 68.1% compared to the control, indicating the microbial activity inhibition. Hwang et al. (2012) assessed the effect of IONPs coated with surfactants on the effluent quality of a SBR simulating the secondary step in WWTP. The results showed that 8.7% of NPs applied remained in the effluent and its presence negatively influenced on the quality of the effluent in relation to COD, turbidity and apparent color parameters. This implies that NPs can be inserted into the environment through the release of wastewater.

In this study, a lower amount of total soluble Fe was observed (0.4 mg.L^{-1}) for all samples, including the control (probably due the iron presence on micronutrients medium), suggesting no release of iron ions from NPs. These data are relevant and suggest that one possible route to NPs reach the environment is from sludge, mainly due to the disposal methods adopted such as reuse as soil fertilizer.

CONCLUSION

It is evident that the release of nanomaterials into the environment tends to be inevitable and yet almost nothing is known about the bioavailability, biodegradability and toxicity effects. Moreover, the studies who report the possible effects of these compounds on environmental systems are few. This work showed that the AOB activity decrease in the presence of high amounts of Fe₂O₃ NPs and the nanoparticles stayed strongly aggregated to bacterial biomass. It is worth mentioning that until this moment, there are no reports of studies that evaluated the effects of hematite nanoparticles on AOBs communities, which are among the groups of microorganisms with the greatest influence on the biological wastewater treatment systems performance.

Acknowledgments

The corresponding author thanks to CAPES for their financial studies support.

REFERENCES

- ABDI-Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial. 2013. Relatório de Acompanhamento Setorial. Nanotecnologia na área da saúde: mercado, segurança e regulação. Brasília, 50 p.
- APHA, 2012. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater, 22thed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Apte, S.C., Rogers, N.T., Batley, G.E. (2009). Ecotoxicology of manufactured nanomaterials. In: Lead, J.R., Smith, E. (eds). Environmental and human health effects of nanotechnology. John Wiley and Sons, Chichester, p. 267-305.
- Brar, S.K., Verma, M., Tyagi, R.D., Surampalli, S.Y. (2010). Engineered nanoparticles in wastewater and wastewater sludge e evidence and impacts. Waste Management, **30**, 504-520.
- Campos, J.L., Garrido-Fernández, J.M., Méndez R.E., Lema J. M. (1999). Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit. Bioresource Technology, **68**, 141-148.
- EPA-Environmental Protection Agency. (2014). Technical fact sheet- Nanomaterials. Available in: <http://www2.epa.gov/>.
- Hwang, S., Martinez, D., Perez, P., Rinaldi, C. (2012). Resilience of SBR Activated Sludge System against the Presence of Engineered Iron-Oxide Nanoparticles. In: Proceedings of 2nd International Conference on Environmental and Agriculture Engineering, 2012.
- Hwang, S., Martinez, D., Perez, P., Rinaldi, C. (2010). Effect of surfactant-coated iron oxide nanoparticles on the effluent water quality from a simulated sequencing batch reactor treating domestic wastewater". Environmental Pollution, **159**, 411-3415.
- Kádár, E.; Lowe, D.M.; Solé, M.; Fisher, A.S.; Jha, A.N.; Readman, J.W.; Hutchinson, T.H. (2010). Uptake and biological responses to nano-Fe versus soluble FeCl₃ in excised mussel gills. Analytical and Bioanalytical Chemistry, **396**, 657-666.
- Klaine, S.J., Alvarez, P.J.J, Batley, G.E., Fernandes, T.F., Handy, R.D., Lyon, D., Mahendra, S., Mclaughlin, M.J., Lead, J.R. (2008) Nanomaterials in the environment: behaviour, fate, bioavailability and effects. Environmental Toxicology and Chemistry, **27**, 1825-1851.
- Nel, A., Xia, T., Madler, L., Li, N. (2006). Toxic potential of materials at the nanolevel. Science, **311**, p.622-627.
- Ni, S.-Q., Ni, J., Yang, N., Wang, J. (2013). Effect of magnetic nanoparticles on the performance of activated sludge treatment system. Bioresource Technology, **143**, 555-561.
- Oberdorster, G., Oberdörster, E., Oberdörster, J. (2005). Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. Environmental Health Perspective, **113**, 823-839.
- Som, C., Berges, M., Chaudhry, Q., Dusinska, M., Fernandes, T.F., Olsen, S.I., Nowack, B. (2010). The importance of life cycle concepts for the development of safe nanoproducts. Toxicology, **269**, 160-169.

Som, C.; Wick, P.; Krug, P.; Nowack, B. Environmental and health effects of nanomaterials in nanotextiles and façade coatings. (2011). *Environment International*, **37**, 1131-1142.

Stoimenov, P.K.; Klinger, R.L.; Marchin, G.L.; Klabunde, K.J. (2001). Metal oxide nanoparticles as bactericidal agents. *Langmuir*, **18**, 6679-6686.

The Project on Emerging Nanotechnologies. Disponível em: <http://www.nanotechproject.org/>

Yang, Y.; Li, M.; Michels, C.; Soares, H.M.; Alvarez, P.J.J. (2014). Differential sensitivity of nitrifying bacteria to silver nanoparticles in activated sludge. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **33**, 2234–2239.

Wiesner, M. R.; Lowry, G. V.; Alvarez, P.; Dionysiou, D.; Biswas, P. (2006). Assessing the risks of manufactured nanomaterials. *Environmental and Science and Technology*, **40**, 4336-4345.

Zhu, X.; Tian, S; Cai, Z. (2012). Toxicity assessment of iron oxide nanoparticles in Zebrafish (*Danio rerio*) early life stages. *PLOS ONE*, **7**, 1-6.

Figure 1. Nitrite production in the presence of 0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 and 1.0 g Fe₂O₃ NPs. L⁻¹

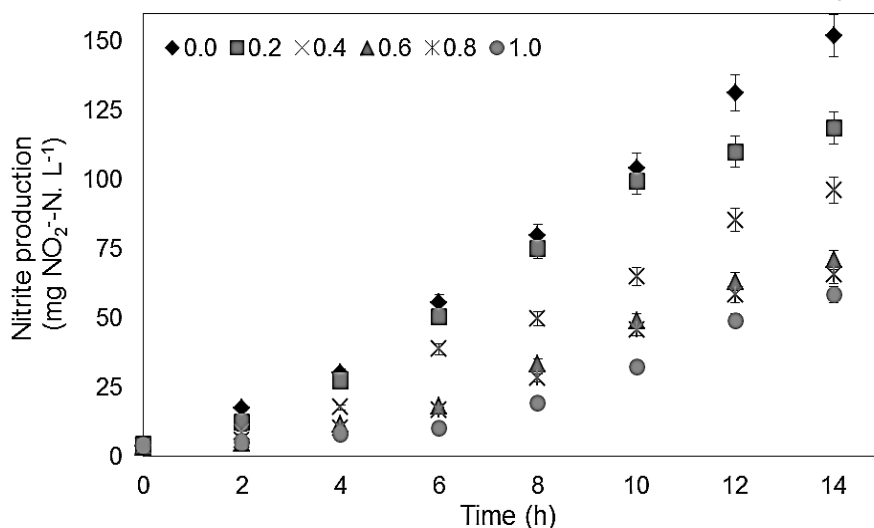
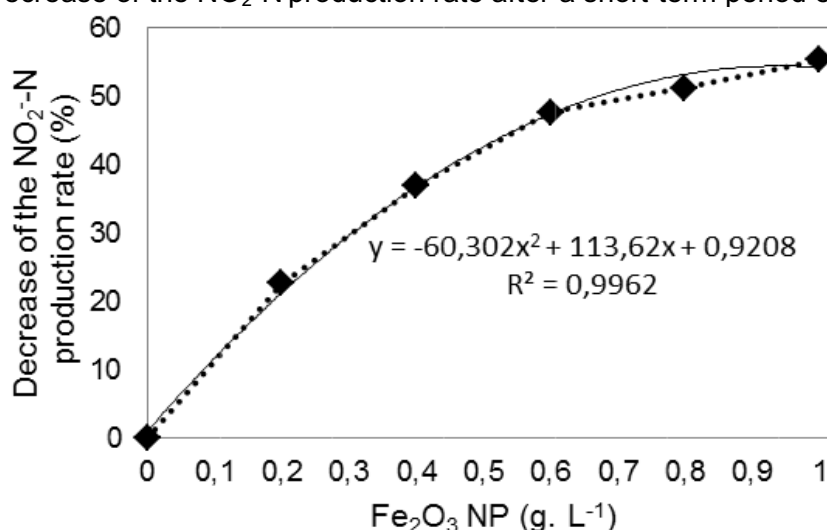


Figure 2. Decrease of the NO₂-N production rate after a short-term period exposure (14 h).



USO DE RESÍDUOS PARA PRODUÇÃO DE ENERGIA

CUSTO ENERGÉTICO DE CONSTRUÇÃO DE BIODIGESTORES PARA O MANEJO E TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA SUINOCULTURA

VELOSO*¹, A.V.; CAMPOS², A.T.; MATTIOLI³, M.C.; MARIN⁴, D.B.; YANAGI JÚNIOR², T.; SILVA⁵, E.B.

¹Professor Adjunto do Departamento de Engenharia/UFLA; ²Professores Associados do Departamento de Engenharia/UFLA; ³Mestrando em Engenharia Agrícola/UFLA; ⁴Graduando em Engenharia Ambiental/UFLA;

⁵Professor Associado do Departamento de Agronomia/UFVJM

*E-mail do apresentador: veloso.alessandrovieira@yahoo.com.br

RESUMO: Pela praticidade e simplicidade de construção, nos últimos anos, os biodigestores tubulares, também conhecidos como canadense, têm sido utilizados para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. Contudo, a escassez de informações acerca da composição energética destas estruturas limita a realização de estudos relacionados às análises energéticas nestes biosistemas. O objetivo deste trabalho foi contabilizar a energia empregada na construção de biodigestores anaeróbios de fluxo tubular, utilizados para o manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. Para tanto, foram quantificados os componentes envolvidos na construção dos biodigestores e, em seguida, para a correta transformação em unidades de energia desses componentes, multiplicou-se a quantidade destes pelos seus respectivos coeficientes energéticos. Os resultados indicaram que a construção dos biodigestores consumiu 490.179,59 MJ de energia, sendo que o componente mais expressivo no consumo energético foram as geomembranas flexíveis de PVC (29,33%), seguido pelas tubulações de PVC e lonas de impermeabilização com 28,45% e 21,06% da energia consumida, respectivamente. Considerando o volume útil dos biodigestores, o índice energético determinado foi de 225,89 MJ m⁻³.

PALAVRAS-CHAVE: Construções Rurais, Energia, Biogás, Biosistemas, Sustentabilidade.

ENERGY INPUTS USED BUILDING OF BIODIGESTERS FOR MANAGEMENT AND TREATMENT OF SWINE WASTES

ABSTRACT: For convenience and simplicity of construction in recent years, the tubular digesters have been used for the management and treatment of swine wastes. However, the scarcity of information about the energy composition of these structures limits the realization of energetic analyzes related these studies biosystems. The goal of this work was to evaluate the estimated energy involved in the construction of anaerobic biodigesters used for the management and treatment of swine wastes. To this end, the components involved in the construction of anaerobic biodigesters was quantified and transformed in energy units. In following, the quantity was multiplied by their respective energy of these coefficients. The results indicated that the construction of biodigesters consumed 490,179.59 MJ of energy. The most significant energy component in energy consumption were flexible PVC geomembranes (29.33%), followed by pipes and sealing of tarps with 28.45% and 21.06% energy consumed, respectively. Considering the useful volume of the biodigesters, the energy index was determined was 225.89 MJ m⁻³.

KEYWORDS: Rural buildings, energy, biogas, biosystems, sustainability.

INTRODUÇÃO

O estudo da energia empregada em sistemas agrícolas, seus fluxos, distribuição e conversão constituem em um importante meio instrumental para a avaliação da sustentabilidade, principalmente ao considerar as crises do setor energético (Souza et al., 2009; Angonese et al., 2006; Campos et al., 2003). Esse procedimento possibilita a determinação dos processos, materiais e equipamentos de maior consumo de energia, indicando opções de economia (Veloso et al., 2012; Campos et al., 2003).

Contudo, é importante considerar que, dos debates estabelecidos sobre a questão energética no Brasil, o estudo sobre o balanço energético dos sistemas produtivos tem sido pouco explorado, uma vez que maiores considerações têm sido efetuadas na busca por novas fontes, a partir de culturas com alto potencial de produção calórica (Campos et al., 2005).

Nesse contexto, pouca atenção tem sido dada a despeito dos consumos energéticos para construções e instalações utilizadas nos diversos processos produtivos agrícolas brasileiros (Campos et al., 2003), justificando estudos nessa área, uma vez que a construção civil é um setor bastante heterogêneo (Fazinga & Saffaro, 2012; Mello & Amorim, 2009) e dependente de energia (Chang et al., 2010). Assim, a origem dos materiais ou matérias-primas empregados em uma construção é um dos principais fatores que influenciam seu custo energético (Campos et al., 2003).

No meio rural, os biodigestores anaeróbios são considerados como construções imprescindíveis nos tempos atuais, haja vista que sua utilização contribui para integração e sustentabilidade de diversas atividades, devido ao seu aproveitamento de resíduos, que normalmente, é dado pouco ou mesmo nenhum valor comercial e, convertendo-o em duas grandes fontes de desenvolvimento, ou seja, energia renovável e biofertilizante. Além disso, essas estruturas promovem o saneamento e reduzem as emissões de gases de efeito estufa (Kaparaju & Rintala, 2011; Massé et al., 2011; Galbiatti et al., 2010; Quadros et al., 2010; Zheng et al., 2010; Holm-Nielsen et al., 2009).

Desse modo, por se constituírem nas estruturas responsáveis pela geração de energia renovável, estudos acerca do custo energético dos biodigestores representam uma abordagem promissora, a fim de incrementar os dados disponíveis na literatura, principalmente para os estudos envolvendo os fluxos de energia em sistemas biointegrados, que promovem a geração de vultosas quantidades de resíduos orgânicos com o seu posterior aproveitamento (Cervi et al., 2010; Angonese et al., 2006).

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi estimar o consumo energético embutido na construção de biodigestores modelo canadense, que promovem o manejo e o tratamento de resíduos em um sistema de produção de suínos.

MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizada uma estimativa da energia envolvida na construção da estrutura responsável pelo manejo e tratamento de resíduos de um sistema de produção de suínos de ciclo completo, localizado no município de Lavras, estado de Minas Gerais - MG, que está situada à latitude de 21°14" Sul e longitude de 45°00" Oeste, com 918 m de altitude (Dantas et al., 2007). O sistema de produção de suínos em questão produz diariamente 54,85 m³ de biomassa residual. Diante disso, dois biodigestores modelo canadense, também denominados de tubulares (Martí-Herrero & Cipriano, 2012; Quadros et al., 2010; Cervi et al., 2010; Orrico Júnior et al., 2009), dimensionados para um tempo de retenção hidráulica de 30 dias e operação contínua, realizam o tratamento de biodigestão anaeróbia dos resíduos. Cada biodigestor possui dimensões externas de 32 x 17 m, dimensões internas de 27 x 12 m, profundidade de 2,5 m e volume de 1.085 m³, sendo cobertos com geomembranas flexíveis (gasômetros) de policloreto de vinila (PVC). Além disso, é importante considerar a caixa difusora de fluxo, construída em polietileno, que possibilita a distribuição dos resíduos para o interior da câmara de fermentação, que possuem paredes laterais e a parte inferior revestidas com lona de impermeabilização de PVC, cuja função é impedir a infiltração de material orgânico ao solo. Para ancoragem dos gasômetros à construção, foi feita uma fundação direta contínua de 0,50 m de profundidade e 0,20 m de largura.

Nesse trabalho, também foram consideradas as tubulações de PVC responsáveis por conduzir o fluxo (entrada e saída) dos resíduos nos biodigestores, bem como as tubulações requeridas para o transporte do biogás. O sistema foi delimitado pelas atividades

relativas à construção dos biodigestores, as quais incluíram operações referentes à movimentação de terra, técnicas construtivas, mão-de-obra e materiais empregados na construção civil, destacando-se os seguintes componentes: mão-de-obra, óleo diesel, óleo lubrificante, graxa, máquinas, geomembranas flexíveis de PVC, lona de impermeabilização, tubulações de PVC, caixa difusora de fluxo, fundações de concreto, chapas de aço e parafusos. Os componentes envolvidos na construção dos biodigestores foram quantificados e para sua transformação em unidades de energia, multiplicou-se a quantidade destes pelos seus respectivos coeficientes energéticos estabelecidos por diversos autores e por catálogos de fabricantes. As máquinas utilizadas no processo de construção (escavação e terraplenagem) dos biodigestores, com seus respectivos pesos, vida útil, horas de utilização e consumo de combustíveis e lubrificantes estão identificadas a seguir. O peso, os consumos de óleo diesel, óleo lubrificante e graxa dos itens foram estimados a partir dos manuais das máquinas. Para o cálculo da energia consumida por máquinas e equipamentos, utilizou-se metodologia empregada por diversos pesquisadores (Veloso et al., 2012; Jasper et al., 2010; Souza et al., 2009; Angonese et al., 2006; Santos & Lucas Júnior, 2004; Campos et al., 2003), a qual consiste na aplicação de um método baseado na depreciação energética, que com base na massa das máquinas e equipamentos, consiste em depreciá-los durante sua vida útil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os biodigestores modelo canadense utilizados para o manejo e tratamento dos resíduos da suinocultura consumiram o total de 490.179,59 MJ em sua construção. Em um estudo sobre a eficiência energética de um plantel de 600 suínos da fase de crescimento-terminação, dois biodigestores utilizados para o manejo e tratamento dos resíduos foram responsáveis pelo consumo de 3.785,80 MJ de energia (Angonese et al., 2006). Esse valor é bastante contrastante aos encontrados nesse trabalho (490.179,59 MJ). Contudo, vale ressaltar que os biodigestores da pesquisa de Angonese et al. (2006) eram formados por dois tanques cilíndricos (usados em postos de combustível) de 15 m³ cada um, construídos em aço carbono, possuindo, dessa forma, peculiaridades construtivas bem diferentes dos biodigestores modelo canadense avaliados nesse estudo. Embora haja grandes diferenças no tocante ao consumo de energia e entre as tipologias construtivas dos biodigestores avaliados nesse estudo e aos analisados por Angonese et al. (2006), é importante ressaltar que essa grande variação demonstra a necessidade de mais estudos para as instalações rurais conduzidas no Brasil, considerando a diferenciação regional e o nível de sofisticação dessas construções. Essa variação se torna ainda mais acentuada, quando se compara o custo energético para construção no Brasil e em outros países (Campos et al., 2003). Na análise de outros estudos concernentes ao dispêndio de energia em instalações rurais, que lançaram mão da metodologia envolvendo a composição energética dos materiais utilizados em construções, pôde-se constatar o seguinte. Um galpão destinado à produção de suínos em cama sobreposta consumiu o total de 1.743.783,37 MJ em sua construção (Veloso et al., 2012). Diante da mesma rubrica energética, Souza et al. (2009) reportaram o valor de 9.429,33 MJ para instalações de suínos, enquanto que Angonese et al. (2006) relataram que as construções destinadas à produção de suínos consumiram 9.151,14 MJ de energia. Por sua vez, Campos et al. (2003) analisaram uma edificação em alvenaria com estrutura aéreo-portante em concreto armado para armazenamento de feno e obtiveram o valor de 103.327,73 MJ.

Na mesma linha de raciocínio, por meio de um levantamento dos componentes energéticos envolvidos na construção de lagoas de estabilização em série, utilizadas no manejo e tratamento de resíduos da suinocultura. Souza et al. (2009) observaram que essas estruturas foram responsáveis pelo dispêndio de 1.393,92 MJ de energia. Para demonstrar o quanto o setor de construção civil é dependente de energia, Chang et al. (2010) identificaram que o consumo energético em edificações respondeu por 47% do consumo

total de energia na China. Ademais, os mesmos pesquisadores destacaram que, em virtude da acelerada urbanização, bem como da construção de infraestrutura, esse percentual tende a aumentar nas próximas décadas.

Em sua análise energética sobre a produção de feno de *Cynodon dactylon*, Campos et al. (2005) utilizaram a terminologia “estrangulador” ao se referirem à rubrica energética que mais consumiu energia no sistema estudado. Diante disso, nesse trabalho, tem-se que o principal “estrangulador” de energia foram as geomembranas flexíveis de PVC, utilizadas como gasômetros, com 29,33% (143.757,90 MJ) do total de energia consumida. Em seguida, as tubulações de PVC e a lona de impermeabilização, responderam com 28,45% (139.476,38 MJ) e 21,06% (103.210,70 MJ), respectivamente.

As geomembranas e as lonas de impermeabilização dos biodigestores avaliados nesse trabalho constituem-se nos chamados geossintéticos, que são um conjunto de produtos poliméricos industriais, cujas propriedades contribuem para a melhoria de obras de engenharia civil, exercendo múltiplas funções, tais como: reforço, filtração, drenagem, proteção, separação, impermeabilização, controle de erosão superficial, dentre outros (Pitanga et al., 2013). O advento desses produtos revolucionou vários aspectos do projeto e construção de obras na construção civil e, em particular, das obras de proteção ambiental (Pitanga et al., 2013; Lavoie et al., 2013). Embora apresentem um elevado custo de capital (Martins & Oliveira, 2011), além de alto custo energético, conforme foram identificadas nesta pesquisa, atualmente, as geomembranas flexíveis de PVC, utilizadas como gasômetros de biodigestores modelo canadense, são muito importantes ao processo de biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos no meio rural, pois estas estruturas apresentam praticidade e simplicidade de construção, possuem capacidade de alongação, que permite fácil acoplamento com os movimentos decorrentes da produção de biogás, além de serem resistentes às variações de temperatura e à radiação solar (Cepero et al., 2012).

Ainda é importante considerar que as geomembranas usadas como gasômetro possibilitam a captura de metano, o que contribui para minimizar a emissão deste e de outros gases de efeito estufa para a atmosfera (Cirino & Faria, 2013; Kaparaju & Rintala, 2011; Massé et al., 2011; Zheng et al., 2010). Sobre as lonas de impermeabilização, seus aspectos ambientais devem ser mencionados, uma vez que, de acordo com Pitanga et al. (2013) e Lavoie et al. (2013), esses materiais minimizam a infiltração de efluentes e gases contaminantes a partir da degradação dos resíduos gerados pelas atividades antrópicas, impedindo-os de atingir as águas subterrâneas. O consumo expressivo de energia apresentado pelas tubulações de PVC, isto é, 28,45% (139.476,38 MJ) da energia consumida no total pode ser justificado pelo fato desses materiais serem indispensáveis para promover o lançamento dos resíduos da suinocultura para os biodigestores, sendo também requeridos para transportar o biogás dos biodigestores até o conjunto motor gerador de eletricidade. Nesse trabalho, a energia consumida pelo óleo diesel e lubrificantes (óleo lubrificante e graxa) utilizados para o acionamento de máquinas, durante as operações de terraplenagem e escavação, correspondeu a 13,73% (67.348,70 MJ) do total de energia requerida para a construção dos biodigestores.

Por outro lado, Jasper et al. (2010) detectaram que o óleo diesel respondeu com 23,04% do dispêndio energético em um sistema de produção de crame. Trabalhando com culturas forrageiras, Campos et al. (2005) e Campos et al. (2004) observaram que combustíveis e lubrificantes apresentaram, respectivamente, 75,05 e 59,61% do consumo total de energia, assumindo maior contribuição no aporte de energia direta dos sistemas estudados. Nesse contexto, Biaggioni & Bovolenta (2010) salientaram que é necessário a busca por alternativas mais sustentáveis do ponto de vista energético, que possibilitem a utilização mais racional de recursos naturais não renováveis, principalmente, do óleo diesel. Em relação aos itens com menor dispêndio de energia na construção dos biodigestores, como é o caso da mão-de-obra, chapas de aço, parafusos, caixa difusora de fluxo, fundação de concreto e máquinas, é necessário mencionar que na quantificação energética,

componentes com baixo consumo de energia, em termos percentuais, podem ocasionar impactos econômicos, ambientais e sociais importantes (Veloso et al., 2012; Santos & Lucas Júnior, 2004). De maneira análoga ao que foi reportado por Veloso et al. (2012) e Santos & Lucas Júnior (2004), que estudaram o balanço de energia em sistemas de produção de animais, tem-se que é comum encontrar biodigestores semelhantes aos desse estudo consumindo quantidades diferentes de energia e isso pode estar correlacionado aos materiais e técnicas construtivas empregadas, aos equipamentos e práticas de manejo. O setor da construção civil incorpora uma quantidade significativa da energia consumida em um país ou região. Em tempos onde se preconiza uma melhor eficiência energética dos sistemas de produção para garantia da sustentabilidade, faz-se necessário o estudo dos componentes energéticos embutidos nesse setor, associando-os aos aspectos socioeconômicos, à otimização da logística e da infraestrutura de energia, dentre outros (Chang et al., 2010). Os biodigestores modelo canadense consumiram o total de 490.179,59 MJ em sua construção. Considerando-se o volume total dessas estruturas, ou seja, 2.170 m³, o índice energético determinado foi de 225,89 MJ m⁻³. De acordo com Cirino & Faria (2013), o tempo de vida útil de um biodigestor é de 15 anos, após os quais são necessários novos investimentos em decorrência do uso e da depreciação. Na unidade de produção de suínos estudada, do nascimento até o abate, os animais são produzidos em um ciclo período de 150 dias. Diante disso, em estudos sobre o balanço energético, os biodigestores avaliados na energia indireta apresentariam um consumo energético de 13.429,58 MJ ciclo⁻¹.

CONCLUSÃO

Analisando globalmente o tipo de construção rural estudado, o componente energético mais expressivo foi relativo às geomembranas flexíveis de PVC (29,33%), seguido pelas tubulações de PVC (28,45%) e lonas de impermeabilização (21,06%). O índice energético por volume útil de construção de biodigestor modelo canadense foi de 225,89 MJ m⁻³. Em estudos sobre o balanço energético em sistemas de produção de suínos com ciclo período de 150 dias, os biodigestores avaliados na energia indireta apresentariam um consumo energético de 13.429,58 MJ ciclo⁻¹.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Angonese, A.R.; Campos, A.T.; Zacarkim, C.E.; Matsuo, M.S.; Cunha, F. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, (2006), 745-750.
2. Biaggioni, M.A.M.; Bovolenta, F.C. Balanço energético comparativo para rotas de escoamento de soja, **Engenharia Agrícola**, v.30, (2010), 587-599.
3. Campos, A.T.; Saglietti, J.R.C.; Campos, A.T.; Bueno, O.C.; Resende, H.; Gasparino, E.; Klosowski, E.S. Custo energético de construção de uma instalação para armazenagem de feno, **Ciência Rural**, v.33, (2003), 667-672.
4. Campos, A.T.; Saglietti, J.R.C.; Campos, A.T.; Bueno, O.C. Análise energética na produção de feno de *Cynodon dactylon* (L.) PERS, **Engenharia Agrícola**, v.25, (2005), 349-358.
5. Campos, A.T.; Saglietti, J.R.C.; Bueno, O.C.; Campos, A.T.; Klosowski, E.S.; Gasparino, E. Balanço energético na produção de feno de alfafa em sistema intensivo de produção de leite, **Ciência Rural**, v.34, (2004), 245-251.
6. Cepero, L.; Savran, V.; Blanco, D.; Piñon, R.D.; Suárez, J.; Palacios, A. Producción de biogás y bioabonos a partir de efluentes de biodigestores, **Pastos y Forrajes**, v.35, (2012), 219-226.
7. Cervi, R.G.; Esperancini, M.S.T.; Bueno, O.C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica, **Engenharia Agrícola**, v.30, (2010), 831-844.
8. Chang, Y.; Ries, R.J.; Wang, Y. The embodied energy and environmental emissions of construction projects in China: An economic input-output LCA model, **Energy Policy**, v.38, (2010), 6597-6603.
9. Cirino, J.F.; Faria, L.V.P. Biodigestor para geração de energia elétrica a partir da suinocultura: análise de viabilidade para um sítio em Coimbra-MG, **Revista de Ciências Humanas**, v.13, (2013), 421-440.
- 10.

Dantas, A.A.A.; Carvalho, L.G.; Ferreira, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG, **Ciência e Agrotecnologia**, v.31, (2007), 1862-1866. **11.** Fazinga, W.R.; Saffaro, F.A. Identificação dos elementos do trabalho padronizado na construção civil, **Ambiente Construído**, v.12, (2012), 27-44. **12.** Fluck, R.C.; Baird, C.D. 1982. **Agricultural energetics**. University of Florida, Agricultural Engineering Department, Institute of Food and Agricultural Sciences, USA. **13.** Galbiatti, J.A.; Caramelo, A.D.; Silva, F.G.; Gerardi, E.A.B.; Chiconato, D.A. Estudo quali-quantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, (2010), 432-437. **14.** Holm-Nielsen, J.B.; Seadi, T.A.; Oleskowicz-Popiel, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization, **Bioresource Technology**, v.100, (2009), 5478-5484. **15.** Jasper, S.P.; Biaggioni, M.A.M.; Silva, P.R.A.; Seki, A.S.; Bueno, O.C. Análise energética da cultura do crambe (*Crambe abyssinica* Hochst) produzida em plantio direto, **Engenharia Agrícola**, v.30, (2010), 395-403. **16.** Kaparaju, P.; Rintala, J. Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland, **Renewable Energy**, v.36, (2011), 31-41. **17.** Lavoie, F.L.; Bueno, B.S.; Lodi, P.C. Degradação de membrana impermeabilizante de polietileno de alta densidade usada em tanques de armazenamento de vinhaça, **Polímeros**, v.23, (2013), 690-695. **18.** Martins, F.M.; Oliveira, P.A.V. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura, **Engenharia Agrícola**, v.31, (2011), 477-486. **19.** Martí-Herrero, J.; Cipriano, J. Design methodology for low cost tubular digesters, **Bioresource Technology**, v.108, (2012), 21-27. **20.** Massé, D.I.; Talbot, G.; Gilbert, Y. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations, **Animal Feed Science and Technology** 166-167, (2011), 436-445. **21.** Mello, L.C.B.B.; Amorim, S.R.L. O subsector de edificações da construção civil no Brasil: uma análise comparativa em relação à União Européia e aos Estados Unidos, **Produção**, v.19, (2009), 388-399. **22.** Orrico Júnior, M.A.P.; Orrico, A.C.A.; Lucas Júnior, J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica, **Engenharia Agrícola**, v.29, (2009), 474-482. **23.** Pimentel, D. 1980. **Handbook of energy utilization in agriculture**. CRC Press, USA. **24.** Pitanga, H.N.; Vilar, O.M.; Gourc, J.P. Wear resistance of geosynthetic interfaces constituted by geomembranes and geospacers, **Revista Escola de Minas**, v.66, (2013), 227-232. **25.** Quadros, D.G.; Oliver, A.P.M.; Regis, U.; Valladares, R.; Souza, P.H.F.; Ferreira, E.J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, (2010), 326-332. **26.** Santos, T.M.B.; Lucas Júnior, J. Balanço energético em galpão de frangos de corte, **Engenharia Agrícola**, v.24, (2004), 25-36. **27.** Souza, C.V.; Campos, A.T.; Bueno, O.C.; Silva, E.B. Análise energética em sistema de produção de suínos com aproveitamento dos dejetos como biofertilizante em pastagem, **Engenharia Agrícola**, v.29, (2009), 547-557. **28.** Veloso, A.V.; Campos, A.T.; Paula, V.R.; Dourado, D.C.; Yanagi Júnior, T.; Silva, E.B. Energetic efficiency of a production system in swine deep bed. **Engenharia Agrícola**, v.32, (2012), 1068-1079. **29.** Zheng, Y.H.; Li, Z.F.; Feng, S.F.; Lucas, M.; Wu, G.L.; Li, Y.; Li, C.H.; Jiang, G.H. Biomass energy utilization in rural areas may contribute to alleviating energy crisis and global warming: A case study in a typical agro-village of Shandong, China, **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.14, (2010), 3132-3139.

ANÁLISE ENERGÉTICA DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS COM TRATAMENTO DE RESÍDUOS EM BIODIGESTOR E GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DO BIOGÁS

VELOSO*¹, A.V.; CAMPOS², A.T.; MATTIOLI³, M.C.; MARIN⁴, D.B.; YANAGI JÚNIOR², T.; SILVA⁵, E.B.

¹Professor Adjunto do Departamento de Engenharia/UFLA; ²Professores Associados do Departamento de Engenharia/UFLA; ³Mestrando em Engenharia Agrícola/UFLA; ⁴Graduando em Engenharia Ambiental/UFLA;

⁵Professor Associado do Departamento de Agronomia/UFVJM

*E-mail do apresentador: veloso.alessandrovieira@yahoo.com.br

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar os fluxos de energia de um sistema de produção de suínos de ciclo completo, localizado em Lavras – MG. Para tanto, realizou-se estudo de análise energética, através do acompanhamento de um lote de animais, durante o período de 150 dias. Quantificou-se o coeficiente energético de cada componente envolvido no processo de produção e tratamento dos resíduos, por meio de biodigestores (entradas e saídas) e se determinaram as matrizes de consumo energético nas formas de ração, água, mão-de-obra, máquinas e equipamentos, combustíveis e lubrificantes, instalações, produção de suínos vivos, produção de biofertilizante e conversão da energia química do biogás em energia elétrica. Os resultados indicaram que, embora a produção de energia elétrica a partir do biogás contribua para a sustentabilidade, o sistema de produção em questão se enquadrou nas características de um agroecossistema industrial, altamente especializado, importando grande parte da energia consumida no processo de produção e apresentando eficiência energética de 25,29%.

PALAVRAS-CHAVE: Balanço de Energia, Instalações para Suínos, Energia Renovável, Sustentabilidade de Biosistemas, Construções Rurais.

ENERGY ANALYSIS OF SWINE PRODUCTION SYSTEM WITH BIODIGESTER WASTES TREATMENT AND GENERATION OF ELECTRIC ENERGY FROM BIOGAS

ABSTRACT: The goal of this work was to evaluate the energy flows of a complete cycle swine production system, located at Lavras, in the State of Minas Gerais, Brazil. To this end, an energy analysis study was carried, through by monitoring a lot of animals, during the period of 150 days. The energy rate of each compound involved in the production process and waste treatment using a biodigesters (input and output) was quantified. The matrixes of energy consumption were determined in the form of animal feeding, water, human labour, machines and equipments, fuel and lubricants, swine buildings, alive swine for slaughter, biofertilizer production and conversion of biogas into electrical energy. The results indicated that although the production of electrical energy from biogas contributes to sustainability, the swine production system corresponded to an industrial agroecosystem, highly specialized, importing a great part of the energy consumed in the production process, with 25.29% of energy efficiency.

KEYWORDS: Energy input and output, swine buildings, renewable energy, sustainability of biosystems, rural buildings.

INTRODUÇÃO

Atualmente, para suprir as necessidades do mercado consumidor de carnes e derivados, os atuais moldes da atividade suinícola caracterizam-se por sistemas de produção intensivos e tecnificados, os quais preveem a concentração de animais em pequenas áreas, gerando, conseqüentemente, grandes volumes de resíduos poluentes (Campos et al., 2013; Miranda et al., 2012; Orrico Júnior et al., 2011; Xavier & Lucas Júnior,

2010; Kunz et al., 2009; Souza et al., 2008). Além da poluição ambiental, há de se considerar o desperdício de energia, quando não se aproveitam os resíduos (Prado et al., 2010), pois, todo resíduo armazena energia e, nesse âmbito, os sistemas de produção, inclusive, os suinícolas, podem reverter estes resíduos em energia, diminuir seu custo de produção e funcionar de forma energeticamente equilibrada (Santos & Lucas Júnior, 2004). Nesse contexto, uma das alternativas que contribuem para o manejo e o tratamento desses resíduos, é o processo de biodigestão anaeróbia por meio de biodigestores (Xavier & Lucas Júnior, 2010).

Esperancini et al., 2007), pois promove a geração do biogás, como fonte de energia renovável, e do biofertilizante (Miranda et al., 2012; Souza et al., 2008; Avaci et al., 2013; Galbiatti et al., 2010).

Uma das aplicabilidades do biogás é a possibilidade de conversão da sua energia química em eletricidade. Para esse fim, o biogás é utilizado para a alimentação de grupos moto-geradores (Galbiatti et al., 2010; Souza et al., 2010). Estudos sobre a geração de energia elétrica a partir do biogás, gerados por resíduos suinícolas, são ainda recentes (Martins & Oliveira, 2011). Dessa forma, considerando que as unidades de produção de animais confinados demandam energia elétrica e fóssil, que são insumos bastante onerosos no processo produtivo, justificam-se estudos sobre o uso de energia alternativa nesse segmento (Santos et al., 2007).

A sustentabilidade do sistema agrícola pode ser mensurada de diversas formas. Uma delas é avaliar um sistema de produção através da análise energética (Velooso et al., 2009; Campos et al., 2003). A análise energética se baseia no princípio físico de conservação de energia, também conhecido como primeiro princípio da termodinâmica, isto é, a variação de energia em um processo pode ser explicada pelas entradas e saídas de energia (Angonese et al., 2006). Essa análise visa estabelecer os fluxos de energia, identificando sua demanda total, a eficiência energética refletida pelo ganho líquido de energia, pela relação saída/entrada (energia convertida/energia consumida) e a energia necessária para produzir ou processar um quilograma de determinado produto. Nesse processo, quantificam-se todos os insumos utilizados e convertidos, que são transformados em unidades de energia (Velooso et al., 2009; Campos et al., 2003). Estudando o balanço energético em galpões de frangos de corte, (Santos & Lucas Júnior, 2004) reportaram que são raros os estudos enfocando a análise energética no setor pecuário, inclusive na suinocultura.

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar os fluxos de energia em um sistema de produção de suínos com tratamento de resíduos em biodigestores, que utiliza o biogás como matéria-prima para geração de energia elétrica, verificando as formas de energia direta e indireta envolvidas no seu processo de produção.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Granja Niterói, que possui sistema de produção de suínos de ciclo completo, localizada no município de Lavras, estado de Minas Gerais - MG, situada à latitude de 21°14" Sul e longitude de 45°00" Oeste, com 918 m de altitude (Dantas, et al., 2007). As edificações suinícolas que compõem o referido sistema de produção totalizam 5.974 m² de área interna, onde são alojados 5.955 animais, dentre os quais estão 411 matrizes e quatro cachaços. Os resíduos são manejados na forma líquida e conduzidos para o sistema de tratamento através de canaletas laterais externas tampadas com chapas de aço galvanizado. A produção diária de biomassa residual é de 54,85 m³.

O sistema tratamento de resíduos é constituído por uma lagoa de equalização, dois biodigestores e uma lagoa de estabilização. A lagoa de equalização possui 216 m³ de volume vinculada a um conjunto motobomba helicoidal de 25 m³ h⁻¹ de vazão e 15 cv de potência, que propicia a elevação do efluente até uma caixa difusora de fluxo, que distribui os resíduos para dois biodigestores, localizados em nível mais elevado na propriedade. Dois biodigestores modelo canadense realizam o tratamento dos resíduos, cada biodigestor com

volume de 1.085 m³, cobertos com geomembranas flexíveis (gasômetros) de policloreto de vinila (PVC). Após o tratamento os resíduos são escoados, através de tubos de PVC de 200 mm, para uma lagoa de estabilização (volume de 20.451,82 m³). A configuração da planta de geração de eletricidade é constituída pelo motor de combustão interna (máquina primária), que é responsável por gerar a energia mecânica, e pelo gerador síncrono, que transforma a energia mecânica proveniente do motor em energia elétrica. O biogás é transportado do biodigestor até o conjunto motor gerador por tubulação que contém pontos de purga d'água, para remoção de umidade, que se desenvolve na biodigestão anaeróbia. Além disso, com o objetivo de se evitar o efeito corrosivo do sulfeto de hidrogênio (H₂S), são utilizados filtros de limalha de ferro, pois conforme descreveram (Souza et al., 2008; Martins & Oliveira, 2011), esse gás ocasiona danos à conversão de energia, bem como a corrosão dos componentes do sistema.

O motor do conjunto gerador é de combustão interna marca Mercedes Benz ®, modelo 352 "ottolizado" (motor diesel adaptado a Otto), para o uso do biogás como combustível, o qual, de acordo com o fabricante, apresenta potência variando de 92 a 141 kW e um consumo aproximado de 49,10 m³ h⁻¹. O gerador de eletricidade é trifásico da marca WEG, modelo GTA 201 AI HE, 220/380 VCA, 3.600 rpm, 60 Hz, com capacidade nominal de geração de 125 kVA (100 kW). Para cálculos de geração de energia elétrica em baixa tensão, considerando-se um fator de potência de 0,8 (cosØ) (Cervi et al., 2010), esse gerador apresenta potência eficaz de 100 kVA (80 kW). O período de funcionamento do conjunto motor gerador é de 24 horas.

O sistema foi delimitado pelas atividades relativas ao trato e ao manejo dos animais, tratamento dos resíduos gerados, conversão da energia química do biogás em energia elétrica e distribuição do biofertilizante, incluindo, gastos e gerações energéticas embutidas no sistema de produção.

A energia consumida no processo produtivo foi classificada como direta e indireta. Como energia direta, considerou-se aquela referente à água, combustíveis, graxa, lubrificantes, mão-de-obra e ração. Por outro lado, no que se refere à energia indireta, foi considerada a empregada nas instalações, nos biodigestores, nas lagoas de equalização e estabilização, nos silos de ração, na fabricação de máquinas e equipamentos, além de outros *inputs* necessários à produção (Angonese et al., 2006; Veloso et al., 2009). Foram quantificados os componentes envolvidos no processo de produção de suínos sob diferentes formas de energia durante um ciclo de produção (150 dias). Para o cálculo da energia consumida por máquinas e equipamentos, utilizou-se a metodologia empregada por diversos pesquisadores Santos & Lucas Júnior (2004), Angonese et al. (2006), Campos et al. (2003) e Jasper et al. (2010), a qual consiste na aplicação de um método baseado na depreciação energética, que com base na massa das máquinas e equipamentos, consiste em depreciá-los durante sua vida útil.

Considerando-se as metodologias descritas em Angonese et al. (2006), foi considerado como energia útil de saída, o suíno vivo para o abate e o biofertilizante (volume total no ciclo a partir dos teores de N, P₂O₅ e K₂O).

A produção média por ciclo de produção é de 4.360 suínos vivos para o abate, com peso médio de 100 kg, perfazendo um total de 436.000 kg de suíno terminado. O coeficiente de eficiência energética (η) foi estimado por meio da razão entre a energia convertida e a energia consumida pelo agroecossistema, conforme consta em Santos & Lucas Júnior (2004) e Angonese et al. (2006):

$$\eta = \frac{\Sigma E \text{ saída}}{\Sigma E \text{ consumo}}$$

$$\text{Sendo: } \Sigma E_{\text{Saída}} = \Sigma (E_{\text{DSaída}} + E_{\text{ISaída}});$$

$$\Sigma E_{\text{Consumo}} = \Sigma (E_{\text{DConsumo}} + E_{\text{IConsumo}});$$

E_D = Estimativa de energia direta;
 E_I = Estimativa de energia indireta;
 $E_{Saída}$ = Estimativa de energia útil que sai no processo de produção (em forma de produto);

$E_{Consumo}$ = Estimativa de energia consumida no processo de produção.

Para obtenção dos teores de nitrogênio total (N), fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) contidos no biofertilizante, efetuaram-se análises de valor agrônômico no Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ).

Nesse trabalho, a quantidade de biogás produzida nos biodigestores foi determinada pela demanda do conjunto motor gerador, conforme está descrito em Martins & Oliveira (2011) e Cervi et al. (2010). O poder calorífico do biogás com 65% de metano é $22,35 \text{ MJ m}^{-3}$ (Santos et al., 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O peso, os consumos de óleo diesel, óleo lubrificante e graxa dos itens foram estimados a partir do manual das máquinas e implementos. Na literatura, não foram encontrados coeficientes energéticos referentes aos biodigestores, incluindo, o modelo canadense. Estimou-se o consumo energético dessas estruturas, obtendo-se o valor de 490.179,59 MJ de energia consumida na sua construção, adotando tempo de vida útil de 15 anos (Cirino & Faria, 2013) e a depreciação no ciclo período (150 dias), tem-se que o consumo energético foi de $13.429,58 \text{ MJ ciclo}^{-1}$.

Da energia empregada no sistema, o maior consumo foi da energia direta com 19.045.465,84 MJ, corroborando, dessa forma, os resultados de pesquisa encontrados por Santos & Lucas Júnior (2004), Angonese et al. (2006), Souza et al. (2009) e Veloso et al. (2012).

Do total de energia indireta gasta por ciclo de produção, 143.457,96 MJ, as máquinas e equipamentos foram os itens mais representativos consumindo 76.217,83 MJ, o que representou, na matriz energética da unidade de produção, um dispêndio energético de 53,13%. Por outro lado, Angonese et al. (2006) trabalharam com 600 suínos de uma unidade de crescimento-terminação e reportaram que, em relação à energia indireta, o componente de maior relevância foi a estrutura do galpão com 55% (9.151,14 MJ), seguido pelo biodigestor, com 22,8% (3.785,80 MJ). Os resultados encontrados por Angonese et al. (2006) foram corroborados por Souza et al. (2009) e Veloso (2012), que também evidenciaram as instalações suinícolas como os componentes de maior relevância no consumo de energia indireta.

Constatou-se a preponderância da energia direta através da ração, corroborado por Angonese et al. (2006), que apontaram a ração como o componente de maior aporte energético no processo produtivo (95,28%). Já Souza et al. (2009) constataram que a ração correspondeu a 80,26% da energia direta consumida, valor próximo ao encontrado por Lammers et al. (2012) correspondente a 81,02% da energia direta e 80,57% observado por Veloso et al. (2012). Outros itens relacionados à energia direta empregada no sistema, como combustíveis, lubrificantes, graxa, água e trabalho humano, apresentaram valores baixos e, apesar de computados na matriz de cálculo energético, suas participações foram de 1,81%, quando somadas.

Em se tratando das saídas energéticas, o componente mais significativo foi o suíno para o abate, com 4.015.560 MJ, o que representou 82,76% do total de energia convertida. Tais valores são corroborados por outros trabalhos, no que se refere à energia convertida. Angonese et al. (2006) observaram que os suínos para o abate corresponderam a 56,8% das saídas de energia, perfazendo um valor de 632.775 MJ da energia convertida, no entanto para Souza et al. (2009) foi igual a 55,58% (184.200 MJ) e no sistema de produção de suínos em cama sobreposta estudada por Veloso et al. (2012) 53,45% do total de energia convertida presente nos suínos para o abate.

O biofertilizante assumiu valores de 836.572,20 MJ, representando 17,24% do total da energia convertida. Para Angonese et al. (2006) o biofertilizante respondeu com 30,2% de toda energia convertida e para Veloso et al. (2012) a cama sobreposta de suíno utilizada como adubo orgânico assumiu valores de 46,55% do total da energia convertida, sendo este valor decorrente do manejo na forma sólida dos resíduos, que permite uma maior concentração de nutrientes.

Os resultados das análises de valor agrônômico do biofertilizante coletado na lagoa de estabilização revelaram que, em termos de nitrogênio total, P₂O₅ e K₂O, o referido composto apresentava, respectivamente, 1,23; 0,07 e 1,22 kg m⁻³. Nesse contexto, visando o seu aproveitamento como condicionador dos solos e fonte de nutrientes para as culturas, o biofertilizante pode ser aplicado ao solo e às pastagens, promovendo, a ciclagem de nutrientes na própria unidade de produção aumentando assim a eficiência energética do sistema.

Durante o ciclo período estudado (150 dias) a produção total de biogás foi de 176.760 m³, sendo consumida pelo grupo motor gerador, representando uma opção de economia para o setor produtivo, visto que a sua energia química pode ser convertida em energia térmica e/ou elétrica, as quais podem ser utilizadas para o abastecimento das unidades de produção.

A energia elétrica encontra-se em destaque em todos os setores da economia mundial como insumo básico para o desenvolvimento e o crescente interesse pelo aproveitamento energético dos resíduos oriundos da biomassa, a possibilidade de criação de fontes de suprimento descentralizadas e em pequena escala é fundamental para o desenvolvimento sustentável (AVACI et al., 2013; XAVIER & LUCAS JÚNIOR, 2010; CRUZ & SILVA, 2010; CONVERTI et al., 2009). Assim, unidades que utilizam fontes renováveis e não demandam alta tecnologia para instalação e/ou mão-de-obra especializada para sua execução, são soluções para produtores rurais, que podem diminuir sua dependência de energia das concessionárias de eletricidade (CERVI et al., 2010).

Conforme destacaram Esperancini et al. (2007), estudos nessa área podem servir de base para o desenvolvimento de políticas públicas direcionadas ao aproveitamento de biomassa para a produção de energia a baixos custos. Conforme descrito anteriormente, de toda a energia envolvida no sistema de produção estudado, 19.188.923,80 MJ refere-se à energia consumida, ao passo que a energia convertida corresponde a 4.852.132,20 MJ, resultando em um coeficiente energético de 0,2529 ou 25,29%, ou seja, para cada 100 MJ de energia importada pelo galpão suinícola, obtêm-se 25,29 MJ de energia convertida. Em outros estudos envolvendo o balanço de energia em instalações de suínos, Veloso et al. (2012), Souza et al. (2009) e Angonese et al. (2006) observaram, respectivamente, as seguintes eficiências energéticas: 0,41 (41%), 0,31 (31%) e 0,38 (38%).

De acordo com Angonese et al. (2006), Santos & Lucas Júnior (2004) e Souza et al. (2009), um coeficiente de eficiência energética (η) menor que “um” indica um sistema que importa, praticamente, toda a energia consumida no processo produtivo, característica de sistemas com alto nível de tecnificação. No sistema estudado, a quantidade média de energia requerida para produzir 1 kg de suíno vivo foi igual a 44,01 MJ. Por sua vez, Veloso et al. (2012) reportaram o valor de 41,73 MJ para produção de 1 kg de suíno vivo para o abate, enquanto que Souza et al. (2009) observaram o valor de 53,35 MJ.

Diante dos resultados obtidos, quando se considera a inexistência do conjunto motor gerador, a energia disponibilizada pela concessionária local deveria entrar nessa análise, o que contribuiria com um incremento de 237.945,60 MJ da energia consumida pelo sistema de produção e, ao mesmo tempo, reduziria a eficiência energética para 24,98%.

CONCLUSÃO

Constatou-se a preponderância da energia direta através da ração. Do total de energia indireta gasta por ciclo de produção, as máquinas e equipamentos foram os itens mais representativos com consumo energético de 53,13%.

A quantidade média de energia requerida para produzir 1 kg de suíno vivo foi igual a 44,01 MJ. Na quantificação energética de determinado sistema de produção, componentes com baixo consumo de energia, em termos percentuais, podem ocasionar impactos econômicos, ambientais e sociais. Embora a produção de energia elétrica a partir do biogás contribua para a sustentabilidade, o sistema de produção em questão se enquadrando nas características de um agroecossistema industrial, importando a maior parte da energia consumida no processo produtivo e exportando mais de 82% da produção, na forma de suínos para o abate.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Angonese, A.R.; Campos, A.T.; Zacarkim, C.E.; Matsuo, M.S.; Cunha, F. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, (2006), 745-750.
2. Avaci, A.B.; Souza, S.N.M.; Chaves, L.I.; Nogueira, C.E.C.; Niedzialkoski, R.K.; Secco, D. Avaliação econômico-financeira da microgeração de energia elétrica proveniente de biogás da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, (2013), 456-462.
3. BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Balanco Energético Nacional 2011: ano base 2010**. Ministério de Minas e Energia/Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2011. 266p.
4. Campos, A.T.; Saglietti, J.R.C.; Campos, A.T.; Bueno, O.C.; Resende, H.; Gasparino, E.; Klosowski, E.S. Custo energético de construção de uma instalação para armazenagem de feno, **Ciência Rural**, v.33, (2003), 667-672.
5. Campos, A.T.; Veloso, A.V.; Silva, E.B.; Yanagi Júnior, T.; Mattioli, M.C. Nitrogen fertilization by deep bedding swine production and its effects on dry matter production and accumulation of nutrients by maize, **Engenharia Agrícola**, v.33, (2013), 1257-1267.
6. Cervi, R.G.; Esperancini, M.S.T.; Bueno, O.C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica, **Engenharia Agrícola**, v.30, (2010), 831-844.
7. Cirino, J.F.; Faria, L.V.P. Biodigestor para geração de energia elétrica a partir da suinocultura: análise de viabilidade para um sítio em Coimbra-MG, **Revista de Ciências Humanas**, v.13, (2013), 421-440.
8. Converti, A.; Oliveira, R.P.S.; Torres, B.R.; Lodi, A.; Zilli, M. Biogas production and valorization by means of a two-step biological process, **Bioresource Technology**, v.100, (2009), 5771-5776.
9. Cruz, C.B.; Silva, V.P. Grandes projetos de investimento: a construção hidrelétricas e a criação de novos territórios, **Sociedade & Natureza**, v.22, (2010), 181-190.
10. Dantas, A.A.A.; Carvalho, L.G.; Ferreira, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG, **Ciência e Agrotecnologia**, v.31, (2007), 1862-1866.
11. Esperancini, M.S.T.; Colen, F.; Bueno, O.C.; Pimentel, A.E.B.; Simon, E.J. Viabilidade técnica e econômica da substituição de fontes convencionais de energia por biogás em assentamento rural do estado de São Paulo, **Engenharia Agrícola**, v.27, (2007), 110-118.
12. Fluck, R.C.; Baird, C.D. 1982. **Agricultural energetics**. University of Florida, Agricultural Engineering Department, Institute of Food and Agricultural Sciences, USA.
13. Galbiatti, J.A.; Caramelo, A.D.; Silva, F.G.; Gerardi, E.A.B.; Chiconato, D.A. Estudo qualitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, (2010), 432-437.
14. Jasper, S.P.; Biaggioni, M.A.M.; Silva, P.R.A.; Seki, A.S.; Bueno, O.C. Análise energética da cultura do crambe (*Crambe abyssinica* Hochst) produzida em plantio direto, **Engenharia Agrícola**, v.30, (2010), 395-403.
15. Kiehl, E.J. **Novo Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Degaspari, 2010. 248p.
16. Kunz, A.; Miele, M.; Steinmetz, R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil, **Bioresource Technology**, v.100, (2009), 5485-5489.
17. Lammers, P.J.; Kenealy, M.D.; Kliebenstein, J.B.; Harmon, J.D.; Helmers, M.J.; Honeyman, M.S. Energy use in pig production: an examination of current Iowa systems, **Journal of**

Animal Science, v.90, (2012),1056-1068. **18.** Martins, F.M.; Oliveira, P.A.V. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura, **Engenharia Agrícola**, v.31, (2011), 477-486. **19.** Massé, D.I.; Talbot, G.; Gilbert, Y. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations, **Animal Feed Science and Technology**, 166-167, (2011), 436-445. **20.** Miranda, A.P.; Lucas Júnior, J.; Thomaz, M.C.; Pereira, G.T.; Fukayama, E.H. Anaerobic biodigestion of pigs feces in the initial, growing and finishing stages fed with diets formulated with corn or sorghum, **Engenharia Agrícola**, v.32, (2012), 47-59. **21.** Orrico Júnior, M.A.P.; Orrico, A.C.A.; Lucas Júnior, J. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido, **Engenharia Agrícola**, v.31, (2011), 399-410. **22.** Pimentel, D. 1980. **Handbook of energy utilization in agriculture**. CRC Press, USA. **23.** Prado, M.A.C.; Campos, C.M.M.; Silva, J.F. Estudo da variação da concentração de metano no biogás produzido a partir de águas residuárias do café, **Ciência e Agrotecnologia** 34 (2010), 475-484. **24.** Santos, T.M.B.; Lucas Júnior, J. Balanço energético em galpão de frangos de corte, **Engenharia Agrícola**, v.24, (2004), 25-36. **25.** Santos, T.M.B.; Lucas Júnior, J.; Silva, F.M. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível, **Engenharia Agrícola**, v.27, (2007), 658-664. **26.** Souza, C.F.; Campos, J.A.; Santos, C.R.; Bressan, W.S.; Mogami, C.A. Produção volumétrica de metano – dejetos de suínos, **Ciência e Agrotecnologia**, v.32, (2008), 219-224. **27.** Souza, C.V.; Campos, A.T.; Bueno, O.C.; Silva, E.B. Análise energética em sistema de produção de suínos com aproveitamento dos dejetos como biofertilizante em pastagem, **Engenharia Agrícola**, v.29, (2009), 547-557. **28.** Souza, R.G.; Silva, F.M.; Bastos, A.C. Desempenho de um conjunto motogerador adaptado a biogás, **Ciência e Agrotecnologia**, v.34, (2010), p.190-195. **29.** Veloso, A.V.; Campos, A.T.; Paula, V.R.; Dourado, D.C.; Yanagi Júnior, T.; Silva, E.B. Energetic efficiency of a production system in swine deep bed. **Engenharia Agrícola**, v.32, (2012), 1068-1079. **30.** Xavier, C.A.N.; Lucas Júnior, J. Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inoculo, **Engenharia Agrícola**, v.30, (2010), 212-223.

BIOGÁS E REDUÇÕES DE COLIFORMES DURANTE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE CAMA DE FRANGOS ALIMENTADOS COM DIETAS DISTINTAS

Praes, M.F.F.M.¹; Schwingel, A.W.*²; Lucas Junior, J.³; Orrico, A.C.A.⁴; Orrico Junior, M.A.P.⁴; Sunada, N.S.⁵;

¹Bolsista DCR pelo CNPq, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

²Mestre em Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

³Prof. Titular, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal-SP-Brasil.

⁴Professores Adjuntos, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

⁵Doutoranda em Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal-SP-Brasil.

*e-mail: alice_watte15@hotmail.com

RESUMO: Avaliaram-se os efeitos da adição de aditivos digestivos e equilibradores da microbiota intestinal em dietas de frangos de corte sobre a biodigestão anaeróbia das camas de aviário. Foram utilizados cama de frango de 900 pintos de corte da linhagem Cobb® 500. O delineamento inteiramente casualizado consistiu em 4 tratamentos de acordo com os tipos de dietas fornecidas aos animais, sendo: CN: controle; PRO: CN + 500 ppm do probiótico contendo *Bacillus subtilis* e *Bacillus licheniformis*; ENZ: dieta formulada com 20 ppm da enzima fitase, 200 ppm de protease e 200 ppm de xilanase; P+E: ENZ + 500 ppm do probiótico, com 4 repetições cada (biodigestores). As camas foram coletadas ao final do período de criação e utilizadas para o preparo dos substratos padronizados com 4% de sólidos totais. Os substratos foram passados em peneira com malha de 3mm e a fração líquida compôs o afluente dos biodigestores. O volume de carga diária foi de 2 litros para todos os biodigestores. As produções e composição do biogás foram mensuradas durante 85 dias e amostras dos afluentes e efluentes foram coletadas para determinação dos coliformes totais e termotolerantes. Foi observada redução superior a 90% sobre os coliformes para todos os tratamentos. Os biodigestores com cama das aves que receberam dietas somente com enzimas tiveram maior produção de biogás e metano, já com aditivos todos obtiveram valores semelhantes acima de 70% de metano. A adição de enzimas exógenas na dieta influencia a cama e aumenta a produção de biogás.

Palavras-Chave: biodigestor contínuo, frango de corte, metano, patógenos, resíduo.

BIOGAS AND REDUCTION COLIFORMS DURING ANAEROBIC BIODIGESTION OF BROILER LITTER FED DIFFERENT DIETS

ABSTRACT: Were evaluated the effects of adding additives digestive intestinal microbiota balancers in diets broiler on anaerobic biodigestion of broiler litter. Were used 900 broiler lineage chicks Cobb® 500. The randomized design consisted in 4 treatments according to the types of diets fed to animals, being: CN: control; PRO: CN + containing 500 ppm of the probiotic *Bacillus subtilis* and *Bacillus licheniformis*; ENZ: diet containing 20 ppm of phytase and 200 ppm of protease xylanase; P + E: ENZ + 500 ppm probiotic, with 4 replicates each (biodigesters). The broiler litters were collected at the end of the rearing period and used for preparation of substrates standard with 4% total solids. The substrates were passed through a sieve with mesh of 3 mm and liquid fraction was the tributary of the biodigesters. The volume load daily was 2kg daily, for all biodigesters. The biogas production and composition were measured during the 85 days and samples of influent and effluent were collected for determination of total and fecal coliforms. Was observed higher reduction 90% of coliforms in all treatments. Biodigesters fed with bed of birds only with enzymes had higher biogas production and methane, as with additives, all had similar values, above 70% methane. The

addition of exogenous enzymes in the diet influences the bed and increases the production of biogas.

Key Words: broiler, continuous biodigester, methane, pathogens, residue.

INTRODUÇÃO

A utilização de aditivos nas dietas das aves foi um dos fatores que contribuíram para a obtenção da alta produtividade apresentada pela indústria avícola. O uso de aditivos, como antibióticos, probióticos, prebióticos, simbióticos e enzimas exógenas vêm sendo, bastante enfatizado na alimentação animal, pois podem contribuir com a melhoria do desempenho e possibilitar maior utilização de ingredientes de difícil degradação das dietas.

Além da alimentação, a produção de dejetos tem sido preocupação para o setor. Na avicultura os esforços voltam-se para formulação de rações mais eficientes, mas também de baixo impacto ambiental, com estudos de alternativas para o tratamento dos resíduos gerados. Estes resíduos têm o potencial de poluir as águas superficiais e o lençol freático e podem aumentar os nutrientes minerais, as substâncias orgânicas que demandam oxigênio, materiais em suspensão e em algumas ocasiões micro-organismos patogênicos (Seiffert, 2000). O manejo adequado destes resíduos, com altos conteúdos de nutrientes, possibilita um impacto ambiental mínimo.

A biodigestão anaeróbia é uma alternativa de tratamento de resíduos que tem merecido destaque, pois a matéria orgânica é degradada até a forma de metano e dióxido de carbono (Demirer e Chen, 2005). O metano produzido pode ser utilizado como fonte de energia, na substituição de combustíveis fósseis (Santos et. al., 2007).

O aproveitamento dos resíduos sob a forma de energia limpa é apenas uma das vantagens da biodigestão anaeróbia, podendo ser citados a redução de odores e eliminação de patógenos, baixos custos operacionais e de investimento. No entanto, pouco se sabe da influência da dieta sobre a composição da cama de frango, e desta, sobre a produção de biogás.

Diante do exposto, o presente estudo objetivou a avaliação da influência de aditivos digestivos e equilibradores da microbiota intestinal na dieta de frangos de corte, sobre a biodigestão anaeróbia, da cama tratada em biodigestores contínuos.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram utilizados 900 pintos de corte da linhagem Cobb 500[®], provenientes de um mesmo lote de matrizes, com idade e linhagem iguais, distribuídos em 4 tratamentos com 9 repetições de 25 aves cada, com densidade de 5,58 aves/m². Os tratamentos experimentais foram: CN - Dieta controle; PRO - Dieta CN com adição de 500 ppm do probiótico; ENZ - Dieta formulada com 20 ppm de fitase, 200 ppm de protease e 200 ppm de xilanase; P+E - Dieta ENZ + 500 ppm de probiótico.

As rações foram formuladas à base de milho e farelo de soja, suplementadas com minerais, vitaminas e aminoácidos, para atenderem às exigências nutricionais de cada fase de criação das aves (inicial, crescimento e final) de acordo com as recomendações de Rostagno et al. (2011). Não foi utilizado promotor de crescimento.

Foi utilizada a matriz nutricional de cada enzima para a devida formulação das dietas. O probiótico utilizado foi à base de *Bacillus subtilis* (mínimo 0,735 x 10E8) e *Bacillus licheniformis* (mínimo 0,735 x 10E8).

O material utilizado como cama foi a maravalha, de modo que todos os tratamentos tiveram a mesma quantidade (20 kg de cama de MN) adicionada em todos os boxes. Após 42 dias de criação das aves, as camas de frango foram retiradas dos boxes, identificadas e acondicionadas em baldes plásticos.

A cama produzida foi dividida em partes para compor a carga diária dos biodigestores contínuos. O volume da carga diária foi o mesmo para todos os biodigestores (2litros/dia) por um período de 85 dias. Em cada abastecimento, o substrato foi preparado com teor de sólidos totais próximo a 4,0% e depois de preparado, foi feita a separação de sólidos em peneiras com malha de 3mm, separando-se as frações sólida e líquida. A fração líquida com sólidos totais entre 0,6 e 0,7% foi adicionada nos biodigestores, com tempo de retenção hidráulica de 30 dias.

Os substratos preparados com camas de aviário, onde os frangos de corte receberam diferentes tipos de dietas citadas, foram distribuídos em delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos (dietas distintas) e quatro repetições (biodigestores).

As amostras para as análises de coliformes totais e termotolerantes, foram coletadas do afluente e do efluente 85 dias de tratamento em biodigestores contínuos. Foi utilizada a técnica de tubos múltiplos descritas por Silva et al. (1997).

A determinação dos volumes de biogás produzidos diariamente foi efetuada com base no trabalho de Caetano (1985), obtendo-se o volume de biogás (m^3).

As análises da composição do biogás produzido foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) e outros gases, utilizando um cromatógrafo de fase gasosa Finigan GC-2001, equipado com as colunas Porapak Q e Peneira Molecular, e detector de condutividade térmica.

Os dados foram analisados pelo programa GLM do SAS[®] (SAS Institute, 2002) e comparados pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, em caso de significância estatística.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os grupos de coliformes totais e termotolerantes nos afluentes e efluentes de camas, onde os animais receberam aditivos na dieta, obtiveram valores menores em relação ao tratamento controle. A eficiência de tratamento em biodigestores contínuos foi superior a 99,8% para coliformes totais e termotolerantes, para todos os tratamentos após 85 dias. Estudos realizados por Coté et Al. (2006), mostraram também alta eficiência de 94 a 100% nas reduções de coliformes em sistemas de biodigestão anaeróbia, mesmo quando esses foram submetidos à condição de baixa temperatura (20°C).

A Resolução 357 do CONAMA (2005) estipula como limite máximo 1000 coliformes termotolerantes em 100 mL de amostra de águas para irrigação de alimentos consumidos frescos, no entanto, a média presente nos efluentes deste trabalho foi de 2700, portanto há necessidade de subsequente tratamento para esta destinação ou usá-lo em pastagens.

A maior produção de biogás foi encontrada nas camas que as aves receberam uma dieta contendo um complexo enzimático. Segundo Soto-Salanova et al. (1996), as enzimas alimentares provocam a ruptura das paredes celulares das fibras, degradam as proteínas e diminuem os efeitos dos fatores antinutritivos, tornando os nutrientes mais disponíveis, tanto para o animal como para as bactérias anaeróbias presentes nos biodigestores, causando, assim, aumento na produção de biogás.

Na composição do biogás não houve interferência ($p>0,05$) da dieta na proporção de gases, em especial do metano ($\%CH_4$), sendo esse o principal gás produzido no processo de biodigestão, utilizado como fonte de energia (Tabela 1).

Aires (2009), trabalhou com cama de frango composta por casca de amendoim de diferentes lotes, com e sem separação de sólidos, e observou que a produção de metano foi de até 81,35 % para cama de 1º lote e de 85,98% de 3º lote. Quanto maior a proporção de metano mais eficiente é o biogás para produção de energia, demonstrado que o uso da cama de frango é eficiente, com produção acima de 70% de metano em todos os tratamentos.

CONCLUSÃO

O tratamento de camas de frangos de corte em biodigestores contínuos reduz o número dos coliformes, reduzindo assim, a carga poluidora dos resíduos advindos do sistema avícola. Enzimas quando adicionados às dietas de frangos de corte, aumentam a quantidade de matéria orgânica da cama de frango e influenciam a produção de biogás e metano.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIRES, A. M. Biodigestão anaeróbia da cama de frangos de corte com ou sem separação das frações sólida e líquida. 2009. 160 f. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) - FCAV, UESP, Jaboticabal, 2009.

CAETANO, L. Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás. 1985. 75 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - FCA, UESP, Botucatu, 1985.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. Resolução nº 357, de março de 2005. Estabelece classificação para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, v. 53, p. 58, mar. 2005 Seção 1.

COTÉ, C.; MASSE, D.I.; QUESSY, S. Reduction of indicator and pathogenic microorganisms by psychrophilic anaerobic digestion in swine slurries. Bioresource Technology, Oxford, v.97, n.1, p.686-691, 2006.

DEMIRER, G.N.; CHEN, S. Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. Process Biochemistry, Irlanda, v.40, n.4, p.3542-3549, 2005.

ROSTAGNO, H.S.; ALBINO, L.F.T.; DONZELE J.L.; GOMES, P.C.; OLIVEIRA, R.F.; LOPES, D.C.; FERREIRA, A.S.; BARRETO, L.S.T.; EUCLIDES, R.F. Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais. 3.ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2011. 252p.

SANTOS, T.M.B.; LUCAS JÚNIOR, J.; SILVA, F.M. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.27, n.3, p.658-664, 2007.

SAS INSTITUTE. SAS ® user' guide: statistics. Cary, NC, 2002.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A. Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos. São Paulo: Varala, 1997. 295 p.

SOTO-SALANOVA, M.F.; GARCIA, O.; GRAHAM, H. et al. Uso de enzimas em dietas de milho e soja para frangos de corte. Conferência APINCO de ciência e tecnologia avícola, 1996, Campinas, Anais FACTA, 1996, p.71-76.

Tabela 1. Volume total e composição do biogás produzido de camas de frangos de corte que receberam uma dieta com probióticos e enzimas, tratadas em biodigestores contínuos.

Tratamentos*	Volume (m ³)			Proporção (%)		
	Biogás	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	Outros gases
CN	0,0063 A	0,0044 A	0,0017 AB	71,25	27,56	1,18
PRO	0,0055 B	0,0040 B	0,0015 B	71,78	26,93	1,28
ENZ	0,0064 A	0,0045 A	0,0018 A	70,66	28,23	1,11
P+E	0,0058 B	0,0041B	0,0016 AB	71,22	27,71	1,08
Valores de p	0,0058**	0,0038**	0,0149**	0,504 ^{NS}	0,186 ^{NS}	0,916 ^{NS}
CV ¹ (%)	5,28	4,64	7,40	1,41	2,81	38,66

¹coeficiente de variação;. *CN= controle; PRO= CN+500 ppm do probiótico; ENZ= dieta formulada com 20 ppm da enzima fitase, 200 ppm de protease e 200 ppm de xilanase; P+E= ENZ + 500 ppm de probiótico. **p≤0,05. ^{NS} não significativo. A-B: médias seguidas por letras distintas (colunas) diferem significativamente (p≤0,05).

BIOGÁS E METANO DURANTE A CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS, ÓLEO DE DESCARTE E MICRORGANISMOS LIOFILIZADOS

Sunada, N.S.¹; Schwingel, A.W.*²; Lucas Junior, J.³; Orrico, A.C.A.⁴; Orrico Junior, M.A.P.⁴; Praes, M.F.F.M.⁵;

¹ Doutoranda em Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal-SP-Brasil.

² Mestre em Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

³ Prof. Titular, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal-SP-Brasil.

⁴ Professores Adjuntos, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

⁵ Bolsista DCR pelo CNPq, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

*e-mail: alice_watte15@hotmail.com

RESUMO: Objetivou-se com a execução deste trabalho avaliar as produções e potenciais de produção de biogás e metano durante processo de co-digestão anaeróbia em biodigestores alimentados com dejetos de suínos acrescidos de óleo de descarte e microrganismos liofilizados. Para desenvolvimento do ensaio foram preparados substratos contendo 4% de ST, compostos por dejetos de suínos, óleo de descarte (nas proporções 8, 10 e 12% de óleo em relação aos teores de ST do substrato), microrganismos liofilizados (Biol® - nas concentrações de 10g/m³ e 15g/m³), água para diluição destes resíduos e inóculo para abastecimento de biodigestores batelada. As maiores produções e potenciais ocorreram nos biodigestores abastecidos com 10% de óleo e 15g/m³ de Biol®, sendo 0,43 e 0,54 L de biogás por kg de ST e SV adicionados, respectivamente, resultado semelhante foi encontrado quando avaliado o potencial de produção de metano, sendo os maiores valores obtidos (0,22 e 0,27 L de metano por kg de ST e SV adicionados, respectivamente) obtidos pelo mesmo tratamento. A inclusão de 15g/m³ de Biol® na composição de substratos contendo dejetos de suínos e 10 % de óleo melhora os rendimentos de biogás e metano.

Palavras-Chave: biodigestor, Biol®, suinocultura, resíduos agroindustriais.

BIOGAS AND METHANE DURING THE ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SWINE MANURE, OIL DISPOSAL AND LYOPHILIZED MICROORGANISMS

ABSTRACT: The objective of this work for evaluating the potential of biogas and methane productions during the co-digestion anaerobic digestion in digesters fed with swine manure plus disposal of oil and lyophilized microorganisms. For assay development substrates were prepared containing 4% TS, consisting of swine manure, disposal oil (the proportions 8, 10 and 12% oil content in relation to the substrate TS), lyophilized microorganisms (Biol-2000® - concentrations of 10 g/m³ and 15 g/m³), water for dilution of this waste and inoculum for batch digesters supply. The highest yields occurred in digesters supplied with 10% oil and 15 g/m³ of Biol®, being 0.43 and 0.54 L of biogas per kg of TS and VS added, respectively, similar results were found when assessed the potential for methane production, with higher values (0.22 and 0.27 L of methane per kg of TS added and VS, respectively) obtained the same treatment. The inclusion of 15 g/m³ in Biol® substrate composition containing swine manure and 10% of oil improves the yields of biogas and methane.

Key Words: agro-industrial residues, biodigester, Biol®, swine farming.

INTRODUÇÃO

Os modelos de produção de suínos empregam elevadas densidades de alojamento por área com o intuito de melhorar a produtividade. Porém, são capazes de concentrar elevadas

quantidades de resíduos em pequenas áreas, sendo que o manejo inapropriado deste material poderá ocasionar impacto ambiental e diminuição da lucratividade.

Os resíduos originados durante o processo de produção suinícola podem ser tratados por procedimentos biológicos. Dentre as formas biológicas de tratamento, a biodigestão anaeróbia é amplamente empregada, sendo este processo responsável por tornar o produto final estável e higienizado, com o adicional de produção do biogás e biofertilizante (Orrico Junior et al., 2010; Menardo et al., 2011).

Os rendimentos de biogás a partir da biodigestão anaeróbia destes dejetos podem variar em função da qualidade e grau de diluição do resíduo. A adição de um substrato que complemente a composição do dejetos também pode contribuir para oscilações nestes rendimentos (Hidalgo e Martin-Marroquín, 2014). Lansing et al. (2010) considerou que os dejetos da produção animal são os melhores substratos para desenvolverem a co-digestão com resíduos contendo alto nível lipídico, em virtude da elevada alcalinidade dos dejetos. Resultados relatados pelo autor mencionam ganhos na produção de biogás e metano de até 100% em relação às produções obtidas por substratos preparados somente com dejetos.

Em contrapartida, são relatados problemas operacionais como o entupimento dos biodigestores e a dificuldade de solubilidade dos substratos contendo óleo, o que poderia limitar a eficiência no processo de digestão (Cirne et al., 2007), e ainda pode haver acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa que se tornam tóxicos aos microrganismos (Lansing, 2010).

O consórcio de bactérias no tratamento de efluentes ricos em pode ser empregado em sistemas anaeróbios. Wakelin e Forster (1997), investigando o tratamento de resíduos oriundos de restaurantes 'fast-food' para a remoção de gorduras, óleos e graxas, verificaram que *Acinetobacter* na concentração inicial de 8g cultura/L de substrato foi a cultura mais eficiente para a remoção de gordura, dentre as avaliadas, atingindo redução de 60-65%.

Desta forma, objetivou-se avaliar a produção e potenciais de produção de biogás e metano do processo de co-digestão anaeróbia em biodigestores alimentados com dejetos de suínos acrescidos de óleo de descarte e microrganismos liofilizados.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural utilizando-se os dejetos gerados no Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia, ambos pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista/Unesp – Câmpus de Jaboticabal, SP.

Para a coleta dos dejetos de suínos adotou-se a limpeza da baía dos animais no dia anterior e a retirada das fezes e urina excretadas até o dia seguinte, procedendo-se a raspagem do piso, sem a adição de água. Os animais estavam em fase de terminação e alimentados por dietas formuladas para atender às exigências da fase. O óleo foi obtido por doação, em pastelaria comercial, já em condições de descarte (após diversas frituras).

Os substratos, para os biodigestores, foram preparados com os dejetos de suínos, óleo de descarte (nas proporções de 8, 10 e 12% de óleo em relação aos teores de ST- do substrato), microrganismos liofilizados - Biol® (10 e 15 g/m³), água para diluição dos resíduos e inóculo, na concentração inicial de 4% de ST. O inóculo foi preparado com os dejetos de suínos e, na concentração inicial de 2,77% de ST, sendo considerado pronto a partir de aproximadamente 90 dias de fermentação (quando atingiu concentração máxima de metano).

Para o desenvolvimento da co-digestão foram utilizados 18 biodigestores modelo batelada de bancada, com capacidade média para 1,3 litros de substrato em fermentação.

Nos afluentes e efluentes foram determinadas as concentrações de ST e SV pela metodologia descrita por APHA (2005).

Os volumes de biogás produzidos diariamente foram determinados e corrigidos conforme descrito por Caetano (1985). Para análise da composição do biogás foi utilizado o

analisador de gases GA - 21 Plus, da Madur Electronics, equipado com sensores para determinação das quantidades de monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄). Os potenciais de produção de biogás e metano foram calculados por meio das produções, dividindo-se os valores pelas quantidades de ST e SV adicionada e reduzida nos biodigestores.

Para o ensaio foi adotado um delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial (6 tratamentos – 3 níveis de inclusão de óleo de descarte e 2 níveis de inclusão de microrganismos liofilizados) com três repetições. Os resultados foram submetidos à análise de variância e comparações de médias realizadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade, sendo as análises realizadas com o auxílio do pacote computacional R.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados referentes aos potenciais de produção de biogás por g ST e SV adicionados mostraram que a maior adição de microrganismos no meio favoreceu a produção de biogás ($p < 0,05$).

O maior valor de potencial de produção de biogás por g ST adicionado registrado (0,43 l) foi atingido por substratos contendo inclusões de 10% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol®. Esses valores não diferiram significativamente dos substratos contendo inclusões de 10% de óleo de descarte e 10 g/m³ de Biol® (0,38 l) e 8% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol® (0,38 l). Também não diferiram dos menores potenciais registrados (0,37 l) pelas inclusões de 8% de óleo e 10 g/m³ de Biol®, 12% de óleo e 10 g/m³ de Biol® e 12% de óleo e 15 g/m³ de Biol®.

Com relação aos potenciais de produção de biogás por grama de SV adicionado observa-se comportamento semelhante, sendo a maior produção alcançada (0,54 l) por substratos contendo 10% de óleo e 15 g/m³ de Biol® seguido pelos demais substratos. Esse comportamento indica que a adição de altas concentrações de óleo de descarte, mesmo havendo microrganismos selecionados para a degradação de resíduos com alto teor lipídico, há queda na degradação, pois ácidos graxos de cadeia longa tem ação tóxica aos mesmos, onde estes compostos são adsorvidos na membrana da célula microbiana interferindo com a transferência de massa, afetando assim a metanogênese (Pastor et al., 2013).

O comportamento dos resultados referentes aos potenciais de produção de metano por g ST e SV adicionados foram semelhantes aos observados no parâmetro de produção de biogás. A maior produção de metano foi registrada em substratos que receberam a maior adição de microrganismos no meio, o que favoreceu a produção de uma maneira geral ($p < 0,05$). O maior valor de potencial de produção de metano por g ST adicionado registrado (0,22 l) foi atingido por substratos contendo inclusões de 10% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol®, seguido por biodigestores abastecidos com 12% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol®. Este tratamento não diferiu estatisticamente dos substratos abastecidos com 8% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol®, seguido pelos tratamentos abastecidos com 10% de óleo de descarte e 10 g/m³ de Biol® e 8% de óleo de descarte e 10 g/m³ de Biol®. A produção de metano mais baixa foi registrada por biodigestores abastecidos com 12% de óleo de descarte e 10 g/m³ de Biol®.

Os potenciais de produção de metano por grama de SV adicionado seguiram a mesma tendência dos resultados anteriormente citados, sendo a maior produção registrada por biodigestores abastecido com 10% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol® (0,27 L) e abastecido com 12% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol® (0,26 L), seguidos pelos tratamentos contendo 10% de óleo de descarte e 10 g/m³ de Biol® e 8% de óleo de descarte e 15 g/m³ de Biol®. As produções mais baixas foram registradas pelos biodigestores abastecidos com 8% de óleo de descarte e 10 g/m³ de Biol® (0,22 L) e 12% de óleo de descarte e 10 g/m³ de Biol®. De maneira semelhante, Valladão et al. (2011) verificou os

benefícios da inclusão de agentes lipolíticos na biodigestão de efluente de abatedouro avícola acrescido ou não de enzima lipolítica - lipase na inclusão de 1,0% do volume, observando a melhoria das produções de metano (0,393 L CH₄/g DQO reduzida).

Desta maneira os maiores potenciais registrados durante a condução deste ensaio de co-digestão foram atingidos por biodigestores abastecidos por uma maior concentração de microrganismos liofilizados, pois de modo semelhante aos verificados pelos autores citados acima, a adição de microrganismos produtores de enzimas lipolíticas resultariam em maiores produções de biogás e metano.

Em contrapartida as menores produções de biogás e metano podem refletir comportamentos decorrentes à ação tóxica exercida pela adição de óleo aos substratos, sendo estes resultados embasados por Mata-Alvarez et al. (2014), que menciona a ação tóxica das altas concentrações de ácidos graxos de cadeia longa na membrana da célula microbiana.

CONCLUSÃO

As produções de biogás e metano foram incrementadas pela adição de 15 g/m³ de BioI® em substratos contendo dejetos de suíno e 10% de óleo de descarte.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for examination of water and wastewater. 21th ed. Washington: American Water Works Association, 2005. 1.368 p.

CIRNE, D.G.; PALOUMET, X.; BJÖRNSSON, L.; ALVES, M.M; MATTIASSON, B. Anaerobic digestion of lipid-rich waste – Effects of lipid concentration. *Renewable Energy*, v.32, n.6, p.965-975, 2007.

HIDALGO, D.; MARTÍN-MARROQUÍN, J.M. Effects of inoculum source and co-digestion strategies on anaerobic digestion of residues generated in the treatment of waste vegetable oils. *Journal of Environmental Management*, v. 142, p. 17-22, 2014. 2014.

LANSING, S.; MARTIN, J. F.; BOTERO, R. B.; SILVA, T. N.; SILVA, E. D. Methane production in low-cost, unheated, plug-flow digesters treating swine manure and used cooking grease. *Bioresource Technology*, v.101, p.4362-4370, 2010.

MATA-ALVAREZ, J., DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M.S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p. 412-27, 2014.

MENARDO, S.; BALSARI, P.; DINUCCIO, E.; GIOELLI, F. Thermal pre-treatment of solid fraction from mechanically-separated raw and digested slurry to increase methane yield. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 2, p. 2026-2032, 2011.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.30, n.4, p.600-607, 2010.

PASTOR, L.; RUIZ, L.; PASCUAL, A.; RUIZ, B. Co-digestion of used oils and urban landfill leachates with sewage sludge and the effect on the biogas production. *Applied Energy*, v. 107. p. 438-45, 2013.

VALLADÃO, A.B.G.; TORRES, A.G.; FREIRE, D.M.G.; CAMMAROTA, M.C. Profiles of fatty acids and triacylglycerols and their influence on the anaerobic biodegradability of effluents from poultry slaughterhouse. *Bioresource Technology*. v. 102, p. 7043–7050, 2011.

WAKELIN, N.G.; FORSTER, C.F. An investigation into microbial removal of fats, oils and greases. *Bioresource Technology*, v.59, p.37-43, 1997.



IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

ANAEROBIC DIGESTION OF SWINE MANURE: STRATIFIED PRODUCTION UNITS AND ITS BIOGAS POTENTIAL

Amaral, A.C.*¹; Kunz, A.^{1,2}; Steinmetz, R. L. R.²; Scussiato, L.A.¹; Tapparo, D.³

¹Western Paraná State University, Cascavel-PR-Brazil

²Embrapa Swine and Poultry, Concórdia-SC-Brazil

³University of Contestado, Concórdia-SC-Brazil

*e-mail: andrec.doamaral@gmail.com

SUMMARY: Brazilian swine production is characterized by specialized units in certain stages of production. Manure from different stages of swine production presents different characteristics. Thus, the aim of this study was to investigate the biogas yield from swine manure of different production stage. Swine production stage studied were gestation sows house, farrowing sows house, nursery house and finishing house. Samples showed low concentrations of solids, indicating inadequate water management. Biogas yield were statistically different (5% significance) among all studied stages. The manure from nursery house presented the highest biogas and methane yield capacity $0.970 \text{ Nm}^3 \cdot \text{gVS}^{-1}$ followed by the farrowing sows $0.865 \text{ Nm}^3 \cdot \text{gVS}^{-1}$, finishing pigs $0.474 \text{ Nm}^3 \cdot \text{gVS}^{-1}$ and gestation sows $0.326 \text{ Nm}^3 \cdot \text{gVS}^{-1}$. The methane concentration in biogas varied from 52% to 66%. The swine growth stage affected the specific biogas yield.

Keywords: methane yield, Brazilian swine production, biodigestion

INTRODUCTION

The segregation of swine production in multiple sites has increased importance in Brazil, due to the possibilities to have more specialized units. Among them, farrow-to-wean, farrow-to-feeder, off-site nursery and feeder-to-finishing are the most noteworthy (Miele and Miranda, 2013). The Brazilian swine production process can be separated into four phases: 1) gestation (breeding females and their maintenance during the gestation period); 2) farrowing (birth of baby pigs until weaning, about 7 Kg); 3) nursery (care of pigs immediately after weaning until about 25 Kg), and; 4) finishing (feeding pigs from 25 Kg to a slaughter weight, about 120 Kg) (Dias et al., 2010) The relationship between stratified units and swine production stage are shown in Figure 1.

The swine manure characteristics can be influenced by factors as age, diet (feeding and antibiotic) and house design (Brooks et al., 2014). The variation in methane potential of the effluent streams can be linked to the variation in production management practices such as feed, feeding techniques and effluent handling methods (Gopalan et al., 2012). Swine waste management strategies in Brazil are represented mainly by short storage in reception pits and land application (Kunz et al., 2009). Anaerobic digestion has been intensified in recent years, mainly by geomembrane covered lagoons, due to low cost and operational aspects. However, these biodigestors present limitations owing to the process low technology and low organic loading rate (around $0.5 \text{ Kg VS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), high hydraulic retention time (>45 days), low total solids concentration (< 3% w/w) and low biogas productivity (Bortoli et al., 2009).

Thus, the present research aims to determine the biogas and methane yield from manure of different swine production stage (gestating and farrowing sows, nursery pig and finishing pig) in order to represent an inference to Brazilian stratified swine production.

MATERIAL AND METHODS

Samples: The samples were collected in West of Paraná-State, Brazil. Representative samples of gestation sows house (GSH), farrowing sows house (FSH)

and nursery house (NH) were collected in a farrow-to-feeder unit, with 5500 sows located in Serranópolis do Iguaçu. The manure samples were collected with 15, 15 and 40 days of storage in the pits, respectively. The finishing house (FH) sample manure was collected in a feeder-to-finishing unit with 5000 pigs, located in São Miguel do Iguaçu. The retention time in the pits was 24 hours. None of the sampled sites used any bedding material.

Biomethane potential (BMP): BMP tests were carried out at mesophilic temperature conditions according German Standard Procedure VDI 4630 (2006). The batch tests were proceeded in 250 mL reactor flask's and the gas volume was measured using eudiometer graduates tubes. The gas production was read daily by displacement of the column of liquid sealant in the eudiometer tube and the dried biogas volume was corrected to 273 K and 1013 hPa. The mesophilic anaerobic inoculum was prepared from mix of anaerobic sludge from reactor fed with swine manure and dairy cattle manure. Two weeks before the test, the mixture of biomass was acclimatized (37 ± 1 °C) in a completed mixing reactor, fed at the rate of $0.3 \text{ kgVS}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ for 7 consecutive days. Then, the inoculum remained 7 days without fed, in order to reduce the biogas baseline production.

Biogas analyses: For evaluation of the biogas composition, biogas samples were analyzed by i electrochemical sensors (Dräger X-am® 700).

Physic-chemical analyses: All analyses of TS, VS and Total Ammonium Nitrogen were performed according to APHA, (2012).

Statistical analysis: All statistical analyses were performed using MS Excel. P-values below 0.05 were considered statistically different.

RESULTS AND DISCUSSION

The characteristics of swine manure samples from different growth stages in this study are presented in Table 1. Table 1 showed that different TS, VS and ammonium nitrogen contents were founded in these swine manure samples. The difference among different types of swine manure samples may be caused by different feed strategy and nutrient digestibility at different growth stage, followed by differences in manure management within the facility (Brooks et al., 2014). The GSH, FSH and NH manure showed low volatile solids concentrations (Table 1), when compared with the literature, that indicates solids content in the range of 1-3%(w/w) (Deng et al. 2012). The highly diluted manure, contain little carbon for ensuring economically attractive methane yield, requiring compensation this through bigger digesters with higher hydraulic retention times (Hamelin et al., 2011). Higher time storage in pit contributing to reduction in volatile solids in manure. Popovic and Jensen (2012) found 40% reducing in the concentration of the VS when the storage time was more than 8 weeks. This result indicates that there need to improve management of manure for GSH, FSH and NH.

The biogas yields showed differences between the evaluated samples (Table 1 and Figure 2). The highest values were found for NH, followed by FSH, FH and GSH, respectively. The difference in biogas production of samples can be due to differences of the feeding techniques applied in the swine industry. Feed wastage in weaner pigs can be up 15% (w/w), in addition are known to have poorer large intestine fermentation causing relatively poor feed conversion. On the other hand, adults sows and finishing pigs have enhanced hind gut fermentation (Shi and Noblet, 1993). There were significant statistical difference ($p < 0.05$) in biogas yield between the four samples.

The kinetic studies (Figure 2) show that GSH and FH samples evidence a maximum daily biogas yield (DMY) (95.9 and $129.25 \text{ NmL}\cdot\text{gVS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively) on the first day of teste, but FSH and NH samples achieved DMY on third day of teste (129.25 and $234.46 \text{ NmL}\cdot\text{gVS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), indicating a lag phase due possible limitation for hydrolysis. The peaks of DMY may be attributed to the subsequent degradation of macromolecules insoluble substances, such as crude protein (Xie et al., 2011). The stabilization of all tests occurred



**IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil**

between 16 and 20 days. According to VDI 4630 (2006), the production of biogas is considered stabilized when the daily biogas production becomes equal to or less than 1% of the total volume produced.

CONCLUSIONS

The swine growth stage affects the biogas yield. Improper the management of waste can decreases the concentration of volatile solids, unfeasible economically biogas plants.

The manure from Nursery House presented the highest methane yield followed by Farrowing Sows House, Finishing House and Gestation Sows House, respectively.

ACKNOWLEDGEMENT

This study had financial support from Araucária Foundation and ITAIPU Binational.

REFERENCES

APHA – American public health association. Standard methods for examination of water and wastewater. 22st. Ed. Washington: apha, 2012.

Bortoli, M., Kunz, A., Soares, H.M. Comparative between UASB reactor and biodigester for generation of biogas in the treatment of swine manure. In: I Simposio Internacional Sobre Gerenciamento De Resíduos Animais, Sigera. 2009.

Brooks, J. P., Adeli, A., McLaughlin, M. R. Microbial ecology, bacterial pathogens, and antibiotic resistant genes in swine manure wastewater as influenced by three swine management systems. *Water research*, v. 25, p. 96-103, 2014.

Deng, L., Chen, Z., Yang, H., Zhu, J., Liu, Y., Long, Y., Zheng, D. Biogas fermentation of swine slurry based on the separation of concentrated liquid and low content liquid. *Biomass & Bioenergy*. V. 45, p.187-194, 2012.

Dias et al., Brazilian manual of good agricultural practices in swine production. Brasilia, DF: ABCS; MAPA; Concórdia: Embrapa swine and poltry, 2011.

Gopalan, P. et al., Anaerobic digestion of swine effluent: impact of production stages. *Biomass and Bioenergy*, v. 48, pg. 121-129, 2013.

Hamelin, L., Wesnaes, M., Wenzel, H., Petersen, B. M. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environ. Sci. Technol.* V. 45, p.5869-5877, 2011.

Kunz, A., Miele, M., Steinmetz, R. L. R. Advanced swine manure treatment end utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, v.100, n.22, p.5485-5489, 2009.

Popovic, O., Jensen, L. S., Storage temperature effects distribution of carbon, VFA, ammonia, phosphorus, copper and zinc in raw pig slurry and its separated liquid fraction. *Water research*. V. 36, p.3849-3858, 2012

Miele, M., Miranda, C. R., the development of Brazilian agribusiness meat and strategic options of small pig producers in western of Santa Catarina state in the early 21st century. In: the small rural production and development trends Brazilian agrarian: make time possible? – Brasília : CGEE, 2013.

Shi, X. S. and J. Noblet. 1993. Contribution of the hindgut to digestion of diets in growing pigs and adult sows: Effect of diet composition. *Livest. Prod. Sci.* 34:237-252.

VDI 4630 - Fermentation of organic materials - Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data and fermentation tests. *verein Deutscher ingenieure*. 2006, 96p.

Xie, S., Lawlor, P. G., Frost, J. P., Hu, Z., Zhan, X. Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage. *Bioresource Technology*. V.102, p.5728-5733, 2011.

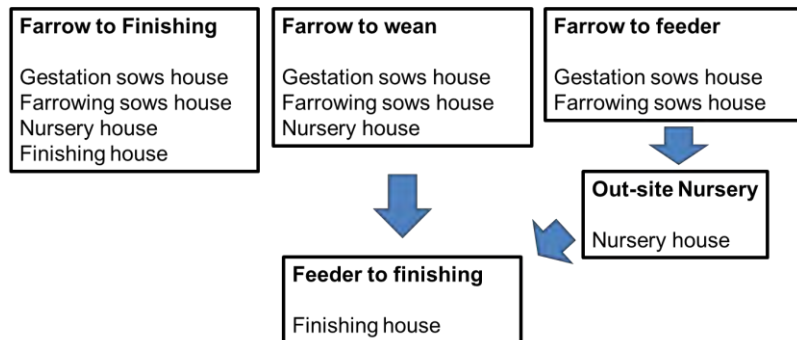


Figure 1. Typical Brazilian swine production system. Arrows indicate change of specialized production units.

Table 1. Total and volatile solids, ammonium nitrogen, biogas yield and methane percentage for different manure swine samples (Gestation sows house (GSH), Farrowing sows house (FSH), Nursery house (NH) and Finishing House (FH)).

Sample	Total solid (g/Kg)	Volatile solid (gVS/Kg)	Ammonium nitrogen (gN-NH ₃ /L)	Biogas yield (m ³ N/kgVS)	Methane (%)
GSH	9.88	5.05	1.79	0.326 ^a	52.0
FSH	9.29	6.06	1.29	0.865 ^c	66.0
NH	5.10	3.81	0.34	0.970 ^d	66.2
FH	31.57	21.22	2.36	0.474 ^b	63.8

^{a, b, c and d}: Means of biogas yield different superscript letters different ($p < 0.05$) in columns.

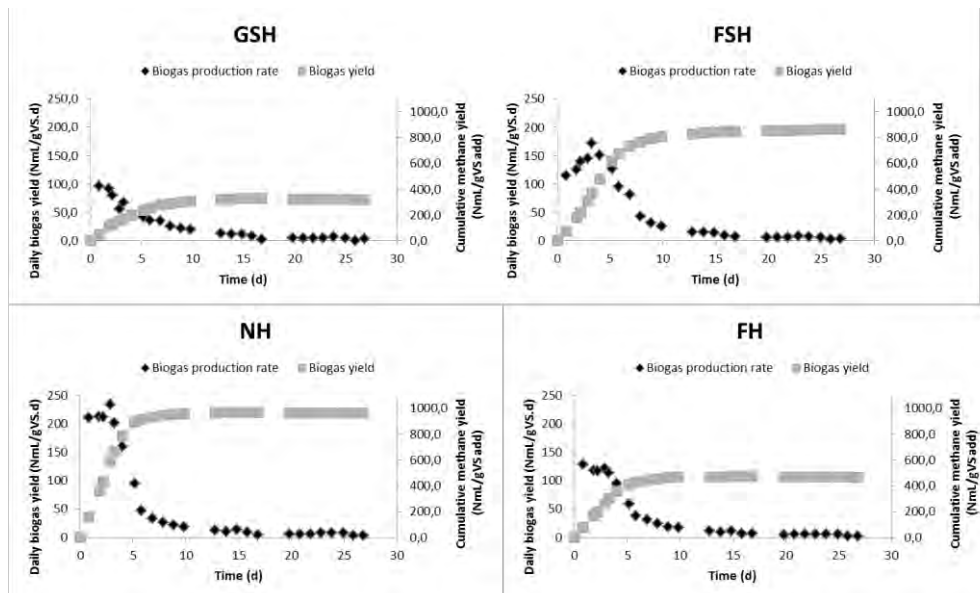


Figure 2. Biogas production rate and cumulative biogas yield of GSH, FSH, NH and FH.

ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA BIOMASSA DE SUINOCULTURA COM CULTURAS ENERGÉTICAS

Fernandes, D. M.^{*1}; Kitamura, D. S.²; Mito, J. Y. L.³; Rubio, F.⁴; Oliveira, P. S. R.⁵; Botton, J. P.⁶

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon-PR-Brasil.

²Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel-PR-Brasil.

³Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

⁴Instituto Federal do Paraná, Cascavel-PR-Brasil.

⁵Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon-PR-Brasil.

⁶Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

e-mail: dangelaferr@hotmail.com

RESUMO: O estudo visa otimizar a produção de biogás em sistemas de produção que geram esta fonte de energia, a partir da biomassa residual de suinocultura com a inserção de diferentes silagens de culturas energéticas como aveia preta, braquiária, milho safrinha e trigo. Para tanto, foram realizados procedimentos metodológicos no âmbito da pesquisa, área experimental e ensaios laboratoriais, que resultou em indicadores, quanto às silagens que apresentaram maior potencial para a produção de biogás. Assim, os resultados obtidos nos experimentos demonstraram que, a produção de biogás foi maior para silagem de trigo, posteriormente para a silagem de milho safrinha, seguido da silagem de aveia preta e silagem de braquiária.

PALAVRAS-CHAVE: fonte energética, silagem, suinocultura.

ESTIMATE OF POTENTIAL FOR BIOGAS PRODUCTION FROM BIOMASS OF PIG WITH ENERGY CROPS

ABSTRACT: The study aims to optimize the production of biogas production systems that generate this energy source from the residual biomass swine with the insertion of different energy crops such as silage, oat, brachiaria, maize and wheat. For this purpose, methodological procedures were performed under the research area and experimental laboratory tests that resulted in indicators as to silages with the highest potential for biogas production. Thus, the results of the experiments demonstrated that biogas production was greater for silage, wheat silage later to maize, followed by silage and silage oat brachiaria.

Key Words: energy source, silage, pig farming.

INTRODUÇÃO

A atividade agropecuária mostra um intenso dinamismo na economia brasileira, tornando-se à base de sustentação econômica do país. Isso, também é constatado no estado do Paraná, com relevante destaque na produção e importação de produtos agropecuários, como a atividade suinícola, além da economia ser baseada essencialmente na agricultura familiar de pequena escala.

Neste contexto, identifica-se a necessidade de desenvolvimento de alternativas que viabilizem economicamente as propriedades rurais e promovam o desenvolvimento regional sustentável. Dentre as alternativas está à valorização do produto biogás, que pode ser gerado nas propriedades rurais pelo aproveitamento da biomassa residual, proveniente das atividades agropecuárias, por meio do sistema de biodigestão.

Este estudo faz uma abordagem sobre a produção de biogás utilizando biomassa residual com o incremento de silagens de culturas. Assim, a silagem neste sistema é vista sob outro aspecto, que até o devido momento é pouco estudado por pesquisadores e

instituições de pesquisa no Brasil, na qual sua utilização refere-se à aplicação em sistemas de biodigestão para otimizar a produção de biogás. O uso do biogás produzido neste processo possibilita a geração de energia elétrica, térmica e veicular, além da utilização do subproduto gerado como o digestato, popularmente conhecido como biofertilizante, que pode ser utilizado em consórcio ou até mesmo em substituição a fertilizantes industrializados, contribuindo para a melhoria das características físico-químicas do solo, assim como, na redução da dependência das propriedades rurais a insumos externos.

O estudo tem como objetivo determinar a estimativa do potencial de produção de biogás, por meio da incorporação da silagem de culturas energéticas em efluentes de suinocultura.

MATERIAL E MÉTODOS

Os procedimentos metodológicos para determinar o potencial energético de algumas culturas, basearam-se nas que produzem grande volume de massa verde e matéria seca, além de estarem disponíveis na Região Oeste do Paraná.

Para tanto, a Unidade Tecnológica Lar (UTL) da Cooperativa Agroindustrial Lar realizou sob o sistema de semeadura direta, o plantio das cultivares de aveia comercial preta, braquiária (*Brachiaria ruziziensis*), milho safrinha (Coodetec 384) e trigo (Coodetec 154). Posteriormente ao período de plantio, cada cultura energética foi conduzida ao processo de ensilagem, que consistiu no corte da forragem na lavoura, onde foram picadas em pedaços de dois a três cm e dispostas na forma de camadas em dois silos tipo superfície, com formato retangular, que apresentaram 2,40 m de comprimento, 1,20 m de largura e 0,40 m de altura. O período necessário para completar o processo de ensilagem em ambos os silos durou aproximadamente 40 dias, prazo considerado suficiente para ocorrer o processo de fermentação anaeróbia e produzir uma silagem de boa qualidade.

Após isto, as amostras de substratos de silagens provenientes deste processo foram encaminhadas para o Laboratório de Biogás (LABIOGÁS) e inseridas com inóculo de suinocultura em sistema de fermentação anaeróbia em batelada, conhecido como conjunto de eudiômetros, responsáveis por reproduzir o processo de biodigestão anaeróbia, conforme os procedimentos estabelecidos na Norma VDI 4630 (2006).

No laboratório, as amostras de silagens foram misturadas com dosagens certas de água residuária, para que a quantidade de Sólidos Voláteis (SV) fosse elevada, resultando assim, no aumento da produção de biogás, que foi verificada através do medidor portátil de gases, o que permitiu determinar a cultura com maior potencial energético.

Dessa maneira, os principais parâmetros analisados pelo Laboratório de Biogás foram Matéria Seca (MS), sólidos voláteis e produção de biogás (L_N Biogás kg/SV) (Tabela 1). Os dados de referência utilizados para os resultados encontrados foram baseados no banco de dados da *Basic Version of the Online European Feedstock Atlas* (2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados provenientes dos ensaios laboratoriais dos substratos de silagens de culturas apresentou que as variáveis matéria seca, sólidos voláteis e produção de biogás foram maiores na silagem de trigo, posteriormente na silagem de milho safrinha, silagem de aveia preta e silagem de braquiária, respectivamente em ordem decrescente de produção (Figura 1). Ressalta-se que, o potencial energético do substrato de dejetos suíno situou-se em 456,51 L_N Biogás kg/SV, sendo considerado um dos substratos que mais otimiza a produção de biogás nos processos de biodigestão anaeróbia.

Estes resultados demonstram que a época de plantio das culturas, o processo de ensilagem e as condições climáticas podem ter influenciado nos valores obtidos. Pois, as culturas foram plantadas na primeira quinzena do mês de abril de 2011, tendo seu

desenvolvimento durante os meses de maio, junho, julho e agosto de 2011, época considerada menos favorável para as culturas de milho safrinha e braquiária, visto que estas apresentam seu maior e melhor desenvolvimento durante os meses mais quentes do ano (novembro, dezembro, janeiro e fevereiro). Para as culturas de trigo e aveia preta, a época é considerada favorável, visto que estes são classificados como cereais de inverno, ou seja, apresentam seu maior potencial nas épocas mais frias do ano. Considerando estes fatos e somando-se as condições climáticas que podem ter ocorrido durante o período (sol, chuva, temperatura, etc.), podem ter contribuído para um melhor desenvolvimento e acúmulo de nutrientes da cultura de trigo, justificando em partes o seu maior valor de potencial de produção de biogás em relação ao milho, como determinado em laboratório. Tal resultado é afirmado por Scheffer-Basso et al. (2004), na qual as silagens de culturas de inverno apresentam um valor nutritivo superior a silagem de milho, mas que esta, tem o maior valor energético dentre as culturas, contribuindo assim, para o incremento da produção de biogás, em comparação com o dejetos de suíno sozinho.

Quanto ao processo de ensilagem, na abertura do silo constatou-se que a silagem de aveia preta havia mofado, sendo que este material estava disposto sobre a silagem de milho. Levanta-se a hipótese de que a silagem de aveia preta pode ter interferido também na qualidade da silagem de milho. Observou-se que a silagem com melhor qualidade foi a de trigo, fato este que pode justificar o resultado laboratorial para maior potencial de produção de biogás, diferente do que teoricamente deveria ocorrer. Com estes resultados, considera-se que, o processo de ensilagem bem realizado, influencia diretamente o potencial de geração de biogás pelas culturas.

CONCLUSÃO

Portanto, este estudo visa difundir o conhecimento e a experiência adquirida ao desenvolver e estabelecer critérios e padrões de referência para incrementar a produção de biogás, a partir do processo de cofermentação, mistura de substratos de silagens de culturas energéticas com biomassa de suinocultura, além de possibilitar o seu uso como índice reprodutível em processos similares, que tenham a finalidade de otimizar os sistemas quanto à produção de biogás.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio do Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás (CIBiogás-ER), ao Centro Internacional de Hidroinformática (CIH), à Fundação Parque Tecnológico Itaipu (FPTI), à Assessoria de Energias Renováveis da Itaipu Binacional (ER.GB), à Cooperativa Agroindustrial Lar e aos demais parceiros envolvidos neste projeto de pesquisa e desenvolvimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

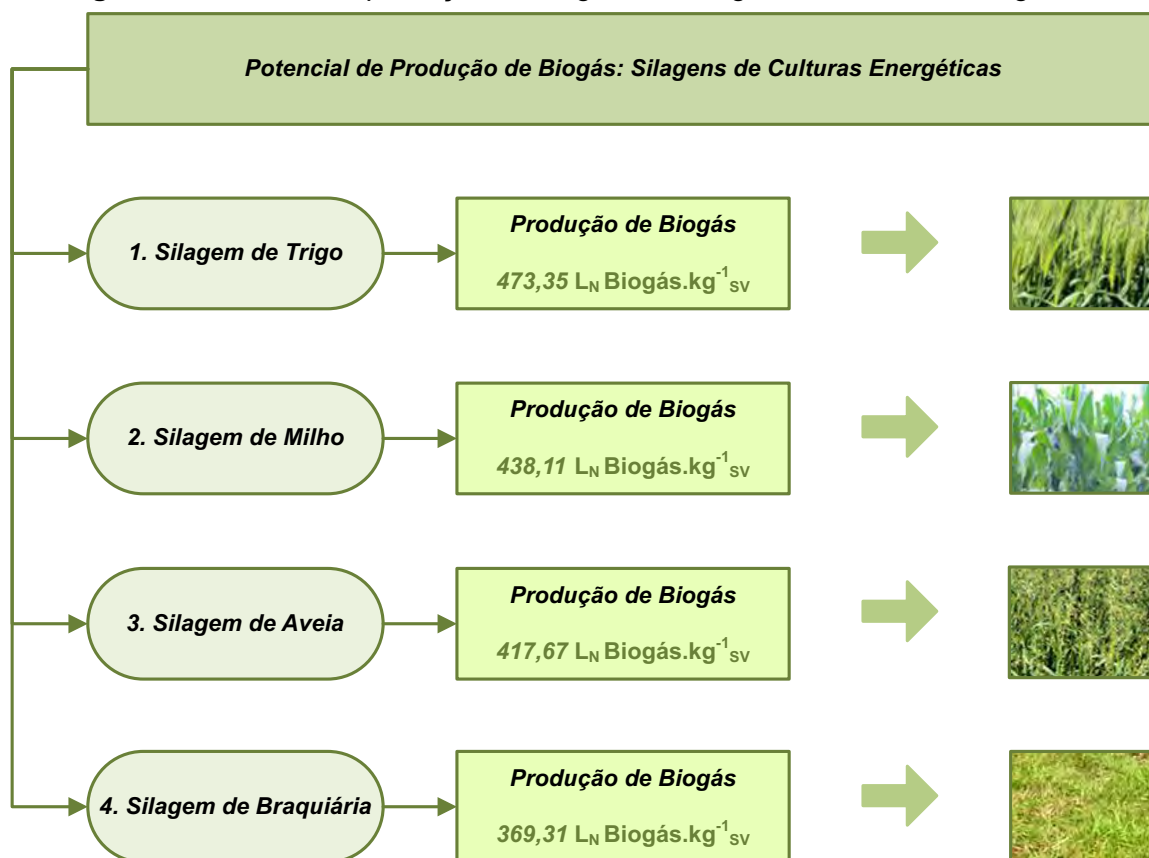
- BASIC VERSION OF THE ONLINE EUROPEAN FEEDSTOCK ATLAS. **Eu-Agrobiogas**. 2012.
- LABIOGÁS - LABORATÓRIO DE BIOGÁS. **Relatório do Teste do Potencial de Produção de Biogás e Metano em Culturas Energéticas**. Foz do Iguaçu: CIER-Biogás, 2012.
- SCHEFFER-BASSO, S. M.; AGRANIONIK, H.; FONTANELI, R. S. Acúmulo de Biomassa e Composição Bromatológica de Milhetos das Cultivares Comum e Africano. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 10, n. 4, p. 483-486, 2004.
- VDI 4630, 2006. **Fermentation of Organic Materials. Characterisation of the Substrates, Sampling, Collection of Material Data, Fermentation Tests**. VDI-Handbuch Energietechnik.

Tabela 1. Resultados dos ensaios laboratoriais das amostras.

Amostras	Matéria Seca (MS)	Referência de Matéria Seca*	Sólidos Voláteis (SV)**	Referência de Sólidos Voláteis	Relação Entre MS e SV	Produção de Biogás $L_N \text{ Biogás.kg}^{-1}_{SV}$	Referência de Produção de Biogás $L_N \text{ Biogás.kg}^{-1}_{SV}$
Dejeto Suíno	3,85%	14,70%	65,22%	84,90%	2,51%	456,51	817,00
Silagem de Aveia	35,53%	29,80%	92,51%	92,60%	32,87%	417,67	582,00
Silagem de Braquiária	26,71%	36,00%	89,18%	88,30%	23,82%	369,31	572,00
Silagem de Milho	46,03%	28,30%	90,82%	95,00%	41,80%	438,11	560,00
Silagem de Trigo	54,17%	39,60%	91,75%	92,30%	49,70%	473,35	532,00

Fonte: Laboratório de Biogás (2012) e Basic Version of the Online European Feedstock Atlas (2012).

Figura 1. Potencial de produção de biogás das silagens de culturas energéticas.



PRODUÇÃO E APROVEITAMENTO DE BIOGÁS EM UMA GRANJA DE SUÍNOS NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ

Fernandes, D. M.^{*1}; Kitamura, D. S.²; Silva, F. P.²; Feiden, A.²; Souza, S. N. M.²; Costanzi, R. N.³

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon-PR-Brasil.

²Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel-PR-Brasil.

³Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina-PR-Brasil.
e-mail: dangelafer@hotmail.com

RESUMO: O uso da biomassa como fonte alternativa de energia, promove um sincronismo com os processos de produção. Nesse caso, a biodigestão anaeróbia dos resíduos animais, como é o caso da suinocultura pode ser considerado um exemplo de sincronismo, pois, permite reduzir o problema da contaminação causada por essa atividade, por meio do saneamento ambiental e produz uma fonte de energia para o meio rural que é o biogás. Realizou-se o plano de monitoramento no sistema de tratamento de efluentes da Unidade Granja Colombari, que utiliza biodigestores para tratar a biomassa residual proveniente de uma granja de suínos em fase de terminação. Esse monitoramento ocorreu durante os meses de novembro de 2010 a maio de 2011, possibilitando o levantamento de dados quanto à produção de biogás e geração de energia elétrica na propriedade rural. Os resultados apresentaram que a produção média de biogás na unidade produtiva foi de 582,64 m³/dia e 60% de concentração de metano, que viabiliza a geração de eletricidade por um período de oito horas por dia, a partir de um grupo gerador com potência de 100 kVA.

PALAVRAS-CHAVE: biodigestão, biomassa, geração distribuída.

ESTIMATE OF POTENTIAL FOR BIOGAS PRODUCTION FROM BIOMASS OF PIG WITH ENERGY CROPS

ABSTRACT: The use of biomass as an alternative source of energy, promotes synchronism with the production processes. In this case, the anaerobic digestion of animal waste such as swine can be considered an example of timing thus reduces the contamination problem caused by this activity by means of environmental sanitation and produces a source of energy for means is that rural biogas. We carried out the monitoring plan in the wastewater treatment system unit Colombari farm using digesters to treat residual biomass from a farm of pigs in the finishing phase. This monitoring occurred during the months of November 2010 to May 2011, enabling the collection of data for the production of biogas and electricity generation on the farm. The results showed that the average biogas production unit was at 582.64 m³/day and 60% methane concentration, which enables the generation of electricity for a period of eight hours per day, from a genset power of 100 kVA.

Key Words: digestion, biomass, distributed generation.

INTRODUÇÃO

A biomassa é um recurso renovável que provém da matéria orgânica que pode ser utilizada como fonte de energia, sob o aspecto energético (VITOR, 2010). Atualmente tem sido objeto de pesquisas as tecnologias de conversão energética da biomassa mais eficientes, tal como a gaseificação da biomassa e o uso do combustível gasoso em turbinas ou micro turbinas a gás ou em células de combustível.

O sistema de produção de biogás por meio de biomassa residual é denominado de biodigestão anaeróbia, um dos processos mais promissores no campo da biotecnologia. Os

reatores utilizados para a biodigestão dos resíduos são os chamados biodigestores, o qual além da produção de biogás tem como objetivo o saneamento ambiental. A biodigestão anaeróbia é o processo mais utilizado no tratamento de dejetos suínos, do qual resulta uma grande produção de gás, composto majoritariamente de metano (Oliveira et al., 2003; Kunz e Palhares, 2004).

Neste contexto, Nishimura (2009) destaca que a suinocultura é uma atividade na qual o aproveitamento da energia contida no biogás pode baratear o custo de produção de suínos e melhorar sua eficiência energética. Outro estímulo, é que além do biogás ser utilizado para geração de energia para o consumo da propriedade rural, também poderá ser comercializada a energia excedente, para a concessionária local de energia elétrica pelo processo de Geração Distribuída (GD).

Dessa maneira, o biogás possui um potencial energético significativo, capaz de ser utilizado para a geração de energia elétrica, térmica ou mecânica, podendo vir a se constituir em importante centro gerador de recursos para suprir os custos ambientais das atividades que geram a biomassa residual. O principal objetivo deste estudo foi determinar a produção e qualidade do biogás na geração de energia elétrica, viabilizados pela geração distribuída em uma granja de suínos.

MATERIAL E MÉTODOS

A Unidade Granja Colombari (UGC) localiza-se no município de São Miguel do Iguçu, Região Oeste do Paraná, na qual é uma propriedade que desenvolve as atividades de agricultura e suinocultura, tendo uma criação aproximada de cinco mil suínos em fase de terminação.

A metodologia da inserção da Geração Distribuída na Unidade Granja Colombari está associada à geração de biomassa residual proveniente de dejetos de suínos, que por meio do processo de biodigestão anaeróbia é tratada em biodigestores, gerando como subprodutos desse processo, o digestato aplicado na pastagem para a criação dos bovinos de corte e o biogás utilizado para a geração de energia elétrica, que sustenta todo o consumo interno da propriedade rural por um grupo gerador com potência de 100 kVA. O excedente de energia elétrica gerada é comercializado à distribuidora de energia local, Companhia Paranaense de Energia (COPEL).

O plano de monitoramento da unidade de Geração Distribuída foi associado à produção de biogás e eletricidade da UGC durante um período de sete meses, Novembro de 2010 a Maio de 2011. Esse monitoramento teve a prioridade de ser qualitativo e quantitativo, sendo de suma importância a avaliação do tratamento da biomassa residual e seu processamento para produção de biogás e geração de eletricidade.

Para tanto, realizou-se análises físico-químicas dos parâmetros da biomassa como Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos Totais (SST), por meio de análises laboratoriais para determinar a qualidade e vazão do efluente. Além disso, houve medições do fluxo do biogás, para determinar a produção do biogás nos biodigestores e consumo de biogás no grupo gerador através de um medidor de fluxo termal. E a medição da concentração de metano no biogás para determinar a qualidade deste produto energético, sendo realizado com um medidor portátil de gases tipo eletroquímico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do número de animais confinados e parâmetros físico-químicos analisados correspondentes ao SST e DQO foram obtidos índices que correlacionam à produção de biogás (Tabela 1). Esses índices foram importantes, pois, mostraram o desempenho do

processo de biodigestão anaeróbia na unidade produtiva com a utilização de biodigestores, modelos canadenses com Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) de 30 dias.

Os valores médios obtidos do parâmetro DQO situaram-se em 0,53 m³ de biogás/kg DQO. De acordo com Angelidaki e Ellegaard (2003) e Astals et al. (2011), a produção de biogás específica em função da DQO está entre 0,275 e 0,583 m³ de biogás/kg DQO.

Diante disso, conhecendo-se os parâmetros físico-químicos (SST e DQO) da biomassa residual resultante do processo de criação de suínos de uma propriedade agrícola e utilizando-se os índices encontrados, torna-se possível estimar com confiabilidade o potencial de produção de biogás para fins de geração distribuída em uma propriedade de criação de suínos que tem intenção de utilizar um biodigestor equivalente ao implantado na UGC.

O plano de monitoramento apresentou que a produção mensal média de biogás na Unidade Granja Colombari foi de 582,64 m³/dia, através das medições com o medidor de fluxo termal. Quanto à qualidade do biogás, o percentual médio de metano foi de 60% de concentração (Figura 1), o que corresponde a um poder calorífico de 5,97 kWh/m³ (IANNICELLI, 2008), ou seja, a eficiência de conversão de biogás em eletricidade no motor gerador da unidade produtiva é de 24%. Com esse valor energético o biogás da UGC, atualmente é convertido em energia elétrica em grupo gerador.

Dessa forma, a geração de biogás na Unidade Granja Colombari é utilizada para a produção de energia elétrica para atender as atividades internas da propriedade rural, como o conjunto motobomba de distribuição de digestato para a fertirrigação, a fábrica de ração para alimentar os suínos e as quatro residências localizadas na propriedade rural. Assim, o grupo gerador opera em função da disponibilidade de biogás nos biodigestores, por aproximadamente oito horas por dia.

CONCLUSÃO

Portanto, a utilização da biomassa residual como fonte alternativa de energia na Unidade Granja Colombari, garante a geração de energia elétrica a partir da produção de biogás de qualidade, além de possibilitar a redução do seu passivo ambiental e agregar maior rentabilidade ao seu empreendimento.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio do Instituto de Tecnologia Aplicada e Inovação (ITAI), à Fundação Parque Tecnológico Itaipu (FPTI), à Assessoria de Energias Renováveis da Itaipu Binacional (ER.GB), aos proprietários da Unidade Granja Colombari e aos demais parceiros envolvidos neste projeto de pesquisa e desenvolvimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L. **Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants. applied biochemistry and biotechnology**, v. 109, p. 95-105, 2003.
- ASTALS, S.; ARISO, M.; GALI, A.; MATA-ALVAREZ, J. **Codigestion of Pig Manure and Glycerine: Experimental and Modelling Study**. *Journal of Environmental Management*. v. 92, p. 1091-1096, 2011.
- IANNICELLI, L. A. **Reaproveitamento Energético do Biogás de uma Indústria Cervejeira**. 2008. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade de Taubaté. São Paulo, 2008.
- KUNZ, A.; PALHARES, J. C. P. **Créditos de Carbono e suas Consequências Ambientais (2004)**. 2004. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/artigos/2004>>. Acesso em: 17 out. 2011.

NISHIMURA, R. **Análise de Balanço Energético de Sistema de Produção de Biogás em Granja de Suínos: Implementação de Aplicativo Computacional**. 2009. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2009.

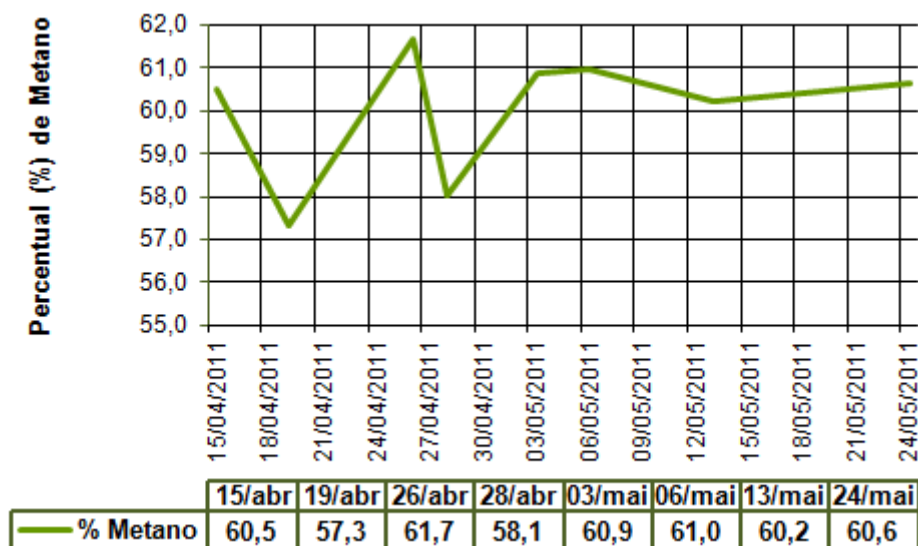
OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M.; NUNES, M. L. A. **Efeito Estufa**. Suinocultura Industrial, São Paulo, v. 25, n. 7, ed. 172, p. 16-20. 2003.

VITOR, T. R. **Biomassa Residual Como Fonte Alternativa de Energia Elétrica**. 2010. 41 f. Relatório de Estágio Supervisionado (Graduação em Engenharia Ambiental) - Faculdade União das Américas. Foz do Iguaçu, 2010.

Tabela 1. Índices de produção de biogás na Unidade Granja Colombari.

Mês	Animais/dia	Biogás - Animal (m ³ de biogás/animal/dia)	Biogás - ST (m ³ de biogás/kg SST)	Biogás - DQO (m ³ de biogás/kg DQO)
Novembro/2010	4.400	0,13	0,59	0,61
Dezembro/2010	4.400	0,09	0,36	0,31
Janeiro/2011	4.400	0,15	0,79	0,60
Fevereiro/2011	4.400	0,16	0,60	0,69
Março/2011	4.400	0,16	0,62	0,68
Abril/2011	4.865	0,11	0,36	0,41
Mai/2011	4.865	0,11	0,27	0,40
Média	4.533	0,13	0,51	0,53

Figura 1. Variação do percentual de metano na Unidade Granja Colombari.



VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS NA BIODIGESTÃO ANAEROBIA DE DEJETOS BOVINOS

SOUZA, C.S.¹; FERNANDES, N.A.T.¹; LIMA, J.C.F.²; RIBEIRO, M.T.²; JAGUARIBE, L.L.¹;
FERNANDES, A.J.¹; SOZZI, J.R.¹; CARNEIRO, J.C.^{3*}; OTENIO, M.H.³

¹*Bolsista Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG - Brasil*

²*Analistas Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG -Brasil*

³*Pesquisadores Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG -Brasil.*

e-mail: marcelo.otenio@embrapa.br

RESUMO: A biodigestão anaeróbia que é um processo natural de fermentação no qual microrganismos anaeróbios produzem o biogás, utilizável como fonte de energia. Este trabalho teve como objetivo acompanhar as variáveis físico-químicas de dejetos de bovinos e efluentes de biodigestores contínuos. Os dejetos foram diluídos em água e homogeneizados manualmente até que o teor de sólidos ficasse na faixa de 3 a 4%. As cargas diárias foram realizadas a partir do 15º dia. A partir do abastecimento inicial dos biodigestores foram retiradas alíquotas para análises nos tempos zero, 15, 30, 45 e 60 dias, no laboratório de microbiologia do rúmen na embrapa gado de leite. As variáveis físicas e químicas caracterizaram o início processo hidrolítico e a partir do 30º dia a fase de equilíbrio de metabolismo e fase metanogênica.

Palavras-chave: biodigestor, dejetos, físico-químico.

Abstract: Anaerobic digestion is a natural fermentation process in which anaerobic microorganisms produce biogas for use as an energy source. This study aimed to monitor the physicochemical variables of cattle manure and effluent of continuous digesters. The slurry was diluted in water and homogenized manually until the solids stay in the range of 3 to 4%. Daily loads were held from the 15th day. From the initial supply of biodigesters aliquots for analysis were withdrawn at zero, 15, 30, 45 and 60 days time in the rumen microbiology laboratory at Embrapa. The physical and chemical variables characterized the early hydrolytic process and from the 30th day to the equilibrium phase and methanogenic phase of metabolism.

Keywords: digester, manure, physicochemical

INTRODUÇÃO

Tendo em vista os setores econômico e social, o sistema biointegrado das funções rurais é de grande importância para as pequenas e médias propriedades, e também para a precaução com o meio ambiente. (BARBOSA e LANGER, 2011).

Os sistemas de confinamento de gado leiteiro geram um grande volume diário de dejetos, que são geralmente utilizados como fonte de adubação para forragens. (COLDEBELLA, 2006) Um dos processos de conversão energética da biomassa é a biodigestão anaeróbia que é um processo natural de fermentação no qual microrganismos anaeróbios produzem o biogás, utilizável como fonte de energia. (YADVIKA et al., 2004).

Este trabalho tem como objetivo acompanhar as variáveis físico-químicas de dejetos de bovinos e efluentes de biodigestores contínuos.

MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizado ensaio de biodigestão anaeróbia em quatro biodigestores contínuos de escala laboratorial, no período outono/inverno, tendo, capacidade para 60 litros de substrato cada um, e foram mantidos na sede da Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora – MG, por um período de 60 dias.

Os dejetos foram diluídos em água e homogeneizados manualmente até o teor de sólidos de 3 a 4%. As coletas de dejetos foram realizadas semanalmente e armazenadas em geladeiras para realização do abastecimento diário. As cargas diárias foram realizadas a partir do 15º dia, com um volume de dois litros de substrato em cada biodigestor e, após cada abastecimento, houve a saída do efluente na mesma quantidade (2 L).

Foram realizada coletas do afluente de abastecimento e do efluente a cada 15 dias, após teste da chama positivo. As análises realizadas foram Sólidos Totais, Sólidos Voláteis, Sólidos Sedimentares, Acidez, Alcalinidade, pH, conforme metodologias preconizadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (CRESCERI, et al. 2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os testes físico-químicos realizados permitiram observa uma redução dos sólidos nos primeiros 45 dias de fermentação, após esta data observa-se uma manutenção do teor de sólidos e ligeiro aumento o que denota o equilíbrio do processo na produção de metano mediante a disponibilidade de carga orgânica (Fig. 1).

Nos primeiros quinze dias observa-se redução nos valores medidos de alcalinidade, e após o início do abastecimento diário incremento na acidez até os 60 dias de retenção. O pH reduziu na primeira quinzena, mas manteve o seu valor constante até o final do experimento, estes resultados caracterizam a fase hidrolítica e posteriormente a prevalência da fase metanogênica na fermentação, tendendo ao equilíbrio a partir do trigésimo dia de fermentação (Fig. 2).

CONCLUSAO

As variáveis físicas e químicas caracterizaram o início processo hidrolítico e a partir do 30º dia a fase de equilíbrio de metabolismo e fase metanogênica.

O abastecimento diário foi mantenedor da oferta de matéria orgânica o que levou os parâmetros acompanhados para um equilíbrio.

AGRADECIMENTOS

A Embrapa e a ITAIPU Binacional pelo financiamento do projeto. A FAPEMIG pelo auxilio para participação no evento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOSA, G.; LANGER, M. Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. *Unoesc & Ciência – ACSA*, Joaçaba, v. 2, n. 1, p. 87-96, jan./jun. 2011

COLDEBELLA, ANDERSON. Viabilidade do uso do biogás da bovinocultura e suinocultura para geração de energia elétrica e irrigação em propriedades rurais. Unioeste, Paraná, 2006.

CLESCERI LS; RICE EW; BAIRD RB; EATON AD, editors. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22a ed. Washington, D.C: American Public Health Association - APHA; 2012.

YADVIKA, S.; SREEKRISHNAN, T.R.; KOHLI, S.; RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - a review. *Bioresource Technology*, v.95, n.1, p.1-10, 2004.

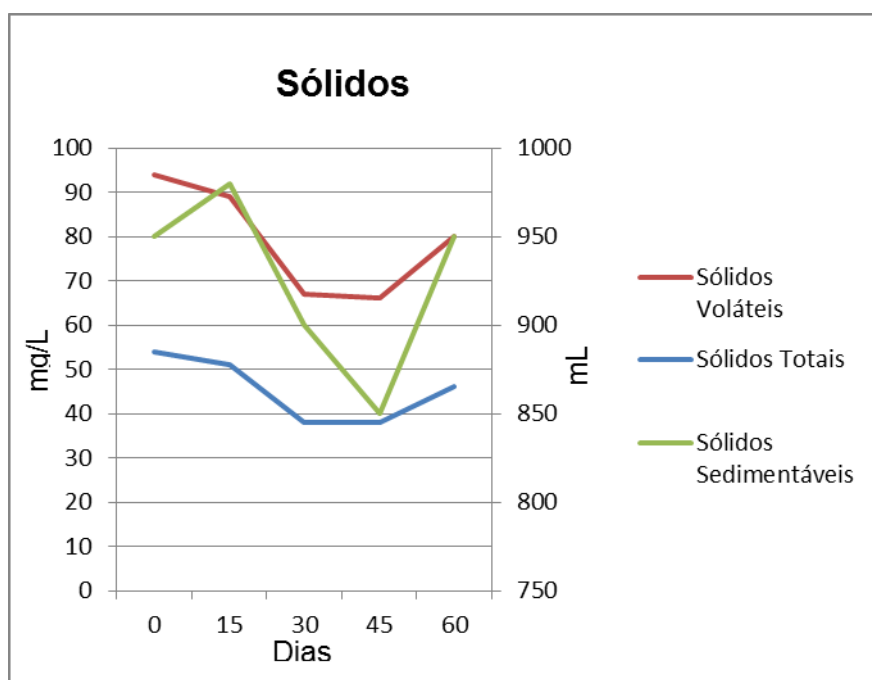


Figura1: Teor de sólidos.

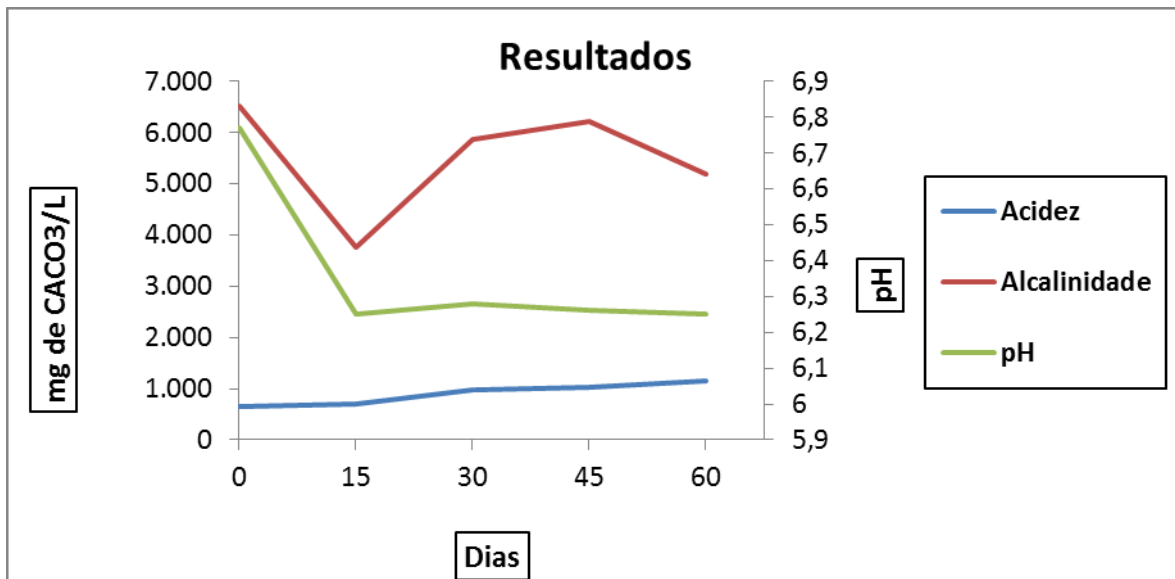


Figura 2. Resultados de acidez, alcalinidade e pH.

ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO BRASIL A PARTIR DE DEJETOS SUÍNOS

Silva, J.L.G.^{*1}; Silva, A.C.C.²; Mito, J.Y.L.³; Vendrame, M.G.⁴; Nascimento, K.R.⁵; Mendes, I.S.⁶

¹Analista Ambiental da Fundação Arthur Bernardes, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

²Engenheira Ambiental do Centro Internacional de Hidroinformática, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

³Técnica Ambiental do Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

⁴Engenheiro Eletricista da Assessoria de Energias Renováveis – Itaipu Binacional, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

⁵Estagiário do Centro Internacional de Hidroinformática, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

⁶Estagiário da Fundação Arthur Bernardes, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

e-mail: j.lg11@yahoo.com.br

RESUMO: O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína. Entretanto, apesar da importância econômica, a suinocultura apresenta um elevado potencial poluidor, devido às grandes quantidades de contaminantes em seus efluentes. Neste contexto, o tratamento dos dejetos se torna essencial, sendo a biodigestão anaeróbia uma importante aliada, obtendo-se o biogás como produto, o qual pode ser aproveitado como fonte de energia. Este trabalho utilizou informações do plantel animal disponibilizado pelo IBGE para realizar estimativas do potencial anual de produção do biogás (PAB), utilizando como base a fórmula estabelecida pelo *Intergovernmental Panel On Climate Change* (IPCC). As categorias consideradas foram plantel total, suínos em engorda, matrizes e varrões. Os resultados foram definidos em nível nacional, regional e estadual. A região Sul apresentou o maior potencial de produção, com 53,71% (822.730,29 mil m³/ano) da PAB para o plantel total, 56,23% (729.820,59 mil m³/ano) para os suínos em engorda e 42,71% (61.282,97 mil m³/ano) para as matrizes. Em relação à PAB dos varrões, a região Sul (27,09% - 12.021,15 mil m³/ano) ficou atrás do Nordeste, que representa 30,20% do potencial nacional (13.402,49 mil m³/ano). Quanto aos estados, Santa Catarina é o mais representativo, com 21,07% do total nacional, 22,43% dos suínos em engorda e 14,94% das matrizes. No caso dos varrões, SC fica em terceiro (7,45%), sendo o Paraná o primeiro com 10,6%.

Palavras-Chave: biodigestão anaeróbia, biodigestor, CIBiogás, CIH, Rede BiogásFert.

ESTIMATE OF BIOGAS POTENTIAL PRODUCTION IN BRAZIL FROM PIG MANURE

ABSTRACT: Brazil is the world's fourth largest producer of pork. However, despite the economic importance, this production has a high pollution potential due the large quantities of contaminants in its effluents. The waste treatment is essential where the anaerobic digestion is an important ally with biogas as a product, which can be availed as an energy source. This study used IBGE's animal informations to estimate the anual potential production of biogas (APB) using the established Intergovernmental Panel on Climate Change's formula. The categories considered were total pigs, fattening pigs, sows and boars. Results were defined at national, regional and state level. The South have the greatest potential production, with 53,71% (822.730,29 thousand m³/year) of total APB, 56,23% (729.820,59 thousand m³/year) for fattening pigs and 42,71% (61.282,97 thousand m³/year) for sows. Regarding APB boars, South (27,09% - 12.021,15 thousand m³/year) fell behind Northeast, which represents 30,20% (13.402,49 thousand m³/year) of national potential. For the states, Santa Catarina have the higher potential, with 21,07% of national total, 22,43% from fattening pigs and 14,94% for sows. For the boars, SC is the third (7,45%) and the first is Paraná (10,6%).

Key Words: anaerobic digestion, biodigestor, CIBiogás, CIH, BiogásFert Network.

INTRODUÇÃO

No mercado mundial, o Brasil representa o quarto maior produtor e exportador de carne suína, com uma produção de 3.370 mil.t (em equivalente carcaça) no ano de 2013 (ABPA, 2014). Contudo, devido ao elevado número de contaminantes gerados pelos seus efluentes, a suinocultura é uma atividade de grande potencial poluidor, cuja disposição inadequada pode representar importante fonte de degradação dos recursos naturais. Assim, a disposição destes efluentes na natureza sem tratamento adequado, pode causar desequilíbrios ambientais sérios (Nunes, 2003). Isto torna necessária a utilização de um sistema de tratamento, buscando minimizar possíveis impactos ambientais. Uma das opções de tratamento é através da biodigestão anaeróbia, um processo que se desenvolve na ausência de oxigênio. Segundo Konzen (2005), na fermentação dos dejetos em um biodigestor é possível uma redução na carga orgânica de 75 a 80%, ocorrendo, concomitantemente, redução nas concentrações de cobre e zinco (40 a 50%), presentes no efluente do biodigestor. Além disso, a digestão anaeróbia apresenta-se como uma opção energética, considerando que um dos benefícios do processo reside na conversão da maior parte da carga poluente do efluente numa fonte de energia: o biogás (Oliveira e Higarashi, 2006). Considerando o dejetos suíno como matéria-prima, neste trabalho propôs-se estimar o potencial de produção nacional de biogás.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo é parte integrante da Rede BiogásFert, com parceria entre Embrapa e Itaipu Binacional, e foi desenvolvido no município de Foz do Iguaçu/PR. O levantamento de dados referentes ao plantel de suínos foi realizado no Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA, adotando-se dados do ano de 2006 e com os valores distribuídos por município. Este sistema fornece os dados em forma de tabelas. As tabelas utilizadas e as categorias foram: Tabela 1225 (número de cabeças total) e Tabela 1672 (número de cabeças em engorda, número de matrizes e número de varrões).

Após a aquisição dos dados, estes foram agrupados por regiões (Centro-Oeste, Nordeste, Norte, Sudeste e Sul) e seguiu-se o cálculo do potencial de produção de biogás (equação 1), o qual foi baseado nas metodologias de emissões do IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), dentro das diretrizes constantemente atualizadas pelo UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*). Para preenchimento das equações foram utilizados valores de referência encontrados em outros documentos, como o “2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories” e também valores adaptados, pelo CIBiogás – ER, dessas referências (IPCC, 2006). Tais valores constam na Tabela 1. Para a manipulação dos dados utilizou-se o *software LibreOffice Calc* versão 4.2.6.3.

$$PAB_s = UF_b * MCF_{base} * \sum [N_s * B_{0s} * (PM_s / P_{ps}) * SV_s * TP_{ano}] * (\%MS / \%CH_4) \quad (eq. 1)$$

Onde:

PAB_s = produção anual de biogás suíno (m³/ano);

UF_b = fator IPCC de correção para incertezas (adimensional);

MCF_{base} = fator anual IPCC de conversão de metano para a linha de base do sistema (%);

N_s = número de animais (cabeça);

B_{0s} = capacidade máxima teórica de produção de metano por dejetos produzido (m³CH₄/kg/SV);

PM_s = peso médio do animal por categoria (kg);

P_{ps} = peso padrão IPCC (kg);

SV_s = taxa de sólidos voláteis produzidos por cada categoria de animal, padrão IPCC (kgSV/cabeça/ano);

TP_{ano} = tempo de permanência de cada categoria animal na granja (dia/ano);
%MS = fração de dejetos manuseados no sistema – IPCC (%);
%CH₄ = porcentagem base de metano no biogás (%).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido a grande quantidade de municípios, os resultados foram expostos em nível de Brasil, regiões e estados (Tabela 2). A região Sul mostrou-se com um maior potencial de produção de biogás. Considerando as categorias específicas, ela apresenta 53,71% (822.730,29 mil m³/ano) da PAB para o plantel total, 56,23% (729.820,59 mil m³/ano) para os suínos em engorda e 42,71% (61.282,97 mil m³/ano) para as matrizes. Em relação à PAB dos varrões, a região Sul (27,09% - 12.021,15 mil m³/ano) fica atrás do Nordeste, que representa 30,20% do potencial nacional (13.402,49 mil m³/ano). Quanto aos estados, os três sulistas apresentam o maior potencial de produção, sendo Santa Catarina o de maior representatividade, com 21,07% do total nacional, 22,43% dos suínos em engorda e 14,94% das matrizes. No caso dos varrões, SC fica em terceiro (7,45%), sendo o Paraná o primeiro com 10,6%. O Centro Nacional de Referência em Biomassa (CENBIO, 2005), em seu atlas de bioenergia no Brasil, também encontrou grande representatividade na região Sul, mesmo utilizando de outra metodologia para realização do cálculo.

CONCLUSÃO

A partir da metodologia adotada foi possível identificar o grande potencial que o Brasil apresenta para a produção de biogás a partir do tratamento, via biodigestão anaeróbia, de dejetos suínos. Contudo, é necessário ressaltar que tal estudo abrange condições teóricas. Na prática, são muitas variáveis que devem ser consideradas e que limitam a exploração deste potencial, podendo citar o sistema de manejo dos animais, o tipo de alimentação, manejo da biomassa residual, o modelo de biodigestor adotado e até mesmo fatores intrínsecos à área de produção, como clima e disponibilidade de água.

AGRADECIMENTOS

Ao Centro Internacional de Hidroinformática (CIH), ao Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás (CIBiogás-ER), à Fundação Parque Tecnológico Itaipu (FPTI), à Itaipu Binacional e à Embrapa pelo apoio no presente estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Produção Mundial de Carne Suína. ABPA. 2014.
- CENTRO NACIONAL DE REFERÊNCIA EM BIOMASSA. Atlas de Bioenergia do Brasil. CENBIO. São Paulo, 2005.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *Emissions from livestock and manure management*. In: 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC: Japão, 2006.
- KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. Comunicado Técnico 124. Embrapa Milho e Sorgo. 8 p. Sete Lagoas, MG, 2005.
- NUNES, M. L. A. Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Ambiental. 117p. Florianópolis, SC, 2003.
- OLIVEIRA, P.A.V. de; HIGARASHI, M.M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. Documento 115. Embrapa Suínos e Aves. Concórdia, SC, 2006.

Tabela 1. Valores adotados para o cálculo do potencial de produção anual de biogás.

Produção	UF _B	MCF _{BAS}	B _{0S}	PM _S	P _{PS}	SV _S	TP _{AN}	%MS	%CH ₄
	-	%	m ³ CH ₄ /kg/SV	kg	kg	KgSV/ cabeça/ano	dia/ ano	%	%
PAB _s Total	0,94	0,78	0,29	70	50	0,30	330	100	60
PAB _s Engorda	0,94	0,78	0,29	70	50	0,30	330	100	60
PAB _s Matriz	0,94	0,78	0,29	190	198	0,30	365	100	60
PAB _s Varrão	0,94	0,78	0,29	250	198	0,30	365	100	60

Tabela 2. Potencial de produção anual de biogás estimado.

	PAB_Total		PAB_Engorda		PAB_Matriz		PAB_Varrão	
	mil m ³ /ano	%	mil m ³ /ano	%	mil m ³ /ano	%	mil m ³ /ano	%
Brasil	1.531.788,90	100	1.297.859,24	100	143.486,11	100	44.372,14	100
Sul	822.730,29	53,71	729.820,59	56,23	61.282,97	42,71	12.021,15	27,09
Sudeste	256.907,51	16,77	223.133,93	17,19	21.251,23	14,81	5.632,4	12,69
Nordeste	193.501,5	12,63	140.413,12	10,82	30.032,33	20,93	13.402,49	30,2
Centro-Oeste	180.115,04	11,76	149.338,73	11,51	18.477,69	12,88	6.385,71	14,39
Norte	78.534,56	5,13	55.152,87	4,25	12.441,88	8,67	6.930,4	15,62
SC	322.684,21	21,07	291.064,90	22,43	21.442,71	14,94	3.305,89	7,45
RS	275.616,69	17,99	243.987,91	18,8	20.927,72	14,59	4.012,31	9,04
PR	224.429,39	14,65	194.767,79	15,01	18.912,54	13,18	4.702,95	10,6
MG	163.540,39	10,68	143.046,29	11,02	12.974,88	9,04	3.317,16	7,48
SP	76.650,82	5	65.593,49	5,05	6.934,08	4,83	1.872,37	4,22
GO	68.820,53	4,49	54.871,23	4,23	8.086,93	5,64	3.273,45	7,38
MT	63.470,16	4,14	52.594,61	4,05	6.730,88	4,69	1.991,14	4,49
PI	47.492,47	3,1	31.478,88	2,43	9.286,51	6,47	3.754,44	8,46
BA	46.533,56	3,04	34.101,05	2,63	6.798,02	4,74	3.455,28	7,79
MS	42.452,72	2,77	37.127,74	2,86	3.226,12	2,25	1.066,93	2,4
PA	34.653,12	2,26	24.772,24	1,91	5.118,27	3,57	3.100,06	6,99
MA	34.324,92	2,24	24.856,13	1,92	5.366,56	3,74	2.383,30	5,37
CE	33.938,22	2,22	25.432,33	1,96	4.804,47	3,35	2.163,16	4,88
RO	15.589,56	1,02	11.775,72	0,91	2.169,04	1,51	950,42	2,14
PE	13.674,88	0,89	10.503,54	0,81	1.800,36	1,25	785,70	1,77
TO	12.415,62	0,81	8.930,61	0,69	1.926,26	1,34	941,84	2,12
ES	11.148,94	0,73	9.779,36	0,75	835,82	0,58	259,53	0,58
AM	7.128,61	0,47	4.577,66	0,35	1.314,57	0,92	814,95	1,84
AC	5.923,08	0,39	3.416,68	0,26	1.293,05	0,9	798,83	1,8
RJ	5.567,37	0,36	4.714,80	0,36	506,46	0,35	183,34	0,41
DF	5.371,64	0,35	4.745,15	0,37	433,77	0,3	54,19	0,12
PB	5.204,49	0,34	4.131,97	0,32	580,26	0,4	298,09	0,67
AL	4.549,71	0,3	3.783,83	0,29	466,80	0,33	139,98	0,32
SE	3.936,44	0,26	3.197,86	0,25	435,30	0,3	159,14	0,36
RN	3.846,80	0,25	2.927,52	0,23	494,06	0,34	263,40	0,59
RR	2.110,56	0,14	1.272,23	0,1	461,81	0,32	228,61	0,52
AP	714,01	0,05	407,72	0,03	158,89	0,11	95,69	0,22

ANÁLISE DE ASPECTOS AMBIENTAIS, ENERGÉTICOS E SOCIAIS DE UMA PROPOSTA DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE EFLUENTES DE BOVINOCULTURA LEITEIRA

Mariani, L.*¹; Cavaliero, C.K.N.¹; Bley Jr., C.J.²; Levy, N.M.³; Lucio, L.T.³; Mito, J.Y.L.³

¹ Universidade Estadual de Campinas, Faculdade Eng. Mecânica, Dep. Energia, Campinas-SP-Brasil; ² Itaipu Binacional, Assessoria Energias Renováveis – Foz do Iguaçu-PR-Brasil; ³ Centro Internacional de Energias Renováveis-Biogás - Foz do Iguaçu-PR-Brasil
e-mail: leidiene.mariani@gmail.com

RESUMO: Com esse artigo pretende-se analisar um projeto de aproveitamento energético do biogás gerado a partir dos dejetos de leiteiras de uma comunidade rural no Uruguai em relação a alguns aspectos ambientais, energéticos e sociais.

Palavras-chave: Energia renovável, sociedade, efluentes, biogás, bovinocultura leiteira.

ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL, ENERGY AND SOCIAL ASPECTS OF ENERGETIC UTILIZATION OF DAIRY CATTLE WASTEWATER PROJECT

ABSTRACT: This article analyzes a project of energetic utilization of biogas produced for dairy cattle wastewater in a rural community in Uruguay concerning environmental, energy and social aspects .

Key words: Renewable energy, society, wastewater, biogas, dairy cattle.

INTRODUÇÃO

O projeto “Condomínio de Agroenergia San Jose - Uruguay” prevê a instalação de biodigestores em propriedades rurais para tratamento do efluente da bovinocultura leiteira e captação do biogás gerado. Este será utilizado na geração térmica nas propriedades e o excedente será transportado por uma tubulação até a microcentral termelétrica (MCT), para utilização na geração de energia elétrica e térmica.

A proposta é baseada na experiência do Condomínio de Agroenergia Sanga Ajuricaba/Marechal Cândido Rondon/PR, implantado pela ITAIPU Binacional, prefeitura do município, Emater/PR, Embrapa, Fundação PTI, CIBiogás e outras instituições da região.

PROJETO CONDOMÍNIO DE AGROENERGIA SAN JOSE

Este projeto é resultado de uma parceria entre Eletrobras, Programa das Nações Unidas para Desenvolvimento (PNUD), ITAIPU Binacional, Intendência de San José/UY, Cooperativa Agrária Colônia Delta/UY, Instituto Nacional Investigación Agropecuária/UY, Ministerio de Industria, Energía y Minería/UY y Administración Nacional de Usinas y Trasmisiones Eléctricas/UY, Centro Internacional Energias Renováveis-Biogás (CIBiogás) e *Global Sustainable Electricity Partnership* (GSEP).

O condomínio será implantando na comunidade de Colônia Delta, distrito de Ecilda Paullier, departamento de San José, sudoeste do Uruguai, conforme o mapa da Figura 1. É uma região com concentração de bovinocultura leiteira, atividade que gera grande quantidade de efluentes. A preocupação é que durante o período em que as vacas ficam em alimentação, espera para ordenha e ordenha, cerca de 6 horas por dia, o efluente é gerado de forma concentrada na leiteira e se não houver o devido tratamento e destinação, pode gerar impactos. A proposta é utilizar esses resíduos como substrato para biodigestão,

gerando biogás, que possui cerca de 60% de metano em sua composição e isso o torna um combustível aplicável na geração de energia elétrica, térmica e veicular.

Serão implantados nas 22 propriedades participantes do projeto: biodigestores de fluxo ascendente para o tratamento dos efluentes e geração do biogás (32 dias de tempo de retenção hidráulica); lagoas para armazenamento do digestato até ser aplicado na lavoura; e tubulação de gás conectada ao ramal principal que transporta o gás à MCT. A estimativa é serem gerados 47 m³ de dejetos/dia e 764 m³ de biogás/dia. O ramal principal da tubulação de gás acompanha o trajeto das estradas até a MCT localizada na sede da comunidade, com uma extensão de 37,4 km. Na MCT será instalado um motogerador de 75 kVA de potência e se prevê a geração de 1.528 kWh/dia de energia elétrica (14 h de operação e consumo de 48 m³/h). Será instalado um sistema de cogeração a partir do gás de escape para calefação de casas. A energia elétrica será injetada na rede de distribuição que passa na comunidade e vendida à UTE. Estima-se uma receita anual de U\$ 100.364,63 e um payback de 11 anos e 4 meses para um investimento total de U\$ 1.677.552,15, e será implantado em 3 etapas, apresentadas na Figura 2. (CIBiogas, 2014)

É importante destacar que as estimativas podem variar, já que é um projeto piloto e que as receitas e custos podem mudar conforme os preços da energia, preços de equipamentos e situações específicas do país.



Figura 1 – Localização do projeto.



Figura 2 – Localização das propriedades (2013).



Figura 3 – Produtores com leiteira comercial (2010/11).

ASPECTOS AMBIENTAIS

Parte das propriedades possui reservatório para armazenamento dos dejetos, normalmente subdimensionado, porém na maioria delas o dejetos é retirado e aplicado no solo semanalmente ou acumulado em algum ponto da propriedade. Em ambos os casos, quase sempre não são tomados cuidados para evitar a contaminação do solo e da água.

Essa situação pode ser extrapolada para a maioria das leiteirias do Uruguai, pois a legislação ambiental exige licenciamento ambiental apenas das que possuem mais de 500 vacas, ou seja, grandes propriedades que não são a maioria. Também é importante analisar a distribuição espacial dos 4305 estabelecimentos leiteiros (Figura 3), que mostra o quanto a produção de efluentes por essa atividade está dispersa e, conseqüentemente, o risco ambiental. Isso demanda atenção do Estado e ações para reduzir o risco ambiental.

A questão ambiental das leiteirias da região foi considerada no Plano Climático da Região Metropolitana do Uruguai, publicação elaborada no projeto sobre mudanças climáticas territoriais nos departamentos de Montevideo, Canelones e San José. Os resultados indicam que, em San José, 68% das emissões de Gases de Efeito Estufa - GEE provém da agricultura, incluindo a produção de leite (PNUD, 2012). Isso se confirma, quando se observa que 30% das leiteirias do país se localizam nesse departamento. (DIEA/MGAP/UY, 2013).

Os estudos realizados em escala global para reduzir-se a taxa de crescimento da concentração de GEE na atmosfera têm apontado para uma série de procedimentos de

curto, médio e longo prazo, que vão desde a substituição de combustíveis fósseis, passando pela introdução de medidas que tornam mais eficiente o uso da energia e pela criação progressiva de medidas legislativas de contenção de emissões nas grandes cidades, até investimentos pesados no desenvolvimento das fontes renováveis de energia e na produção de combustíveis denominados "limpos" com baixa emissão de poluentes e/ou nenhuma liberação de CO₂. (SILVA, 2003) No caso do projeto, a redução de emissões de GEE pode vir pela captação e queima do metano produzido no processo de biodigestão e pela substituição de combustíveis pelo biogás na geração de energia elétrica.

ASPECTOS ENERGÉTICOS

Em 2012, o sistema elétrico Uruguaio possuía uma capacidade instalada de 3.049 MW, baseada principalmente em hidroelétricas e termoeletricas a combustíveis fósseis, com pouco destaque para fontes não convencionais, em especial biomassa (236 MW) e eólica (52 MW). Por ter uma demanda energética em crescimento contínuo, entre 3% e 4% anual, e a capacidade de desenvolvimento de hidroelétricas de grande escala praticamente esgotada, o país está em busca de novas fontes para aumentar a segurança energética e reduzir a dependência de importação e o risco de aumento do custo da energia. Dentre essas novas fontes destacam-se eólica, biomassa florestal, solar térmica e biogás.

Assim, esse projeto tem papel importante como piloto, principalmente quando se analisa seu potencial de replicação. O Uruguai possui um rebanho de bovinocultura leiteira de 755 mil cabeças distribuído em 4305 propriedades (DIEA/MGAP/UY, 2013). Além do que pode representar na matriz energética do país, é importante considerar que o biogás pode impactar na matriz da propriedade.

Um impacto importante na economia gerado pelas energias renováveis e, nesse caso, pelo biogás, é a possibilidade de criação de uma nova cadeia produtiva. Ou seja, serão necessários equipamentos e mão de obra especializada para projetos, instalação dos equipamentos e manutenção dos sistemas. Isso poderá gerar uma circulação de recursos na região do projeto e apoiar o seu crescimento econômico. Porém, inicialmente a falta de alguns equipamentos nacionais, poderá levar à necessidade de importação. Isso demandará do país uma política de nacionalização gradual dos equipamentos.

Destaca-se que o projeto, apesar de focar no uso do biogás para a geração de energia elétrica, abre também a possibilidade de utilização como combustível veicular ou industrial, após a retirada do CO₂ e outros gases.

ASPECTOS SOCIAIS

A Colônia Delta tem sua origem na imigração de um grupo de famílias da religião menonita para o Uruguai em 1948. Desde então, é uma comunidade centrada na atividade agrícola, principalmente produção de leite, e organizada por meio da Cooperativa Agrária Delta. (CIBiogas, 2013) Os dirigentes da cooperativa transparecem a expectativa que têm no projeto para o fortalecimento do trabalho cooperativo. Além disso, demonstram interesse na valorização do biogás e da energia elétrica que serão gerados pelo projeto por meio da implantação de uma planta de produção de óleo de soja e de biodiesel.

Outro ponto, é a expectativa de fixação dos agricultores na colônia pelo uso de tecnologias para geração de energia, possível redução de custos de produção e oportunidade de geração de renda. Segundo dados do DIEA/MGAP/UY (2013), a produtividade das propriedades que enviam leite às plantas de beneficiamento no país vem aumentando, porém a quantidade de propriedades vem reduzindo ao longo dos últimos anos. Isso pode indicar um possível aumento de escala das propriedades e inviabilização

dos pequenos produtores, ou seja, a saída dos produtores da área rural e possível aumento dos problemas sociais nas áreas urbanas. Assim, considera-se que a possibilidade de uma nova fonte de renda para os produtores seria uma forma de mantê-los nas propriedades.

Também deve-se destacar que a implantação de biodigestores melhora a qualidade de vida e o bem estar dos produtores, pois reduz a quantidade de moscas, o odor gerado pelos dejetos dispostos em ambiente aberto e melhora a aparência da propriedade.

Destaca-se que um projeto como este demanda forte engajamento da comunidade para alcançar as metas estabelecidas e, posteriormente à implantação, disciplina dos produtores no manejo do sistema de biodigestão para otimizar a produção de biogás.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por ser um projeto que aproveita resíduos para gerar energia por meio do biogás, acaba sendo um promotor de melhorias ambientais das propriedades rurais. Além disso, por utilizar os dejetos das leiterias em cada propriedade, promove a geração descentralizada de energia, mesmo quando o biogás é levado até a MCT. Como vários autores citam, a geração descentralizada de energia é um meio para a humanidade alcançar a sustentabilidade, além das energias renováveis e da eficiência energética.

Outro ponto importante é o envolvimento de vários atores de uma comunidade na geração de energia e na melhoria ambiental. Os benefícios esperados, da mesma forma que a energia, é descentralizado como: geração de renda para os produtores; fixação dos agricultores no campo; fortalecimento do trabalho cooperativo etc.

O que se destaca é a possibilidade de aprendizado com o projeto e replicação em outros locais do Uruguai, permitindo que os benefícios se tornem mais abrangentes. A participação de órgãos de governo no projeto aumenta a possibilidade de se tornar a base para uma política pública nacional que englobe aspectos energéticos, ambientais e sociais.

FOLADORI (1999) apresenta uma série de definições do termo sustentabilidade e conclui que as definições consideram os aspectos ambientais e sociais, mas quando se chega nas medições de sustentabilidade a questão muda radicalmente, já que praticamente só se consideram as relações técnicas nas medições. Assim, para que o projeto tenha sucesso é imprescindível que haja indicadores, com monitoramento anterior e posterior à implantação, que englobem aspectos energéticos, ambientais e sociais e sirvam para comprovar a eficácia do projeto em atingir os objetivos propostos e também para propor medidas mitigatórias e/ou compensatórias aos impactos negativos gerados.

AGRADECIMENTOS

À ITAIPU Binacional, ao CIBiogás, e a todas as instituições envolvidas no projeto pelo apoio financeiro e técnico, sem o qual esse estudo não poderia ter sido realizado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CIBIOGAS – Projeto básico – Condomínio de Agroenergia San José/UY. CIBiogás: 2014.
CIBIOGAS – Estudo de viabilidade do Projeto Biogás – San José/UY. CIBiogás: 2013
DIEA – MGAP/URUGUAY. Anuario Estadístico Agropecuario – 2013.
FOLADORI, G. Sustentabilidad ambiental y contradicciones sociales. Ambiente & Sociedad, Vol. II, n. 5, 1999.
PNUD Uruguay. Plan climático de la región metropolitana de Uruguay. 2012.
SILVA, E P DA; CAMARGO, J C; SORDI, A; SANTOS, A M R. Recursos energéticos, meio ambiente e desenvolvimento. Multiciência, 2º semestre de 2003 (disponível em www.multiciencia.unicamp.br).

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DOS DEJETOS AVÍCOLAS NA REGIÃO DO COREDE-SERRA - RS - BRASIL

Zanoni, N.¹; Peresin, D.¹; Cornelli, R.¹; Carra, S. H. Z.¹; Schneider, V. E.¹ *

¹Instituto de Saneamento Ambiental, Universidade de Caxias do Sul

*orientador/coordenador; e-mail: veschnei@ucs.br

RESUMO: O aumento na demanda e no consumo de carne de frango faz com a criação avícola seja uma atividade econômica de grande importância no Brasil. Este aumento na produção gera, por consequência, um incremento na produção de resíduos que podem causar impacto negativo sobre o ambiente. Neste contexto, a biodigestão apresenta-se como uma alternativa de tratamento destes resíduos, permitindo a produção de eletricidade a partir da geração de biogás. O presente estudo objetivou estimar a produção de biogás e posterior conversão em energia útil e energia, a partir da biodigestão de dejetos de frangos de corte e postura para a região do COREDE-Serra situada no nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. Como resultado obteve-se a geração estimada de biogás de 64.932.853 m³ e 59.786.738 kWh de energia. A energia gerada através da biodigestão dos dejetos avícolas seria suficiente para abastecer 24.900 residências com consumo médio mensal de 200 kW durante um ano. Além disso, outro subproduto da biodigestão é a produção de um biofertilizante estável que, se aplicado corretamente, apresenta menor potencial de contaminação do solo e dos recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Avicultura, dejetos de aves, biogás.

ENERGY PRODUCTION OUT OF POULTRY WASTE IN THE REGION OF COREDE-SERRA - RS - BRAZIL

ABSTRACT: The increase in demand and consumption of chicken meat makes the poultry establishment is an economic activity of great importance in Brazil. This causes increase in production, therefore an increase in the production of residues which may have an adverse impact on the environment. In this context, the digestion is presented as an alternative treatment of these wastes, allowing the production of electricity from biogas generation. The present study aimed to estimate the biogas production and subsequent conversion into useful energy and energy from the digestion of manure from broiler and posture for the region of Serra-COREDE located in the northeastern state of Rio Grande do Sul. The result was estimated that the biogas 64.932.853 m³ and 59.786.738 kWh and power generation. The energy generated by digestion of poultry manure would be enough to supply 24.900 homes with an average monthly consumption of 200 kW for one year. Also, another byproduct of digestion is the production of a stable bio fertilizer that if applied properly, has less potential for contamination of soil and water resources.

KEY WORDS: Poultry, poultry manure, biogas.

INTRODUÇÃO

A produção brasileira de frangos destinados ao abate ocupa o terceiro lugar na produção mundial e o primeiro lugar em exportação, detendo, segundo dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2013) cerca de 20% de participação no total de exportações destinando a carne para 162 países. Ainda de acordo com MAPA (2013), as expectativas de crescimento de produção de carne apontam que o Brasil suprirá até 2020, um volume de 48,1% das exportações mundiais de carne de frango, mantendo a primeira posição como exportador deste tipo de proteína.

De acordo com Secretaria de Planejamento, Gestão e Participação Cidadã (SEPLAG, 2013), o Rio Grande do Sul ocupa o quarto lugar em produção de frangos no Brasil, superado pelo Paraná, São Paulo e Santa Catarina. No estado do Rio Grande do Sul a maior concentração produtiva ocorre nas regiões do Vale do Taquari, Serra e Produção, sendo que a soma produtiva destas representa cerca de 60% da produção estadual.

A grande quantidade de animais criados em confinamento gera regiões com concentração geográfica (*clusters*) com expressivo volume de dejetos gerados em áreas relativamente pequenas que necessitam de sistemas eficazes de tratamento, para reduzir os impactos ambientais associados (IPEA, 2012). Dentre estes sistemas de tratamento, podem ser citados os biodigestores anaeróbios, que geram como subproduto o biogás que pode ser utilizado na geração de energia.

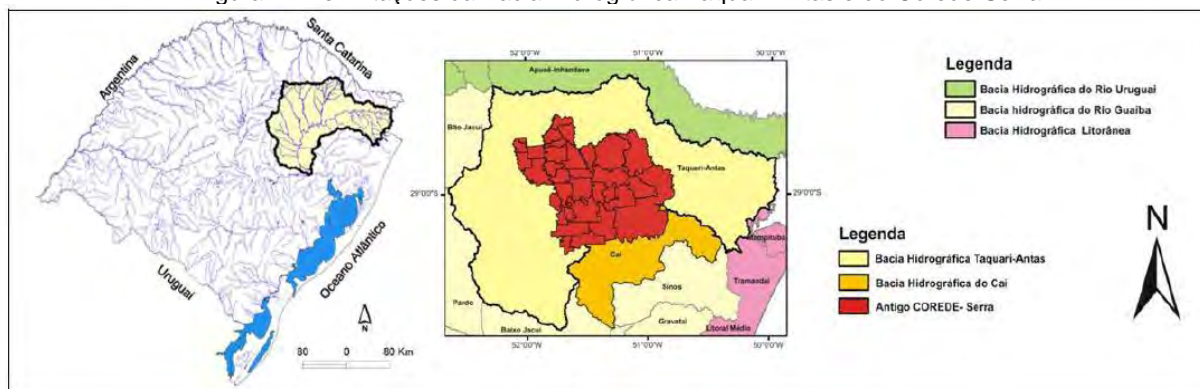
Dentre as fontes de energias renováveis disponíveis no Brasil, pode ser encontrada a biomassa, que segundo EPE (2014) aumentou em média 8,5% entre os anos de 2012 e 2013. Conforme dados do IPEA (2012), caso todos os dejetos das criações de aves de corte e postura, suínos e gado de leite do Brasil fossem utilizados para a biodigestão, gerariam um potencial de 10.736 GWh/ano. Ainda segundo este mesmo autor, à geração de potência útil para o Brasil a partir do biogás gerado pelos dejetos de aves, para o ano base de 2009, foi de 136 MW/ano.

Com base no exposto, o presente trabalho objetiva estimar a produção de metano e posterior conversão em potência útil e energia, a partir da biodigestão dos dejetos das aves de corte e postura, para a região do COREDE Serra – Rio Grande do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado na Região do Conselho de Desenvolvimento da Serra (Corede-Serra), composta por trinta e um municípios localizados na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, abrangendo uma área de 6.949km² e população de 869.509 habitantes. A região do Corede-Serra está quase totalmente inserida na Bacia Hidrográfica Taquari-Antas, a qual drena uma área de 26.428km². A Figura 1 mostra as delimitações da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas e do Corede-Serra.

Figura 1 - Delimitações da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas e do Corede-Serra



Fonte: ISAM/UCS (2013)

Para avaliar o potencial de geração de dejetos avícolas, este estudo utilizou as informações referentes a a produção avícola publicados pelo IBGE (2011).

A quantidade de dejetos produzidos por unidade animal (U.A.) em cada lote seguiu a estimativa citada por IPEA (2012), que considerou o peso inicial do animal, o peso final, o tempo de permanência e a produção de dejetos por kg de animal vivo/dia conforme dados da ASAE (2003). Os valores finais estimados são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Dados de geração de dejetos por U.A. e tipo de criação

Unidade	Aves de corte	Aves de postura
g/U.A.	4.914*	48.087**

*tempo de confinamento de 47 dias.

** tempo de confinamento de 365 dias.

A partir da quantificação dos dejetos gerados por U.A. esta foi multiplicada pela quantidade média de animais criados no ano 2011 obtendo-se, assim, a quantidade de dejetos gerados por ano.

Para quantificar o potencial de produção de metano a partir de dejetos avícolas, utilizou-se como referência, a metodologia proposta pelo Centro Nacional de Referência da Biomassa – CENBIO (2008) *apud* IPEA (2012), conforme a Equação 1.

$$\text{Metano} \left(\frac{\text{kg}}{\text{ano}} \right) = \frac{Et * n^{\circ} \text{ de cabeças} * Pb * \text{concentração de metano}}{VE} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

Et – esterco total

Pb – produção de biogás (kg de biogás/kg de dejetos)

VE – volume específico do metano, sendo este 0,670 kg/m³

A produção em m³ de biogás por ano foi estimada pela Equação 2.

$$\text{Metano} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{ano}} \right) = \frac{Et * Pb * \text{concentração de metano}}{PE} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

Et – esterco total

Pb – produção de biogás (kg de biogás/kg de dejetos)

PE – densidade específica do metano (0,716 kg/m³)

Para os dados de produção de biogás, concentração de metano e volume específico, foram utilizados dados de CENBIO (2008) apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores de conversão energética para diferentes tipos de efluentes

Origem do material	Kg/dia*Unidade geradora	Kg biogás/ kg dejetos	Concentração de metano
Suínos	2,25	0,062	66%
Bovinos	10	0,037	60%
Aves	0,18	0,055	55%

Fonte: CENBIO (2008) com alterações

Para o cálculo da estimativa de produção de eletricidade, utilizou-se uma adaptação do método descrito por Garces Junior e Domingues (2010) *apud* IPEA (2012), conforme a Equação 3.

$$Py = Q * PCI * E * \eta \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

P – potência anual (MJ);

Q – quantidade de metano (m³/ano);

PCI – poder calorífico inferior do metano (33,8 MJ/m³ de CH₄);

E – eficiência da coleta de gás (35%);

η – eficiência elétrica (28%);

Para conversão da MJ para kWh utiliza-se 1 kWh = 3600 kJ.

O cálculo de energia considerou o ano com 8.328 horas, o que equivale a 347 dias, sendo este o período que o motor estaria em funcionamento no ano, os demais dias serão destinados à manutenção do equipamento.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O rebanho de aves de corte e postura para a região do Corede-Serra no ano de 2011 bem como as estimativas de geração de dejetos, metano, potência útil e energia, são apresentados na Tabela 3:

Tabela 3 - Produção de energia elétrica estimada

Tipo	Rebanho*	m ³ de metano	MJ	Energia (kWh/ano)
Aves de corte	34.149.677	55.058.693	182.376.414	50.660.115
Aves de postura	4.867.958	9.889.785	32.855.844	9.126.623

* Fonte: IBGE (2011) / SEPLAG

Conforme observado na Tabela 3, a geração de energia seria de aproximadamente 59.786.738 kWh/ano, energia suficiente para abastecer cerca de 24.900 residências cujo consumo médio mensal seja de aproximadamente 200 kWh, durante 12 meses.

CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, observa-se um elevado potencial para produção de energia elétrica a partir de dejetos avícolas, onde esta poderia ser aproveitada para consumo na propriedade ou ser inserida na rede elétrica da concessionária.

Na unidade de referência deste estudo observa-se um número pouco expressivo de criadores que possuem, em sua propriedade, um biodigestor, visto que a maioria são pequenos criadores que aliam a atividade avícola à agricultura familiar e o custo inviabiliza o investimento. A alternativa para redução dos custos de instalação e manutenção dos biodigestores por propriedade seria a instalação de equipamentos regionalizados, a partir de estudos de formação de *clusters* de produtores, potencializando assim os investimentos e os resultados.

AGRADECIMENTOS

A Secretaria de Ciência, Inovação e Desenvolvimento Tecnológico do Rio Grande do Sul (SCIT) pelo financiamento do projeto. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela Bolsa de Iniciação em Desenvolvimento Tecnológico e Inovação (PIBITI).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CENBIO. **Atlas de Bioenergia do Brasil**. São Paulo: Centro Nacional de Referência da Biomassa 2008.

EPE. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Análise de Conjuntura dos Biocombustíveis**. Ministério de Minas e Energia. Rio de Janeiro. 2014.

FEE. FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA. **COREDE-Serra**, 2011. Disponível em: < http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/resumo/pg_coredes_detalle.php?corede=Serra >. Acesso em: 06/07/2014.

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) 2012.

ISAM/UCS. **Instituto de Saneamento Ambiental**. Universidade de Caxias do Sul. Caxias do Sul. 2013

MAPA. **Projeções do Agronegócio - Brasil 2012/13 a 2022/23 Projeções de Longo Prazo**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - Assessoria de Gestão Estratégica. Brasília: Mapa/ACS: 96 p. 2013.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 - Rio de Janeiro - RJ

SEPLAG. **Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul**. SEPLAG - Secretaria de Planejamento, Gestão e Participação Cidadã Porto Alegre. 2013.

PRODUÇÃO E ACLIMATAÇÃO DE INÓCULO PARA ENSAIO PME

Eliana de A. M. De Bona^{*1,4}; Ricardo L. R. Steinmetz^{2,3}; Laís de M. Milani¹; Juliana G. Somer¹; Tania Menegol¹; Eduardo M. Trindade¹; Airton Kunz^{2,4}

¹CIBiogás-ER, Foz do Iguaçu-PR-Brasil

²Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil

³UFSC/PósENQ, Florianópolis-PR-Brasil

⁴UNIOESTE/PGEAGRI, Cascavel-PR-Brasil

e-mail: eliana@cibiogas.org

RESUMO: Inóculo é a biomassa microbiana que é adicionada no início de um teste biológico ou durante o processo para acelerá-lo, imprescindível para obtenção do potencial biometânico (PME) de uma biomassa residual. É necessário a obtenção de um processo padrão brasileiro para alcançar um inoculo estável, aclimatado às condições de teste e adaptado para o substrato. Este trabalho apresenta um estudo de caso de laboratório para produzir e manter um inóculo mesófilo anaeróbico para teste PME segundo VDI 4630, a partir de efluentes de dejetos animais. Realizaram-se testes de produção de biogás com celulose padrão como substrato da digestão anaeróbia. Os resultados foram satisfatórios a partir de um período de aclimação e estabilidade do lodo.

Palavras-chave: biogás, PME, aclimação.

INTRODUÇÃO

É de senso comum que os resíduos orgânicos agropecuários e agroindustriais têm determinado valor energético intrínseco, por exemplo, pelo uso como matéria-prima para produção de biogás ou biometano. Mas dentre uma gama muito diversa de resíduos há a necessidade de verificar qual destes tem maior ou menor potencial energético. Uma análise que se torna indispensável é a avaliação do Potencial Bioquímico Metanogênico Específico ou Potencial de Biometano (PME) que trata-se de um ensaio biocinético capaz de identificar a quantidade de biogás ou metano possível de ser recuperada de uma quantidade específica do resíduo. Trata-se de um ensaio efetuado em laboratório, em condições controladas, segundo recomendações de normas técnicas (ISO 11734, 1995; VDI 4630, 2006).

Este ensaio preconiza a adição de quantidade conhecida de substrato (amostra do resíduo) em uma grande quantidade de inóculo mesofílico anaeróbico, seguida da incubação na ausência de oxigênio em temperatura controlada e pressão monitorada. Inóculo é a biomassa microbiana que é adicionada no início de um teste biológico ou durante o processo para acelerá-lo. Normalmente se caracteriza como lodo digerido obtido de biodigestores com atividade anaeróbia estabelecida e estável. Um inóculo de boa qualidade para testes de produção de biogás deve conter micro-organismos capazes de digerir diferentes tipos de biomassas e um rendimento de biogás menor do que 2% da produção de biogás da amostra (VDI 4630, 2006).

A obtenção de inóculo mesofílico anaeróbico com tais condições a partir de digestores em grande escala é um fator limitante e alternativamente pode ser utilizado um processo de aclimação em reator de escala laboratorial sob condições de operação controladas (Steinmetz et al. 2014). Com base no exposto, este trabalho apresenta um estudo de caso da aclimação em condições mesofílicas de inóculos obtidos de

diferentes fontes, para fim de atender as recomendações da norma VDI 4630 para aplicação em testes de PME de resíduos agropecuários e agroindustriais.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo de monitoramento e aclimatação deste inóculo ocorreu entre Maio e Novembro de 2014. O inóculo foi preparado a partir de mistura de dejetos de suínos e bovinos. A coleta de amostra de dejetos foi realizada em propriedades com atividade de suinocultura e bovinocultura leiteira que possuem sistema de tratamento de dejetos por digestão anaeróbia, localizadas na região Oeste do Paraná. Aproximadamente 30 litros de efluente da produção de suínos foram retirados de caixas de passagem, que ligam as canaletas de coleta de resíduos das baias ao biodigestor e também, 20 litros de efluente na caixa de saída do biodigestor. Para compor a porção de dejetos bovino coletou-se aproximadamente 20 litros de dejetos fresco e 30 litros de efluente na caixa de saída de um biodigestor anaeróbio. As amostras foram armazenadas sob condições de resfriamento, para evitar fermentação durante o transporte, e encaminhadas para o Laboratório de Biogás do Centro Internacional de Energias Renováveis com ênfase em Biogás (CIBiogás – ER), Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil.

A composição do inóculo consistiu em mistura das porções iguais (1:1, v/v) de efluentes de dejetos de suínos e bovinos. Cada frasco de amostra (bombonas plásticas) foi acondicionado em banho de água termostaticado a $37,0 \pm 2,0$ °C para adaptação durante 24 horas, todos os efluentes foram transferidos para um reator em material inox com capacidade de 100 litros com agitação constante em velocidade lenta (30 ± 1) rpm e temperatura constante, $37,0 \pm 2,0$ °C.

O inóculo foi alimentado diariamente, após 24 horas do seu preparo, com mistura de diferentes fontes de carbono na proporção de 0,3 g de SV/L de acordo com a tabela 1. A alimentação foi realizada diariamente com um intervalo de 4 a 6 dias antes de cada retirada para experimento de fermentação. Quando uma porção do inóculo era retirada nova carga de lodo na mesma proporção era adicionada ao reator, para manter volume significativo de inóculo no tanque de armazenamento.

O inóculo foi monitorado, durante 6 meses, diariamente quanto as condições de pH e semanalmente quanto as condições de alcalinidade (Al/AP) e sólidos totais, fixos e voláteis. As análises de Al/AP foram realizadas por titulação potenciométrica de acordo com Buchauer (1998). O pH foi verificado eletrometricamente (APHA, 2012). Realizou-se análise gravimétrica para sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV). Todos os ensaios foram realizados em triplicata.

Realizou-se mensalmente teste da produção de biogás com o inóculo em laboratório, sob condições de fermentação controlada ($37,0^{\circ}\text{C} \pm 2,0^{\circ}\text{C}$), foi determinada de acordo com a norma VDI 4630 (2006) utilizando como substrato padrão celulose microcristalina Sigma-Aldrich®. A medição da quantidade e qualidade do gás foi conduzida de acordo com a DIN 38 414 (1985) com algumas modificações. Os substratos foram incubados em digestores de 250 ml em batelada a 37°C em triplicata. O tempo de retenção hidráulica foi de 40 dias. A quantidade de biogás produzido durante a digestão anaeróbia foi mensurada a partir da escala graduada do conjunto de medição, tubos eudiômetros graduados (divisões de escala de 1 ml) com volume de 500 ml. A produção total do Biogás foi expressa em litros normalizados por kg de sólidos voláteis ($L_N \cdot \text{kgSV}^{-1}$), i.e. O volume de biogás produzido foi baseado em condições normais de pressão: 273 K e 1013 MPA.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores obtidos para AI/AP variaram entre 0,47 a 0,04 (Figura 2), sendo o maior valor obtido na primeira semana de adaptação do inóculo, alcançando a estabilidade em 10 dias após o armazenamento, visto que, de acordo com o de acordo com a Drosch (2013) em geral é considerado para este parâmetro taxa menor do que 0,3 para indicar um processo estável. A média encontrada para AI/AP foi de 0,15, representando estabilidade no processo fermentativo. Ao longo do período de armazenamento o pH manteve-se entre 7,32 e 8,28, sendo que o pH manteve-se acima de 7,7 a partir do segundo mês de incubação (Figura 3).

No atual trabalho os valores obtidos para sólidos voláteis variaram de 1,4 a 4,8 % no inóculo. De acordo com o preconizado nas normativas (ISO 11734, 1995; VDI 4630, 2006) que diz que para o teste PME o inóculo deve apresentar de 1,5 a 2%, o inóculo apresentou-se adequado após 3 meses de aclimação (Figura 4).

De acordo com a VDI, considerou-se a recuperação de biogás satisfatória acima de $600 \text{ mL}_{\text{N.gVS}}^{-1}$ (80%). O inóculo apresentou recuperação satisfatória a partir da segunda batelada (Figura 5). O inóculo apresentou o melhor fator de recuperação (82,3%) nas duas últimas bateladas.

CONCLUSÕES

Com base nos dados obtidos conclui-se que é possível obter inóculo mesofílico anaeróbio, com condições que atendem a norma técnica, a partir de amostras de dejetos de suíno e bovino, condicionadas em laboratório. Sugere-se que o lodo seja utilizado após estabilidade, respeitando o período de aclimação do inóculo necessário para alcançar um lodo estável e com melhor degradabilidade do substrato. Após este período a manutenção do inóculo tende a estabilizar as condições por reposição de pequenas frações dos inóculos iniciadores da mistura.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem a Rede BiogásFert Embrapa/Itaipu Binacional.

REFERÊNCIAS

- Buchauer K. 1998. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes. *Water S.A.*, 24(1), 49-56.
- ISO 11734. 1995 Evaluation of "ultimate" anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge – Method by measurement of the biogas production. International Organization for Standardization, 14 p.
- Steinmetz R.L.R., Kunz A., Amaral A.C., Soares H.M., Schmidt T., Wedwitschka H. (2014). Suggested method for mesophilic inoculum acclimation to PME assay. IN: XI Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia (DAAL), Cuba. (in press).
- VDI 4630. 2006 Fermentation of organic materials - Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data and fermentation tests. Verein Deutscher Ingenieure (Germany Association of Engineers), 96 p.

Tabela 1 – Mistura de substratos utilizados na alimentação do inóculo durante o período de aclimação.

Substrato	Composição		Carga g/(L.dia ⁻¹)
	MS%	SV%	
Farinha de milho	87,66	87,27	0,10
Gramma	97,29	89,89	0,09
Leite em pó	94,38	88,68	0,10
Óleo de soja	100,00	99,99	0,05
Proteína de soja	93,33	87,97	0,04
Total			0,37

Valores expressos em base natural dos substratos. Carga total respeitando 0,3 g_{SV}/m³ de inóculo. MS = Matéria seca; SV= Sólidos voláteis.

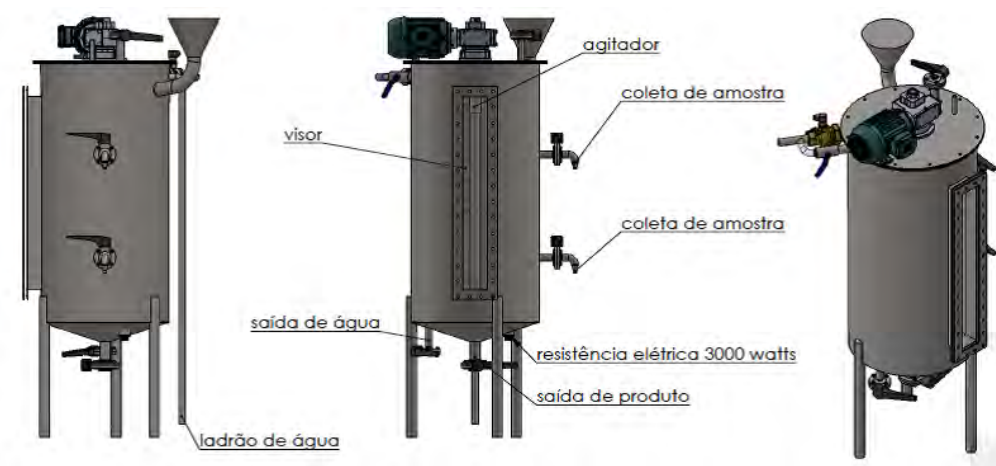


Figura 1 – Reator anaeróbico de mistura completa

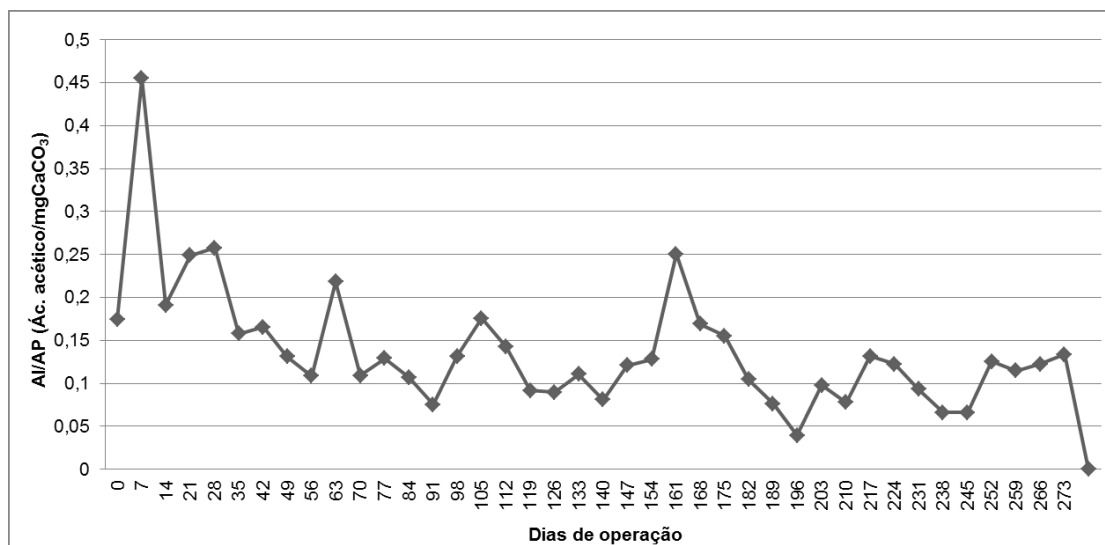


Figura 2 – Valores de alcalinidade obtidos para o inóculo

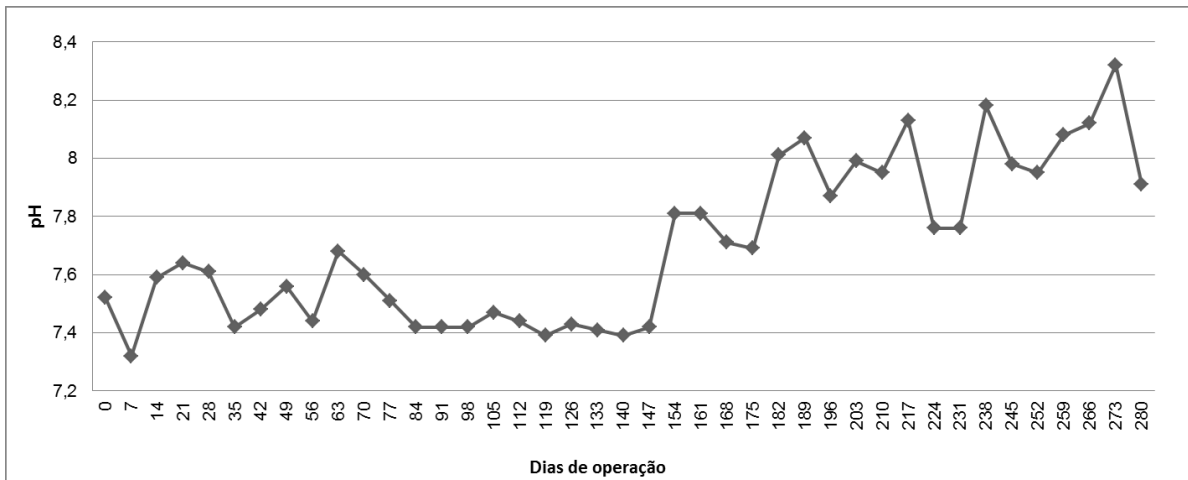


Figura 3 – Valores de pH obtidos no monitoramento do inóculo.

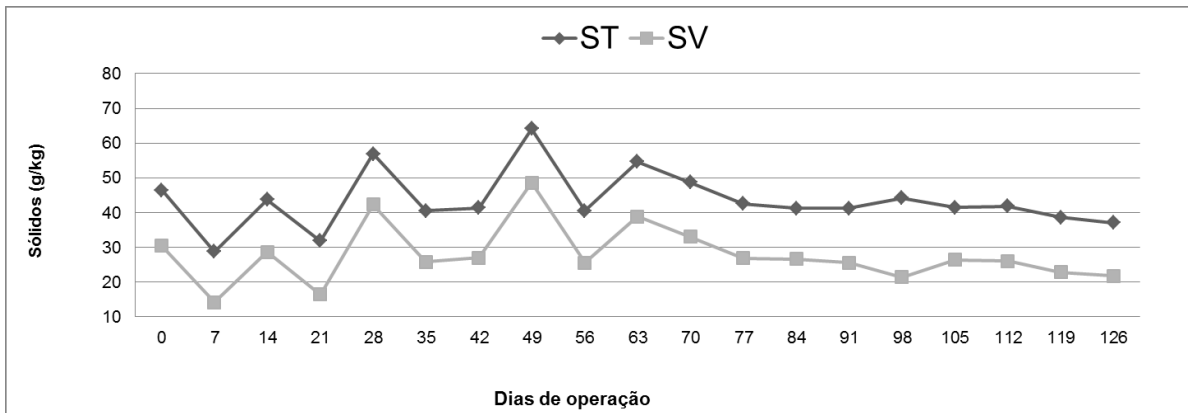


Figura 4 – Valores de sólidos totais e voláteis obtidos no monitoramento do inóculo.

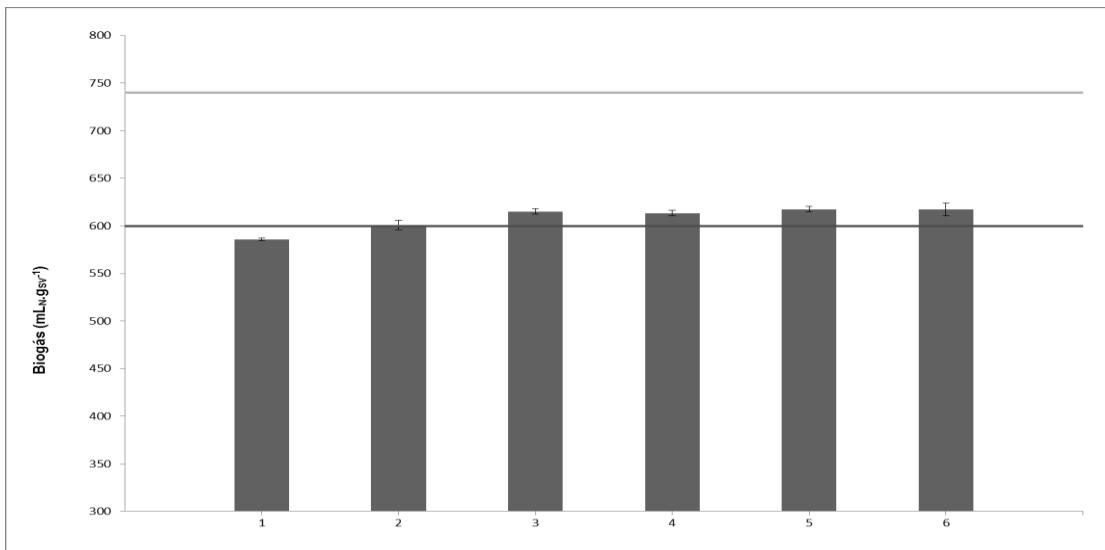


Figura 5 - Produção média de Biogás dos testes com celulose (bateladas n° 1 ao 6).

CODIGESTÃO DA TORTA DE CRAMBE

Curcel, M.^{1*}; Mezalira, V. P.¹; Santos, J. R. G.¹; Rubio, F.²; Lorin, H.³; Santos, F.T. dos³

¹Engenheiro Ambiental – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas. ²Docente do curso de Engenharia Ambiental – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas e Instituto Federal do Paraná. ³Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola – UNIOESTE.
e-mail: marcos.curcel@hotmail.com

Resumo: O *Crambe (abyssinica Hochst)* é uma oleaginosa promissora na produção de biodiesel, mas sua torta apresenta substâncias tóxicas. Diante disto, o objetivo deste trabalho foi analisar a viabilidade da codigestão da torta de crambe com dejetos suínos. Para tanto, foram utilizadas duas quantidades da torta junto ao dejetos (4 e 8% de sólidos totais). Cada biodigestor com capacidade de 7000 mL recebeu 6000 mL de coprodutos de crambe e dejetos e permaneceram em avaliação por 45 dias, monitorados a altura dos gasômetros. Aos 40 dias foi realizado teste microbiológico com as amostras de cada biodigestor, onde se observou a morte das bactérias nos biodigestores em que havia a inserção da torta de crambe. Desta forma, os resultados demonstram que a utilização de crambe para a produção de biogás não é viável, pois esse coproduto é tóxico aos microrganismos presentes. Sendo assim, novas alternativas devem ser estudadas para a destinação correta da torta de crambe.

Palavras-chave: *Crambe abyssinica hochst*, Biodigestão anaeróbia, torta de crambe.

CODIGESTÃO PIE CRAMBE

ABSTRACT: The crambe (*abyssinica hochst*) is a promising oilseed for biodiesel, but your pie presents toxic substances. Hence, the objective of this study was to analyze the feasibility of codigestão pie crambe with swine manure. Therefore, two amounts of pie were used by the manure (4:08% total solids). Each digester with a capacity of 7000 ml received 6000 ml of co-products and waste crambe and remained under evaluation for 45 days, monitored the height of gasometers. At 40 days microbiological test was conducted with samples from each digester, where it was observed the death of the bacteria in digesters that had the insertion of the pie crambe. Thus, the results show that use of crambe for biogas production is not viable, because this byproduct is toxic to microorganisms present. Thus, new alternatives should be studied for proper disposal pie crambe.

Key Words: Crambe abyssinica hochst, anaerobic digestion, pie crambe.

INTRODUÇÃO

O crescimento descontrolado da população mundial, o aumento dos preços dos combustíveis fósseis para transporte, assim como a segurança energética, influencia para que as principais fontes de energias utilizadas sejam de fontes renováveis, como um elemento chave para a estratégia mundial de energia e redução de impactos ao meio ambiente (BRANCO, 2004). São necessárias novas fontes de energias para atender a demanda da população. A biomassa é considerada uma fonte alternativa de energia, pois a mesma consiste em um material orgânico de origem vegetal ou animal (MOERS et al., 2011). Dentre as biomassas, a sólida tem como fonte os produtos e resíduos da agricultura, incluindo substâncias vegetais e animais, os resíduos das florestas e a fração biodegradável dos resíduos industriais e urbanos (BLEY JR., 2010). O crambe utilizado na produção de Biodiesel, mostra-se como uma nova fonte promissora na geração de energia. Na produção de biodiesel com o crambe é gerada a torta de crambe, que não pode ser destinada a alimentação animal (OLIVEIRA et al., 2009). Uma opção para tratar a torta de crambe é a biodigestão anaeróbia, em contrapartida produz-se o biogás. O processo de biodigestão anaeróbia consiste na quebra das estruturas orgânicas pelas bactérias, estas não necessitam de oxigênio, assim formando compostos simples, como:

metano, dióxido de carbono, água e outros (ALMEIDA, 2012). O biogás é formado a partir da fermentação anaeróbia de dejetos de animais e qualquer tipo de resíduos orgânico, podendo ser industrial ou residencial. A reação é chamada de digestão anaeróbica (DEGANUTTI *et al.*, 2002). Desta forma, este trabalho teve por objetivo quantificar a produção de biogás utilizando dejetos suínos e diferentes doses de torta de crumbe em biodigestores do tipo batelada.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nos meses de setembro a dezembro de 2013, no Centro Universitário Dinâmica das Cataratas, município de Foz do Iguaçu – PR. Foram construídos 3 biodigestores portáteis com canos de PVC (150 mm, 200 mm e 300 mm), com capacidade de 7000 mL cada. Os coprodutos (dejetos suínos e torta de crumbe) foram acondicionados no cano de 150 mm que ocupou 6000 mL do espaço. Após o cano de 200 mm (gasômetro) foi acoplado entre o cano de 150 mm. Para vedação, o cano de 300 mm foi feito o preenchimento com água, denominado de selo da água. A torta de crumbe foi coletada na cidade de Cascavel/PR. Após a coleta, a torta passou por processo de extração de óleo por meio de prensagem fria. O dejetos suínos foi coletado em uma granja localizada na cidade de Foz do Iguaçu/PR. Para determinação de sólidos totais dos coprodutos, seguiu-se a metodologia descrita no APHA (2005). Os tratamentos foram definidos com BI – 4% sólidos (100% dejetos); BII – 4% sólidos (50% dejetos + 50% torta de crumbe); BIII 8% sólidos (25% dejetos + 75% torta de crumbe). Os biodigestores foram monitorados por 45 dias, quanto à produção de biogás. Para a quantificação do biogás, foram coletados os dados de medição da régua presa ao gasômetro, a temperatura ambiente e a pressão dentro do gasômetro. Posteriormente, em cada biodigestor foi realizado testes microbiológicos segundo APHA (2005), utilizando meio de cultura para bactérias do tipo agar count plate (ACP).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A quantidade de biogás produzido no tratamento BI (somente dejetos suínos) foi de 0,045 m³ de biogás, sendo o valor obtido por m³ de dejetos cerca de 0,26 m³ de biogás por dia, valor próximo ao obtido por Santos (2004), em que obteve a produção de biogás de 0,35 m³ com dejetos suínos. Verificou-se também nas quantificações de biogás, que a chama queimada apresentou coloração azul, mostrando assim a qualidade do gás produzido, confirmando o que coloca Deublein e Steinhäuser (2008) em que o metano é um gás altamente combustível, inflamável e produz uma chama da cor azul, e quando queimado o nível de poluição é baixíssimo. A qualidade do biogás depende da quantidade de metano na mistura dos gases presentes no biogás, ou seja, quanto maior for a quantidade de metano, melhor será o biogás. Desta forma, verifica-se que o dejetos utilizado para o experimento em questão, apresentava propriedades favoráveis para a produção de biogás. No entanto, onde foi adicionado torta de crumbe (BII e BIII), a produção de gases foi quase nula (Figura 1). Segundo Aquino (2005) a conversão anaeróbia envolve processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas simbióticas, depende também da atividade de quatro grupos de micro-organismos distintos: bactérias hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas. Não havendo bactérias não há a produção de biogás e isso foi constatado no trabalho em questão, já que a presença do coproduto afetou a ação das bactérias presentes nos biodigestores BII e BIII. Foi observado nas placas com cultivo, onde notou-se que no BII e BIII ocorreu grande diminuição na quantidade de bactérias. Mesmo sabendo dos benefícios que o crumbe possui para produção de biodiesel, o coproduto ainda é um problema, pois essa sobra somente pode ser destinada a alimentação de animais ruminantes e em baixa quantidade, então, deve-se buscar alternativas para a disposição correta desse material (RUBIO *et al.*, 2013). Trabalhos demonstram a viabilidade desse coproduto na remediação de águas como adsorventes de metais (RUBIO *et al.*, 2013;

OLIVEIRA et al., 2008). No entanto, a inserção do material do coproduto de crambe junto ao dejetos suíno para produção de biogás não foi favorável. Diferentes resultados foram obtidos por Almeida (2012) em que a adição de silagem de milho junto ao biodigestor favoreceu a produção de biogás, tendo média de 0,1284 m³ de biogás durante o período de 22 dias que foi a produção. O crambe possui uma substância chamada glucosinolatos presente nos seus tecidos. Esse composto é uma substância tóxica, e funciona como uma barreira natural ao ataque de pragas (PITOL *et al.*, 2010). Contudo, isso pode ter ocasionado a morte das bactérias nos biodigestores que possui o coproduto de crambe. O crambe também possui altos teores de ácido erúico. O crambe é um ácido graxo monoinsaturado de cadeia longa. Por possuir esse ácido o crambe não pode ser utilizado na alimentação humana, pois o mesmo causa lesões no coração quando presente em nosso organismo. Esse ácido é destinado na fabricação de lubrificantes e cosméticos (AIR, 1997). Sendo assim um ácido e com concentração alta, pode ter também ocasionado a morte das bactérias responsáveis pela produção de biogás.

CONCLUSÃO

A adição do coproduto crambe não produziu biogás. Supõe-se que substâncias desconhecidas presentes no crambe foram as responsáveis pela morte das bactérias responsáveis pela produção do gás.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRANCO, S. **Energia e meio ambiente**. São Paulo, 2004. 65p.
- BLEY JR, C. **Geração elétrica a partir do biogás com saneamento ambiental: a experiência da ITAIPU binacional**. Anais do i simpósio internacional sobre gerenciamento de resíduos de animais. Florianópolis, 11 a 13 de março de 2009.
- ALMEIDA, C. **Produção de biogás com dejetos suíno e silagem de milho**, 2012.
- OLIVEIRA, L. S. et al. Evaluation of untreated coffee husks as potential biosorbents for treatment of dye contaminated waters. **Journal of hazardous materials**, v. 155, n. 1-2, 507–512, jun. 2008.
- OLIVEIRA, L. S. et al. Use of *crambe abyssinica* press cake as a biosorbent for wastewater treatment. In: proceedings of the 2009 international conference on chemical, biological & environmental engineering, cingapura, p. 25-28, 2009.
- PITOL, C.; BROCH, D. L.; ROSCOE, R. Tecnologia e produção: crambe. Maracajú: fundação ms, 2010. 60 p.
- RUBIO, F. Biossorção de metais (Cd, Pb e Cr) em águas utilizando torta de sementes de crambe. Dissertação. 152 f. Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Agrônoma.

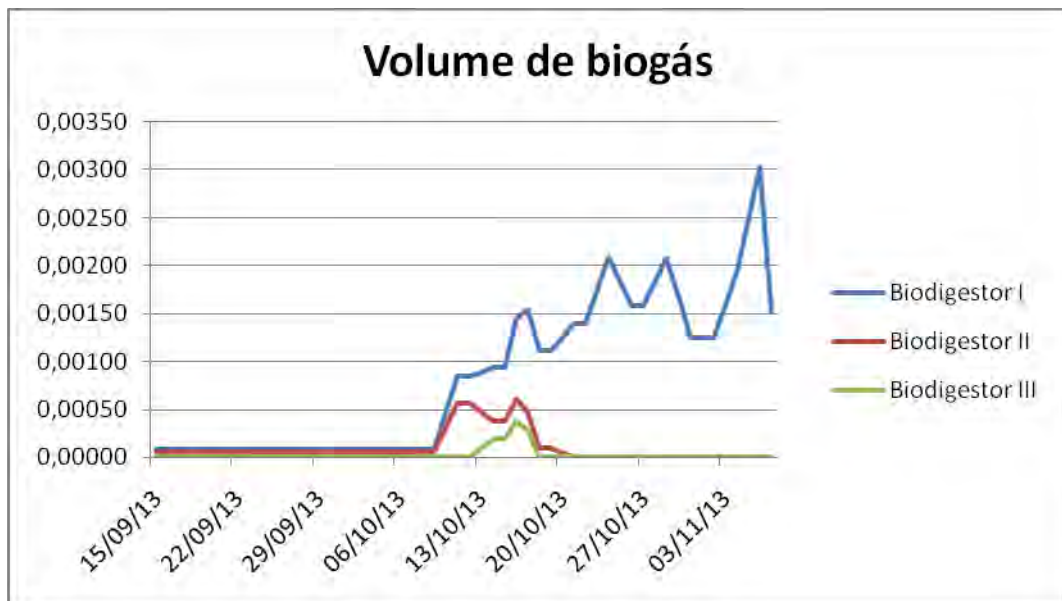


Figura 1. Comparação do volume de biogás produzido pelos tratamentos; BI – 4% sólidos (100% dejetos); BII – 4% sólidos (50% dejetos + 50% torta de crumbe); BIII 8% sólidos (25% dejetos + 75% torta de crumbe).

ESTUDO DA VIABILIDADE DO USO DO BIOGÁS GERADO DOS EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE REFRIGERANTE

Barbosa, Andréa T. R.¹; Salazar, Adriane R. G.¹ Braga, Marco Aurélio C.¹

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade.
e-mail: andrea.barbosa@ufms.br; adriane.ricartes@gmail.com; marcoaurelio@cba.eco.br

RESUMO: Este trabalho tem por objetivo fazer o estudo da viabilidade do uso do biogás obtido a partir do tratamento dos efluentes industriais, de forma a reduzir o consumo de insumos energéticos no processo produtivo de uma indústria de bebidas. O estudo de caso foi realizado em uma indústria de refrigerantes. Para tal identificou-se as cargas consumidoras por tipo de energia e o potencial estimado de produção de biogás a partir da estação de tratamento de efluentes em operação. Observou-se por este estudo que a viabilidade de aproveitamento energético do biogás está relacionada à característica do efluente gerado, possibilitando aumentar o atendimento às demandas energéticas do processo produtivo industrial. Considerando os valores apresentados na análise de viabilidade, observa-se que a implantação do biodigestor com aproveitamento do biogás para a geração de energia elétrica é a alternativa que se viabiliza em menor tempo (9 anos), visto que o custo de implantação da caldeira é o maior entre as opções analisadas e a receita considerada na análise de viabilidade proveniente da redução no consumo de lenha não cobre nem as despesas anuais de operação do sistema.

Palavras-chave: efluente, biogás, energia elétrica.

ABSTRACT: This work aims to study the feasibility by using biogas obtained from the industrial effluents treatment in order to reduce the consumption of energy inputs in the production process in the a beverage industry. The case study was carried in a soft drink industry. To this end we identified the consumer loads by energy type and the estimated potential biogas production from the wastewater treatment plant in operation. It was observed in this study that the biogas energy use viability is related to the characteristic of effluent generated, enabling the service to increase energy demands of industrial production process. Considering the values presented in the feasibility analysis, it is observed that the biodigester deployment with use of biogas for electricity generation is the alternative that enables in less time (9 years), since the cost in the deployment of the boiler is the largest among the options analyzed and considered in the recipe feasibility analysis from the reduction in firewood consumption or does not cover the annual costs operating the system.

Key Words: effluent, biogas, electricity.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento sustentável propõe a racionalização do uso dos recursos naturais de maneira a atender às necessidades da geração presente, sem comprometer as necessidades das gerações futuras. Os limites seriam dados pelos estágios da tecnologia e da organização social e pela capacidade da biosfera em absorver os efeitos das atividades humanas e a possibilidade de a gestão ambiental articular todos esses fatores. Sob esta ótica entende-se que a dificuldade em determinar a sustentabilidade de um sistema energético é muito grande, e depende não apenas da disponibilidade do recurso energético e sua origem, mas também da maneira como é empregado.

Em relação ao cenário mundial de produção de energia, o Brasil ocupa posição de destaque devido a sustentabilidade de sua matriz energética, a qual possui forte participação de fontes renováveis, ou seja, 41% de hidrelétricas e biomassa, enquanto na matriz mundial não atinge 15%. A hidroeletricidade, por sua vez, proporciona 70% da

oferta interna de energia elétrica, ao contrário do resto do mundo onde os processos térmicos baseados na queima de combustíveis fósseis predominam [ICLEI, 2010].

Considerando o cenário da disponibilidade de energia atual, futura e seus impactos, o estudo das alternativas energéticas renováveis para a substituição e aplicação nos processos produtivos industriais, está alinhado com a tendência mundial de desenvolvimento sustentável. Neste sentido a preservação do meio ambiente será uma consequência do uso adequado da energia. Desta forma, o aproveitamento do biogás gerado a partir do tratamento de efluentes líquidos em uma indústria de bebidas vai ao encontro das necessidades do cenário atual do setor produtivo brasileiro.

Na análise das oportunidades de eficiência energética para a indústria devem ser considerados todos os usos finais de eletricidade. No caso de uma indústria de bebidas, enfoque deste trabalho, consiste principalmente de força motriz, seguida pela refrigeração [ROCHA, 2010].

Percebe-se que a deficiência no tratamento dos efluentes líquidos residenciais e industriais é um problema que atinge todas as áreas do país. O seu tratamento, que é composto por uma série de processos cujo objetivo é diminuir o potencial poluidor do esgoto antes de retorná-lo ao meio ambiente, tem potencialidade na produção de biogás e outros subprodutos que podem trazer retorno econômico, além dos benefícios ambientais.

Unindo-se os fatos de que a energia tem um grande impacto no custo de produção industrial e que o tratamento de efluentes industriais é uma necessidade inerente ao processo produtivo da indústria de bebidas, o estudo das alternativas viáveis para o aproveitamento energético do biogás, proveniente de tratamento de esgoto em plantas industriais pode identificar um grande potencial. Desta forma, alia-se o desenvolvimento sustentável ao desenvolvimento econômico e social, com grandes possibilidades de replicabilidade em plantas similares.

Devido a estes fatores, o objetivo geral deste trabalho é avaliar as oportunidades de aproveitamento energético do biogás obtido a partir do tratamento dos efluentes industriais, de forma a reduzir o consumo de insumos energéticos no processo produtivo de uma indústria de bebidas. Como resultado deste estudo esperam-se apresentar as alternativas viáveis de serem implementadas, considerando os cenários analisados em situações reais de produção.

MATERIAL E MÉTODOS

Para analisar a viabilidade de utilização do biogás como fonte de energia renovável para promover a eficiência energética do processo produtivo de indústrias de bebidas adotou-se a indústria "A" como estudo de caso. A sua planta de produção e envase de refrigerantes, situada no estado de Mato Grosso do Sul-MS, entrou em operação em dezembro de 2013.

Para realizar a análise algumas atividades foram desenvolvidas:

- Levantamento da planta da indústria para identificar as cargas consumidoras e seus tipos de energia;
- Levantamento da planta de tratamento de efluentes analisando o potencial de produção de biogás;
- Análise das alternativas de conversão de energia possíveis de serem aplicadas à planta industrial em estudo;
- Desenvolvimento das propostas com análise de viabilidade de implementação.

A planta da indústria de refrigerante possui uma área total de 16.937 m² e área construída de 3.814 m². Situada em área industrial, a região do empreendimento não conta com a rede de distribuição de água da empresa de saneamento responsável pelo

abastecimento da cidade, nem com a rede pública de coleta de esgoto para o recebimento de seus efluentes.

Neste caso o abastecimento de água é feito por poço tubular profundo e, o efluente tratado é lançado diretamente no Córrego Imbirussu, atendendo aos parâmetros legais da Resolução nº 430 CONAMA.

O local também não é atendido por sistema de drenagem urbana, porém, o empreendimento é dotado de sistemas de retenção das águas pluviais conforme diretrizes estabelecidas no licenciamento ambiental. Desta forma, capta-se esta água da área impermeável do terreno para ser lançada no pátio e escoar por um meio fio até uma canaleta de captação, para então ser despejada em uma lagoa de infiltração de 157 m³ de volume útil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a fábrica de refrigerantes em estudo, de acordo com o estimado de produção de biogás do projeto de biodigestor foram analisadas as opções de aproveitamento do biogás, sendo estas, para abastecimento da caldeira, abastecimento das empilhadeiras e/ou para a geração de energia elétrica.

As alternativas aplicáveis, portanto, para a situação atual da indústria analisada são o aproveitamento do biogás gerado do tratamento de esgoto para a geração de energia elétrica e para a alimentação de caldeira, desde que a característica do biogás gerado atenda às necessidades mínimas de concentração de metano, Poder Calorífero Inferior (PCI) e remoção de impurezas.

Para qualquer um dos casos, de acordo com Zanette (2009), existem três motivos principais para o tratamento do biogás: atender às especificações necessárias para cada aplicação (geradores, caldeiras, veículos), aumentar o poder calorífico do gás e padronizar o gás produzido.

A análise de viabilidade neste caso foi realizada considerando 4 cenários: Implantação de biodigestor + Grupo Gerador 30kVA (Cenário 1); Implantação de biodigestor + Caldeira a gás em substituição à caldeira à lenha (Cenário 2); Implantação de biodigestor + Grupo Gerador 30kVA + Caldeira à gás em substituição à caldeira à lenha (Cenário 3) e Implantação de biodigestor + Grupo Gerador 30kVA + Caldeira em novas instalações (Cenário 4). De posse dos dados referentes aos custos e aos benefícios originados com a implantação do biodigestor e aproveitamento do biogás em cada caso, procedeu-se à análise da viabilidade econômica do sistema, por meio de indicadores de análise de investimentos, que, segundo Dias, et al (2013) são: Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR) e Período de Recuperação do Capital (*Payback*).

Os resultados da análise de viabilidade apontaram viabilidade econômica para a implantação de 3 dos 4 cenários estudados:

- Cenário 1: VPL de R\$ 3.575,86; TIR de 4,36% e *payback* de 9 anos;
- Cenário 2: VPL de – R\$ 296.168,33
- Cenário 3: VPL de R\$ 8,504,69; TIR de 4,36% e *payback* de 12 anos;
- Cenário 4: VPL de R\$ 12.609,29; TIR de 4,36% e *payback* de 5 anos;

Observa-se que a melhor alternativa para a planta industrial em estudo, apesar de ter um *payback* de 9 anos, será a implantação do biodigestor adaptando-se a lagoa anaeróbia existente para aproveitamento do biogás na geração de energia elétrica através da implantação de grupo motor gerador de Ciclo Otto de 30kVA.

Adicionalmente também se pode citar que os ganhos ambientais devem ser considerados na decisão da implantação de sistema de aproveitamento energético do biogás. Quanto aos cenários apresentados na análise de viabilidade, outras receitas podem contribuir para a melhora do *payback*, pois não foram considerados neste estudo

os custos e receitas provenientes da venda de créditos de carbono e de biofertilizantes, que são subprodutos do processo de tratamento de efluentes.

Outro item que também impacta na viabilidade é o cálculo da receita referente a redução no consumo da energia, onde considerou-se que o sistema da grupo motor gerador está limitado em suprir 250kW diários devido ao potencial de produção do sistema proposto, o que corresponde a 16% do consumo médio diário medido nas faturas analisadas. Quanto maior a carga orgânica, maior será o potencial para a geração do biogás. Nesse sentido, caso haja alteração nas condições do efluente com efetiva melhoria da carga orgânica, potencializa-se a possibilidade de se chegar a uma análise mais favorável do investimento.

CONCLUSÃO

A utilização do biogás como fonte de energia renovável para promover a eficiência energética do processo produtivo industrial é uma alternativa que atende à necessidade de preservação do meio ambiente, através de atividades que possuem como princípio a sustentabilidade. Todavia, a relação custo-benefício demanda grandes esforços e análises de alternativas que busquem práticas produtivas menos poluentes, energeticamente eficientes e economicamente viáveis, que justifiquem os investimentos necessários a sua implantação.

O presente trabalho avaliou o sistema de tratamento de efluentes e o processo de produção de uma indústria de refrigerantes cuja área construída é de 3.814 m², localizada no estado de Mato Grosso do Sul, com o objetivo de identificar o potencial de geração de biogás e as oportunidades de aproveitamento energético deste nas demandas de consumo de energia elétrica, térmica e mecânica da planta industrial em operação desde dezembro de 2013. Considerando os valores apresentados na análise de viabilidade, observa-se que a implantação do biodigestor com aproveitamento do biogás para a geração de energia elétrica é a alternativa que se viabiliza em menor tempo (9 anos), visto que o custo de implantação da caldeira é o maior entre as opções analisadas e a receita considerada na análise de viabilidade proveniente da redução no consumo de lenha não cobre nem as despesas anuais de operação do sistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ICLEI - Brasil - Governos Locais pela Sustentabilidade. Manual para aproveitamento do biogás: volume dois, efluentes urbanos. ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de projetos no Brasil, São Paulo, 2010.
- ROCHA, Carlos Roberto. Oportunidades de eficiência energética para a indústria: relatório setorial: alimentos e bebidas / Carlos Roberto Rocha, Sérgio Bajay, Filipe Debonzi Gorla. – Brasília: CNI, 2010.
- ZANETTE, A. L. Potencial de Aproveitamento energético do biogás no Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Planejamento Energético, COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ. Rio de Janeiro, 2009.

VINHAÇA: RESÍDUOS DAS USINAS DE ALCOOL, UMA ALTERNATIVA ENERGÉTICA PARA UM ESTADO DO CENTRO-OESTE.

Da Silva, D. A.¹; Lucena, Gleber A. R.¹, Barbosa, A. T. R.²; Braga, M. A. C.²

Universidade Uniderp; Engenharia de Computação¹

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade.

e-mail: marcoaurelio @candiabraga.com.br; andrea.barbosa@ufms.br

RESUMO: A vinhaça é um resíduo orgânico resultante do processo de destilação do mosto para produção de álcool. Para cada litro de álcool produzido tem-se de 10 a 14 litros de vinhaça. O não aproveitamento desse efluente, e a prática de descarregá-lo sem tratamento prévio em rios é um grave problema ambiental dentro dessa atividade agro-industrial. Entretanto, a biodigestão deste subproduto, com produção do biogás, composto de metano e dióxido de carbono, poderá ser utilizado em turbinas a gás e produzir energia elétrica. Representando, desta forma, um grande potencial para suprir a demanda de energia da própria indústria de álcool, podendo esta ainda realizar a venda da energia excedente. Devido a estes fatores, este trabalho teve como objetivo mostrar quantidade de biogás obtido da vinhaça durante a safra 2009 – 2010 em Mato Grosso do Sul, e o seu potencial de geração energia. Verificou-se com o estudo que a biodigestão é uma tecnologia que deve ser estudada e planejada, afinal representou uma possibilidade de ganho financeiro com a venda da energia elétrica na ordem de R\$ 268 787 263,40. Conclui-se, portanto, que esta atividade é uma possibilidade de negócio para um futuro bem próximo, atendendo as exigências internacionais para uma matriz energética mais limpa.

Palavras-Chave: vinhaça, efluente, biogás, energia elétrica.

ABSTRACT: the stillage is an organic residue from the wort distillation process to produce alcohol. For each liter of alcohol have been 10-14 vinasse liters. The non-use of the effluent and the discharging practice it untreated into rivers is a serious environmental problem within this agro-industrial activity. However, the byproduct of this digestion with biogas production, composed by methane and carbon dioxide, can be used in gas turbines and produce electricity. Representing thus a great potential to meet the energy demand in the alcohol industry itself, this may still make the surplus energy sale. Due to these factors, this study aimed to show the amount biogas from stillage obtained during the 2009 season - 2010 in Mato Grosso do Sul, and its generation energy. It was found in the study that digestion is a technology that should be studied and planned ultimately represented a possibility of financial gain from the electricity sale to approximately R\$ 268 787 263.40. Therefore, it is concluded that this activity is a possibility of business for the near future, meeting the international requirements for a cleaner energy matrix.

Key Words: vinasse effluent, biogas, electricity.

INTRODUÇÃO

Nota-se que a vinhaça é um resíduo orgânico resultante do processo de destilação do mosto para produção de álcool. Para cada litro de álcool produzido tem-se de 10 a 14 litros de vinhaça. O não aproveitamento desse efluente, e a prática de descarregá-lo sem tratamento prévio em rios, era até alguns anos atrás, o maior problema ambiental dentro dessa atividade agro-industrial.

Atualmente, degrada-se anaerobicamente esta matéria orgânica, realizando a biodigestão e produzindo o biogás. Um gás composto aproximadamente por 60% de metano, gás combustível e 40% de dióxido de carbono na decomposição dos resíduos orgânicos, sendo esta uma das vantagens mais tangíveis. Recentemente, esse tem sido o principal motivo do grande interesse despertado pela biodigestão. E é em relação a

este benefício que os custos são altamente comparados, sendo todas as outras consideradas como acessórios ou decorrentes.

Observa-se que com a escassez de energia elétrica que ocorre atualmente no país, as destilarias podem gerar sua própria demanda e até produzir excessos que poderiam ser repassados a concessionárias. Segundo Granato (2003), na indústria sucroalcooleira o biogás gerado pode ser aproveitado da seguinte forma:

- A sua totalidade queimada na caldeira, gerando vapor e, por conseguinte acionando todo o mecanismo que executa a moagem da cana. Neste caso, estudos mostram que existirá uma sobra de 25% a 28% de todo bagaço que atualmente é queimado nas caldeiras que será destinado a outros fins;

- Uma terça parte do biogás poderá ser purificado, produzindo gás metano para substituir todos os combustíveis utilizados na agroindústria, durante a safra e os dois terços restantes seriam queimados nas caldeiras proporcionando uma sobra de 18% de bagaço, e;

- A totalidade do biogás poderá acionar uma turbina a gás, conjugada a um gerador elétrico, produzindo 2,5 vezes a necessidade total da energia elétrica de uma destilaria autônoma.

A biodigestão, portanto, tem grande potencial para suprir a demanda por energia causada pela expansão econômica. Utilizando a vinhaça produzida devido à destilação do álcool durante a safra para a produção de energia elétrica, excluído a percentual de consumo interno da usina e considerando somente em termos de energia excedente, tem-se uma geração considerável.

Para tal produção utiliza-se dos digestores que consistem basicamente em uma câmara de fermentação, onde é processada a biodigestão da matéria orgânica, numa campânula que armazena o gás produzido ou, simplesmente, numa saída para este gás, numa entrada do substrato a ser fermentado e numa saída para o efluente produzido pelo processo. Em resumo, o biodigestor é um reservatório onde se coloca a vinhaça para fermentar sob ação de microrganismos, dando origem ao biogás.

Trata-se de uma tecnologia simples, onde a principal preocupação é a manutenção das propriedades fermentativas da biomassa bacteriana. Os biodigestores podem ser classificados segundo o tipo de construção, modo de operação, a forma de armazenamento do gás, fluxo das substâncias em fermentação, temperatura de operação, com ou sem agitação e com ou sem dispositivos para agregar a biomassa bacteriana.

Recomenda-se neste trabalho o uso dos biodigestores de fluxo ascendente com leito de lodo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), pois é de elevada eficiência, sendo ainda o mais estudado e aplicado em todo mundo. Seu princípio é bem simples: o efluente é bombeado de baixo para cima, através do reator, que se encontra sob estritas condições anaeróbias. Dentro dele ocorre um processo de seleção que pode resultar no crescimento de microrganismos anaeróbios em conglomerados compactos (grânulos) de tamanho variável. Estes grânulos são poderosos biocatalíticos que podem converter a matéria orgânica degradável em biogás, de maneira rápida e completa. Esses grânulos de biomassa também são, atualmente, valiosos biocatalíticos, podendo alcançar altos preços de mercado, quando comercializados por quilo de matéria seca.

O volume de gás produzido por unidade de peso de matéria orgânica é variável, e depende de diversos fatores como temperatura, tipo de biodigestor, e fundamentalmente, tipo de material orgânico empregado. O poder calorífico do biogás obviamente depende de seu teor de metano e grau de umidade. O biogás é um combustível de boas características e sendo possível isolar seu principal constituinte, o metano, obtém-se combustível de grande valor. O biogás produzido diretamente pode ser utilizado em motores estacionários, em turbinas à gás. A faixa de potência das microturbinas pode

variando de algumas centenas de kW até quase 300 MW (COSTA, 2006). Através deste estudo, objetivou-se avaliar a quantidade de biogás obtido da vinhaça durante a safra 2009 – 2010 em Mato Grosso do Sul, e o seu potencial de geração de energia.

MATERIAL E MÉTODOS

Além dos estudos bibliográficos foram definidas as atividades para que se obtivesse informações relevantes com relação à quantidade de biogás possível de ser gerado, a partir da quantidade média de vinhaça produzida no estado do Mato Grosso do Sul.

Desta forma, foi possível fazer o cálculo do potencial em MW de geração de energia elétrica por motores de combustão.

As atividades envolveram:

- A quantificação da vinhaça gerada como subproduto da produção de álcool na safra 2010-2011 em Mato Grosso do Sul;
- Pesquisas na Associação dos Produtores de Bioenergia de Mato Grosso do Sul (BIOSUL) e no ISR;
- O cálculo do biogás gerado pela biodigestão da vinhaça;
- A definição da energia gerada pela queima do biogás em motores de combustão
- A definição do valor econômico da geração de energia elétrica produzida por biodigestão anaeróbica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A vinhaça é o principal resíduo da destilação, que é um processo que tem por objetivo a separação de etanol do vinho deslevedado através de vaporização e condensação. Considera-se a relação de etanol e vinhaça: cada 1 m³ de etanol produzido gera 12 m³ de vinhaça.

Nota-se que com base em dados divulgados pela Associação dos Produtores de Bioenergia de Mato Grosso do Sul (BIOSUL), o Mato Grosso do Sul produziu 1.262.435 m³ de etanol durante a safra 2009/2010, o que gera uma quantidade de 15.149.220 m³ de vinhaça.

Tomando-se por base os dados da tese de Salomon. (2007), 1 m³ de vinhaça produz 14,23 m³ de metano. Considerando-se que no estado do MS foi gerado 15.149.220 m³ de vinhaça durante a safra 2009/2010, tem-se um potencial de geração de 215.573.400,6 m³ de metano.

Considera-se um biogás com concentração de 65% de metano em média, proposto por Lucas et al. (1990), tem-se, desta forma, 323 360 100,9 m³ de biogás gerado durante a safra 2009/2010.

O biogás tem várias aplicações, e considerando o seu potencial de geração de energia elétrica, têm-se as seguintes equivalências conforme dados do ISR (Departamento de Engenharia Eletrotécnica e Computadores): 1 m³ de biogás equivale a 5.500 kcal/m³ e 6,4 kWh de eletricidade. Considerando-se ainda que 1 m³ de biogás gera 6,4 kWh de energia elétrica, pode-se mensurar que a partir dos 323 360 100,9 m³ de biogás, poderia ser gerado 2 069 504 646 kWh ou 2,069 GWh de energia elétrica durante a safra de 2009 -2010. Essa energia poderia ter sido vendida em leilões de energia elétrica regulamentado pela ANEEL. O Mato Grosso do Sul, portanto, tem um potencial energético através da biodigestão anaeróbica da vinhaça ainda inutilizado.

Assim, analisando o Valor Anual de Referência de R\$ 129,88 por MWh para o ano de 2009 aprovada pela diretoria colegiada da ANEEL, publicado no Informativo Semanal nº 273 (2009), o setor sucroenergético poderia ter movimentado uma receita de R\$ 268 787 263,40 naquela safra, o que torna a tecnologia bastante atrativa.

CONCLUSÃO

A geração de eletricidade no Brasil é basicamente hidráulica e baseada em usinas situadas em rios onde o aproveitamento é feito em cascata, porém em maio de 2001 com base nos cálculos do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), o governo federal identificou a necessidade de reduzir imediatamente 20% do consumo de energia elétrica no País, como única forma de impedir o completo esvaziamento dos reservatórios e de assegurar a passagem pelo grave período de estiagem.

Os investimentos em fontes renováveis de energia vêm crescendo mundialmente, principalmente em países em desenvolvimento, buscando suprir de maneira sustentável as dificuldades na produção da matriz energética mundial. A demanda por uma matriz energética mais limpa estimula à busca por novas tecnologias para geração de energia elétrica.

A tendência do aumento do consumo do etanol brasileiro representa disponibilidade crescente do subproduto vinhaça. Realizar o tratamento da vinhaça em biodigestores mostra-se como uma alternativa sustentável na destinação dos efluentes industriais. Além disso, a geração de energia elétrica utilizando motores de combustão para a queima do biogás se mostra como opção mais atrativa por ser uma tecnologia bem conhecida. Apesar dos custos da implantação da biodigestão, os benefícios ressaltam que é uma alternativa a ser analisada.

Mais especificamente no estado de Mato Grosso do Sul, com a implantação de novos empreendimentos do setor sucroenergético e a existência de uma demanda interna de energia elétrica, torna a utilização do biogás uma alternativa ao modelo convencional, a fim de garantir suprimento da unidade geradora e excedente para comercialização.

A biodigestão é uma tecnologia que deve ser estudada e planejada, afinal representou no período uma possibilidade de ganho financeiro com a venda da energia elétrica na ordem de R\$ 268 787 263,40.

Conclui-se, portanto, com esta pesquisa que esta atividade é uma possibilidade de negócio para um futuro bem próximo, sabido das exigências internacionais para uma matriz energética mais limpa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- COSTA, D. F. Geração de Energia Elétrica a Partir do Biogás do Tratamento de Esgoto. 2006. Dissertação (Mestrado) Programa de Interunidades e Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, 2006.
- GRANATO, Eder F. Geração de energia através da biodigestão anaeróbica da vinhaça. Dissertação (Mestrado). UNESP – FEB Campus de Bauru. Bauru (SP). Abril de 2003.
- SALOMON, Karina R. Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão anaeróbica da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade. Itajubá (MG): [s.n], 2007. 219p.: Il.

ISOLAMENTO DE MICRORGANISMO PRODUTOR DE HIDROGÊNIO A PARTIR DE LODO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE VINHAÇA

FONSECA, B.C. ^{*1}; REGINATTO, V.¹

¹FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO – USP - BRASIL.
E-MAIL: BRUNA.CFONSECA@HOTMAIL.COM

RESUMO: O hidrogênio destaca-se como um combustível limpo, pois a sua combustão produz apenas água. O hidrogênio pode ser produzido biologicamente, especialmente por fermentação, por meio de microrganismos anaeróbios ou facultativos. Os microrganismos produtores de hidrogênio podem estar presentes em lodos anaeróbios de tratamento de efluentes. Este trabalho visa isolar microrganismos produtores de hidrogênio em lodos anaeróbios de tratamento de vinhaça, bem como avaliar a ação de tratamentos químicos e térmicos realizados no lodo no isolamento destes microrganismos. Para isso, foram realizados tratamentos térmico (T= 80°C/15 min), químico (pH 3/12 h) e combinado (térmico e químico) em um lodo anaeróbio proveniente de um reator anaeróbio utilizado no tratamento de vinhaça como forma de enriquecê-lo em microrganismos produtores de hidrogênio. O isolamento foi realizado em meio sólido em Placas de Petri contendo meio CH, incubados a 35 °C. Foi isolado um microrganismo do lodo tratado por ácido e sua capacidade de crescimento e produção de H₂ foi investigada em diferentes fontes de carbono em concentrações de 2 e 10 g/L. Os substratos avaliados foram: arabinose, frutose, glicose, galactose, manose, xilose, sacarose, celobiose, lactose, trealose, amido, avicel, ácido acético, ácido láctico, ácido butírico, etanol e glicerol. Os resultados revelaram que a cultura isolada é Gram positiva, sendo capaz de utilizar uma ampla gama de substratos, especialmente, glicose, sacarose e trealose. Estas características a tornam um microrganismo promissor para futuras investigações sobre a produção de H₂ por fermentação.

PALAVRAS-CHAVE: fontes de carbono, produção de hidrogênio por fermentação, isolamento de bactéria.

ISOLATION OF MICRO-ORGANISM PRODUCING HYDROGEN FROM SLUDGE HANDLING SYSTEM VINASSE

ABSTRACT: Hydrogen stands out as a clean fuel because its combustion produces only water. Hydrogen can be produced biologically, especially by fermentation by anaerobes or facultative bacteria. The hydrogen producing microorganisms may be present in anaerobic wastewater treatment sludge. This work aims to isolate hydrogen producing microorganisms from anaerobic sludge from vinasse treatment, as well as to evaluate the effects of chemical and thermal treatments performed in the sludge for the isolation of these microorganisms. Thermal (T= 80°C/15min), chemical (pH 3/12 h), and combined treatments (temperature and chemical) on anaerobic sludge was performed in order to enrich the sludge in hydrogen producing microorganisms. The isolation was performed on solid medium in Petri dishes containing CH medium, incubated at 35 ° C. One microorganism was isolated from the sludge treated by acid and its ability to grow and produce H₂ was investigated in different carbon sources at 2 and 10 g/L. The carbon source used were: arabinose, fructose, glucose, galactose, mannose, xylose, sucrose, cellobiose, lactose, trehalose, starch, avicel, acetic acid, lactic acid, butyric acid, ethanol and glycerol. Results revealed that the isolated culture from anaerobic sludge is Gram

positive and it is able to use a wide range of substrates, making it a promising bacteria for future investigations in fermentative H₂ production field.

KEYWORDS: bacteria isolation, carbon source, fermentative hydrogen production.

INTRODUÇÃO

A produção e utilização do hidrogênio (H₂) tem recebido grande atenção devido a sua importância quando o assunto é energia limpa. O H₂ é uma alternativa ao uso de combustíveis fósseis, por estes serem esgotáveis e por gerarem poluentes em sua combustão. O H₂, além de ser renovável, a sua combustão origina apenas moléculas de água e energia. (WANG e WAN, 2009).

O hidrogênio é produzido em processos eletroquímicos partindo da água, em processos químicos partindo do petróleo ou do carvão, e em processos biológicos a partir, principalmente de fontes contendo carboidratos. As duas primeiras formas de produção de H₂ demandam grande consumo de energia e/ou utilização de fontes não renováveis. Já a produção biológica tem despertado grande interesse, pois utiliza matérias-primas renováveis, tais como águas residuais ou resíduos sólidos ricos em carboidratos como substrato, e na maioria das vezes os processos são a temperatura e pressão ambientes (LI *et al.*, 2012). A obtenção biológica de H₂ pode ser feita por microrganismos anaeróbios estritos ou facultativos (ZHANG *et al.*, 2006), esta última com velocidades mais elevadas de produção de H₂. É possível a utilização de substratos de baixo custo, como alguns resíduos agroindustriais ricos em carboidratos, com a vantagem do tratamento e valorização destes resíduos (ELSHARNOUBY *et al.*, 2013).

Neste sentido, este trabalho visou o isolamento de microrganismos produtores de H₂ a partir de uma cultura mista (lodo) proveniente de um sistema anaeróbio de tratamento de vinhaça.

MATERIAL E MÉTODOS

1. Fonte de microrganismos

Foi utilizado um lodo anaeróbio coletado de um reator anaeróbio de tratamento de vinhaça em uma usina sucroalcooleira próxima à Ribeirão Preto SP. O lodo foi cultivado em laboratório durante um mês pela alimentação deste com do meio de cultura adaptado de Gonzalez-Gil *et al.* (2002).

A partir do lodo cultivado neste biorreator foram realizados pré-tratamentos descritos na literatura como forma de enriquecê-lo em microrganismos produtores de hidrogênio (KRAEMER e BAGLEY, 2007), tais como temperatura a 80 °C por 60 min e por 15 min, acidificação do meio a pH 3 por 24 h e por 12 h, temperatura a 80 °C por 60 min seguido pela acidificação do meio a pH 3 por 24 h e temperatura a 80 °C por 15 min seguido pela acidificação do meio a pH 3 por 12 h.

Os lodos pré-tratados foram semeados em Placas de Petri com meio de cultura CH para cultivo de *Clostridium butyricum* (CHEN *et al.*, 2004), o plaqueamento deu-se pela técnica de *Pour Plate*, com posterior incubação em jarras de anaerobiose a temperatura de 35 °C por 3 dias.. As colônias isoladas foram suspensas em solução salina (NaCl – 0,9 m/v) e 1 mL desta solução foi usada como inóculo em tubos de penicilina de 50 mL contendo 14 mL do meio CH previamente autoclavados. Os tubos foram mantidos a 35 °C por 4 dias.

Após o período de incubação, o gás do *head-space* dos tubos foi injetado por meio de uma seringa gás *tight* no cromatógrafo a gás (CG) equipado com detector de condutividade térmica. Como resultado, apenas a cultura isolada do tratamento ácido do lodo (pH 3/ 12 h) no meio CH apresentou hidrogênio na composição do gás. Esta cultura

foi utilizada como inóculo para os demais testes. A coloração de Gram foi realizada como primeiro passo da identificação desta bactéria.

2. Quantificação de Microrganismos

Para quantificar os microrganismos foram construídas relações entre, a densidade ótica em 600 nm e a contagem do número de células com a utilização de microscópio óptico e câmara de Neubauer. A relação entre a absorvância em 600 nm e a contagem de células foi utilizada para quantificar o crescimento celular em diferentes substratos.

3. Produção de H₂ pela bactéria isolada utilizando diferentes substratos

Como forma de avaliar as fontes de carbono que o microrganismo é capaz de converter em hidrogênio, realizaram-se testes em tubos de penicilina de 50 mL contendo 14 mL de meio CH modificado, ou seja, a sacarose foi substituída por diferentes monossacarídeos, dissacarídeos, fontes complexas e não carboidratos como fontes de carbono, quais sejam: arabinose, frutose, glicose, galactose, manose, xilose, sacarose, celobiose, lactose, trealose, amido, avicel, ácido acético, ácido láctico, ácido butírico, etanol e glicerol. As concentrações testadas das fontes de carbono foram de 2 g/L e 10 g/L, a um pH inicial de 6. Foi adicionado 1 mL do inóculo previamente centrifugado e ressuspenso em solução salina em cada tubo de penicilina contendo 14 mL de meio de cultura com diferentes substratos. A densidade ótica do inóculo foi padronizada em 0,080, correspondendo a $4,05 \cdot 10^7$ células/mL. Após o inóculo os tubos foram mantidos a 35 °C por 72 horas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos ensaios produção de H₂ pela bactéria isolada utilizando diferentes substratos estão expressos na tabela 1. A produção de H₂ pela bactéria isolada foi semelhante na concentração de 2 g/L e de 10 g/L da fonte de carbono. Entretanto, para o ácido láctico foi observada a produção de H₂, embora baixa em comparação às demais fontes, apenas na concentração mais elevada deste substrato, 10 g/L.

A bactéria isolada foi capaz de produzir H₂ em todos os monossacarídeos e dissacarídeos testados. Glicose, sacarose e trealose foram as fontes de carbono nas quais o microrganismo apresentou maior percentagem do gás H₂. Como fontes complexas, o amido serviu como substrato para a produção de H₂. O aumento no número de células também foi proporcional à produção de H₂, sendo que nas fontes em que não houve crescimento celular, também não houve produção de H₂.

CONCLUSÃO

Foi possível isolar um microrganismo produtor de H₂ a partir de lodo anaeróbio, utilizado no tratamento de vinhaça, após o pré-tratamento do lodo com ácido. O microrganismo isolado é Gram positivo e possui a capacidade de utilizar uma ampla gama de substratos, especialmente mono e dissacarídeos, além do amido. Essa investigação fornece informações importantes sobre a fisiologia do microrganismo isolado, abrindo um vasto campo de estudo para a produção de H₂ por uma nova cultura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CHEN, W.M.; TSENG, Z.J.; LEE, K.S.; CHANG, J.S. Fermentative hydrogen production with *Clostridium butyricum* CGS5 isolated from anaerobic sewage sludge. *International Journal of Hydrogen Energy*, v.30, p. 1063 – 1070, 2004.

ELSHARNOUBY, O.; HAFEZ H.; NAKHLA G.; EL NAGGAR M. H. A critical literature review on biohydrogen production by pure cultures. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.38, p.4945-4966, 2013.

FAN Y. T.; ZHANG G. S.; GUO X. Y.; XING Y.; FAN M. H. Biohydrogen-production from beer lees biomass by cow dung compost. **Biomass Bioenergy**, 2006.

GONZALEZ-GIL, G.; KLEEREBEZEM, R.; LETTINGA, G. Assessment of metabolic properties and kinetic parameters of methanogenic sludge by online methane production rate measurements. **Applied Microbiology Biotechnology**, v.58, p.248–254, 2002.

KRAEMER, J. T.; BAGLEY, D. M. Improving the yield from fermentative hydrogen production. **Biotechnology Letters**, v.29, p.685-695, 2007.

LI, Y. C.; LIU, Y. F.; CHU, C. Y.; CHANG, P. L.; HSU, C. W.; LIN, P. J.; WU, S. Y. Techno-economic evaluation of biohydrogen production from wastewater and agricultural waste. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.37, p.15704-15710, 2012.

WANG, B.; WAN, W.; WANG, J. L. Factors influencing fermentative hydrogen production: A review. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.34, p.799-811, 2009.

TABELAS e FIGURAS

TABELA 1- PRODUÇÃO DE H₂ PELA COLÔNIA 1 EM DIFERENTES FONTES DE CARBONO NA CONCENTRAÇÃO DE 10,0 g/L E 2,0 g/L

		10,0 g/L		2,0 g/L	
		% H ₂	Células/mL*	% H ₂	Células/mL*
Monossacarídeos	Arabinose	32,2	1,96. 10 ⁸	30,7	1,88. 10 ⁸
	Frutose	37,3	2,02. 10 ⁸	32,8	1,93. 10 ⁸
	Glicose	98,7	3,05. 10 ⁸	91,0	3,25. 10 ⁸
	Galactose	51,9	2,68. 10 ⁸	43,9	2,28. 10 ⁸
	Manose	66,5	2,82. 10 ⁸	50,9	2,56. 10 ⁸
	Xilose	41,5	2,49. 10 ⁸	38,8	2,13. 10 ⁸
Dissacarídeos	Sacarose	92,3	3,19. 10 ⁸	96,7	3,32. 10 ⁸
	Celobiose	35,0	2,05. 10 ⁸	39,9	1,96. 10 ⁸
	Lactose	34,7	2,10. 10 ⁸	30,2	1,98. 10 ⁸
	Trealose	94,2	3,08. 10 ⁸	93,2	2,83. 10 ⁸
Fontes Complexas	Amido	28,8	1,82. 10 ⁸	12,5	1,03. 10 ⁸
	Avicel	–	–	–	–
Não Carboidratos	Ac. Acético	–	–	–	–
	Ac. Lático	2,5	5,89. 10 ⁷	–	–
	Ac. Butírico	–	–	–	–
	Etanol	–	–	–	–
	Glicerol	40,0	2,38. 10 ⁸	32,9	1,34. 10 ⁸

PRODUÇÃO DE BIOETANOL DE PSEUDOCAULE DE BANANEIRA POR DIFERENTES ESPÉCIES DE MICRO-ORGANISMOS

Just, L.P.^{*1}; Liebl, G.F.²; Montagnoli, M.S.³; Marangoni, C.³; Sellin, N.³; Souza, O.³

¹Graduanda Engenharia Ambiental e Sanitária, ²Mestrando Engenharia de Processos, ³Professores Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE, Joinville, SC, Brasil.
e-mail: ozair.souza@univille.br

RESUMO: Desde 2008, a Univille vem estudando o uso das principais biomassas residuais da cultura da banana (cascas de banana, folhas e pseudocaulo da bananeira) na geração de energia empregando os processos de metanização, combustão, pirólise e fermentação alcoólica. Neste trabalho foi avaliada a produção de bioetanol por *Saccharomyces cerevisiae* ATCC 26603 e *Pachysolen tannophilus* ATCC 32691 empregando como biomassa o pseudocaulo da bananeira previamente seco e triturado. O farelo (70 g/L) foi previamente tratado com ácido sulfúrico 2% em massa, 120 °C/15 min, e então submetido à hidrólise enzimática em pH 5,5 durante 24 h empregando as enzimas comerciais Cellic CTec2 e HTec2 da Novozymes®. Os ensaios de fermentação foram conduzidos em frascos de Erlenmeyers contendo mosto hidrolisado com 40 e 80 g/L de açúcares redutores totais (ART) e concentração inicial de micro-organismos de 1,5 g/L em massa seca. Independentemente da espécie de micro-organismo utilizada, o emprego de 80 g/L de ART proporcionou a obtenção de rendimento médio em etanol ($Y_{P/ART} = 0,49$ g/g) da ordem de 96% do rendimento teórico que seria obtido na produção de etanol a partir da glicose (0,51 g etanol/g glicose). Esse valor foi 65% maior do que o rendimento máximo alcançado com ART de 40 g/L ($Y_{P/ART} = 0,34$ g/g). A maior produção de etanol ($39,5 \pm 0,7$ g/L) e respectiva produtividade volumétrica ($1,60 \pm 0,03$ g/L.h) foram alcançadas na fermentação de 80 g/L de açúcar empregando *S. cerevisiae* como inóculo. Para *P. tannophilus* esses valores foram de 24,5 g/L e $0,97 \pm 0,14$ g/L.h, respectivamente.

Palavras-chave: biocombustível, biomassa, fermentação alcoólica.

PRODUCTION OF BIOETHANOL FROM BANANA PLANT PSEUDOSTEM BY DIFFERENT SPECIES OF MICROORGANISMS

ABSTRACT: Since 2008, Univille been studying the use of the main residual biomass culture banana (banana peels, leaves and pseudostem of banana) in power generation employing of methanation processes, combustion, pyrolysis and fermentation. In this study we evaluated the production of bioethanol by *Saccharomyces cerevisiae* ATCC 26603 and *Pachysolen tannophilus* ATCC 3269 employing biomass as the pseudostem of previously dried and ground banana. The bran (70 g/L) was pretreated with 2% sulfuric acid by weight, to 120 °C/15min, and then subjected to enzymatic hydrolysis at pH 5.5 for 24h using commercial enzymes Cellic CTec2 and the HTec2 Novozymes®. The fermentation trials were conducted in Erlenmeyer flasks containing the hydrolyzed product with 40 to 80 g/L of total reducing sugars (TRS), and the initial concentration of microorganisms of 1.5 g/L dry weight. Regardless of the species of microorganism used, employing 80 g/L TRS provided to obtain average ethanol yield ($Y_{P/TRS} = 0.49$ g/g) of the order of 96% of the theoretical yield which would be obtained on ethanol production from glucose (0.51 g ethanol/g glucose). This value was 65% higher than the maximum yield achieved with TRS 40 g/L ($Y_{P/TRS} = 0.34$ g/g). The highest yield of ethanol (39.5 ± 0.7 g/L) and its volumetric productivity (1.60 ± 0.03 g/Lh) were reached in the fermentation productivity of 80 g/L sugar using *S. cerevisiae* as inoculum. For *P. tannophilus* these values were 24.5 g/L and 0.97 ± 0.14 g/Lh, respectively.

Key Words: biofuel, biomass, alcoholic fermentation

INTRODUÇÃO

Atualmente, há grande interesse na produção de bioetanol a partir de biomassa lignocelulósica, principalmente aquela oriunda de resíduos agroindustriais pois, além de contribuir com o meio ambiente a partir do seu aproveitamento, pode agregar valor aos rejeitos e contribuir com a redução dos custos de produção da fonte geradora.

Dentre as diferentes fontes geradoras de biomassa residual, a cultura da banana se destaca em função da enorme quantidade de resíduos gerados após a colheita da fruta. De acordo com Soffner (2001), um bananal conduzido de maneira convencional pode fornecer, aproximadamente, 200 t de rejeitos por hectare e por ano. Segundo Souza *et al.* (2012), em torno de 75% dessa biomassa é pseudocaule da bananeira.

Para viabilizar a fermentação alcoólica desse tipo de material por micro-organismos convencionais é necessário realizar a sacarificação prévia da biomassa onde, além da glicose proveniente da hidrólise da celulose, outros açúcares redutores podem ser produzidos, principalmente a xilose formada a partir da despolimerização da hemicelulose.

O principal objetivo desse trabalho foi avaliar o rendimento e a produtividade em etanol obtidos na fermentação do caldo hidrolisado de pseudocaule de bananeira empregando duas diferentes espécies de micro-organismos: *Saccharomyces cerevisiae* e *Pachysolen tannophilus*; esta última, capaz de fermentar glicose e xilose.

MATERIAL E MÉTODOS

O pseudocaule de bananeira *Musa cavendishii* foi previamente seco a 60 °C durante 24 h e moído em moinho de facas até tamanho das partículas menores que 0,6 mm. Esse farelo (75 g/L) foi submetido à hidrólise ácida com H₂SO₄ 2% em massa/120 °C/15 min e sacarificado em pH 5,5 durante 24 h com enzimas comerciais Cellic CTec2® e Cellic HTec2® da Novozymes Latin America Ltda.

Os ensaios de fermentação foram conduzidos em frascos Erlenmeyer de 250 mL contendo 80% em volume (v/v) de caldo hidrolisado e 20% (v/v) de inóculo (concentração inicial de micro-organismos no meio de fermentação: 1,5 g/L em massa seca). Como inóculo foram utilizadas culturas puras de *Saccharomyces cerevisiae* ATCC 26603 e *Pachysolen tannophilus* ATCC 32691. A temperatura de incubação e pH inicial do meio de fermentação foram específicos para cada micro-organismo avaliado: *S. cerevisiae*, 30 °C e 4,5; *P. tannophilus*, 30 °C e 6,0. Como nutrientes foram utilizados extrato de levedura e sais inorgânicos conforme Souza *et al.* (2012) para ambos os micro-organismos. Duas diferentes concentrações de açúcares redutores totais (ART) foram avaliados com repetições: 40 g/L (caldo não-concentrado, Ensaios EP1 e EP2) e 80 g/L (caldo concentrado a 70 °C, Ensaios EPc1 e EPc2).

Durante os experimentos foram retiradas amostras periódicas para as determinações das concentrações de ART pelo método colorimétrico do cuproarsenato proposto por Somogy (1952) e Nelson (1944) e de etanol (P) por cromatografia gasosa.

Os valores de rendimento (fator de conversão de substrato em etanol, $Y_{P/S}$) e produtividade (Q_P) foram calculados de acordo com Schmidell *et al.* (2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As cinéticas do consumo de ART e produção de P específicas a cada um dos micro-organismos avaliados são apresentadas na Figura 1. Para os ensaios com ART₀ = 40 g/L (EP1 e EP2) o comportamento cinético de ambos os micro-organismos foi semelhante; no entanto, para ART₀ = 80 g/L é possível observar uma maior redução na velocidade de consumo do substrato por *P. tannophilus* (EPc2) em comparação a *S. cerevisiae* (EPc1). Resultado semelhante foi obtido por Sathesh-Prabu e Murugesan (2011) na fermentação de ART = 200 g/L. Em todos os experimentos é possível observar que não houve o consumo total dos açúcares presentes no meio, principalmente nas fermentações com maior ART inicial (ART₀ = 80 g/L, Figura 1, Ensaios EPc1 e EPc2). Segundo Mood *et al.* (2013), durante

as etapas de hidrólise ácida e enzimática de materiais lignocelulósicos, diferentes açúcares podem ser produzidos, dentre os quais glicose, xilose, arabinose e manose. Conforme Chandel *et al.* (2011), *S. cerevisiae* não metaboliza xilose e arabinose enquanto *P. tannophilus* não fermenta manose.

A partir dos valores iniciais (ART_0 , P_0) e finais (ART_f , P_f) de açúcares e etanol no caldo e do tempo final de fermentação (t_f) definidos a partir das curvas ajustadas (Figura 1), foram calculados os parâmetros de rendimento ($Y_{P/S}$) e produtividade volumétrica (Q_p) em etanol para cada um dos ensaios realizados (Tabela 1). Entende-se por t_f como o tempo de fermentação onde inicia o período que cessa o acúmulo de etanol no meio fermentado.

Conforme demonstra a Tabela 1, a maioria dos valores de $Y_{P/S}$ ficaram próximos ao valor estequiométrico de conversão de glicose em etanol ($Y_{P/S} = 0,511$), exceto para o caso do uso do caldo não-concentrado (Ensaio EP1 e 2), cujos valores foram em torno de 30% menores. Comportamento semelhante ocorreu com a produtividade. O uso de aquecimento (70 °C) na etapa de concentração do caldo empregado nos ensaios EPc1 e EPc2 deve ter contribuído com a redução da concentração de inibidores da fermentação (ácido acético, furfural e hidroximetilfurfural, etc) normalmente presentes em caldos pré-tratados com ácidos (Mood *et al.*, 2013). De uma maneira geral, *S. cerevisiae* apresentou maiores valores de produtividade em etanol em comparação com *P. tannophilus*.

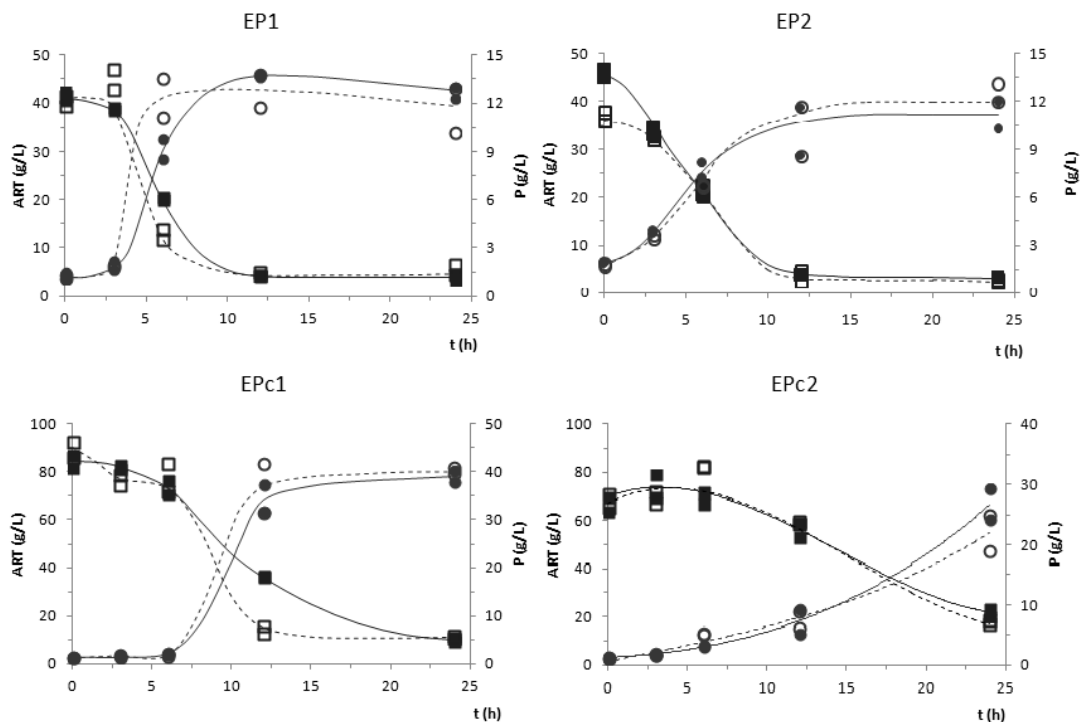
CONCLUSÃO

O uso do aquecimento prévio do caldo hidrolisado empregado para o aumento da concentração de açúcares fermentescíveis proporcionou aumento de até duas vezes no rendimento em etanol em comparação ao caldo não-concentrado. Em todas os experimentos realizados, *Saccharomyces cerevisiae* ATCC 26603 apresentou produtividade volumétrica em etanol superior à obtida por *Pachysolen tannophilus* ATCC 32691, chegando a 65% maior no caso do uso de maior concentração inicial de ART (80 g/L).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CHANDEL, A. K.; CHANDRASEKHAR, G.; RADHIKA, K. et al. Bioconversion of pentose sugars into ethanol: A review and future directions. *Biotechnology and Molecular Biology Review*, v. 6, n. 1, p. 8-20, 2011.
- MOOD, S. H.; GOLFESHAN, A. H.; TABATABAEI, M. et al. Lignocellulosic biomass to bioethanol, a comprehensive review with a focus on pretreatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 27, p. 77-93, 2013.
- NELSON, N. A photometric adaptation of Somogy method for determination of glucose. *Biochemistry*, v. 153, p. 375-380, 1944.
- SATHESH-PRABU, C.; MURUGESAN, A. G. Potential utilization of sorghum field waste for fuel ethanol production employing *Pachysolen tannophilus* and *Saccharomyces cerevisiae*. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 2788-2792, 2011.
- SCHMIDELL, Willibaldo; LIMA, Urgel de Almeida; AQUARONE, Eugênio; BORZANI, Walter. *Biotecnologia industrial: engenharia bioquímica*. São Paulo: Edgard Blücher, 2001.
- SOFFNER, M. L. A. P. *Produção de polpa celulósica a partir de engaço de bananeira*. Dissertação de Mestrado, ESALQ/USP, Piracicaba, SP, 2001, 56p.
- SOMOGYI, M. Notes on sugar determination. *Journal of Biological Chemistry*, v. 195, p. 19, 1952.
- SOUZA, O.; SCHULZ, M. A.; FISCHER, G. A. A.; WAGNER, T. M.; SELLIN, N. Energia alternativa de biomassa: Bioetanol a partir da casca e da polpa de banana. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, n. 8, p. 915-921, 2012.

Figura 1. Cinéticas de consumo de substrato (ART ■,□)* e produção de etanol (P ●,○)* por *Saccharomyces cerevisiae* (EP1, EPc1) e *Pachysolen tannophilus* (EP2, EPc2) a partir de caldo hidrolisado de pseudocaule**.



* Os símbolos sólidos e as linhas cheias corresponderam a um ensaio e os símbolos vazios e as linhas tracejadas à sua repetição.

** A letra "c" no título dos gráficos indica que o caldo hidrolisado foi previamente concentrado para aumentar a concentração inicial de ART.

Tabela 1. Rendimento ($Y_{P/S}$) e produtividade volumétrica (Q_P) em etanol obtidos na fermentação de pseudocaule de bananeira por *S. cerevisiae* (EP1, EPc1) e *P. tannophilus* (EP2, EPc2).

Ensaio	t_f	ART ₀	ART _f	P ₀	P _f	$Y_{P/S}$	Q_P
EP1	12	41,0	4,2	1,2	13,7	0,34	1,04
	12	41,0	4,3	1,2	12,8	0,32	0,97
EP2	12	43,0	3,2	1,9	11,0	0,23	0,76*
	12	36,0	2,4	1,7	12,0	0,31	0,86*
EPc1	24	84,4	10,0	1,2	39,0	0,51	1,58
	24	90,0	11,0	1,2	40,0	0,49	1,62
EPc2	24*	67,0	22,0	1,3	27,0	0,57	1,07
	24*	68,0	17,0	1,2	22,0	0,41	0,87

* tempo final de fermentação (t_f) correspondeu ao tempo máximo de ensaio e não ao tempo de fermentação relativo ao final do acúmulo de etanol no meio, como nos demais ensaios.

CONCENTRAÇÃO DE AÇÚCARES DO CALDO HIDROLISADO DE RESÍDUOS DA BANANICULTURA USANDO EVAPORADORES MÚLTIPLO EFEITO PARA PRODUÇÃO DE ETANOL

Prado, C.A.¹; Just, L.P.¹, Souza, O.¹, Sellin, N.¹, Marangoni, C.^{2*}

¹Universidade da Região de Joinville - UNIVILLE, Joinville-SC-Brazil

²Universidade Federal de Santa Catarina – campus Blumenau, Blumenau-SC-Brazil

e-mail: cintia.marangoni@ufsc.br

ABSTRACT: This study aimed to simulate the step of sugars concentration in the hydrolyzate broth from banana residues for the ethanol production. It was used the broth obtained from discarded fruit, banana peels and pseudostem to evaluate the effect of multi-effect evaporation with a pre-evaporator and four stages. The conditions used corresponded to those described in the literature and used industrially with sugarcane bagasse. Results had demonstrated concentrations suitable for the fermentation process with the proposal of a pre-evaporator and four effects for the three evaluated residues. From simulations, it was possible to identify the steam demand, as well as verified that with the concentration of hydrolysate was not observed concentrations of components that could carry out to the fermentation inhibition.

Keywords: banana, Hysys®, evaporation, ethanol, multi-effect.

INTRODUÇÃO

O modelo para a obtenção de etanol com base em materiais lignocelulósicos, engloba a hidrólise dos polissacarídeos da biomassa em açúcares fermentescíveis e sua subsequente fermentação para produção de etanol, finalizando-se o processo com a purificação. Após a hidrólise, uma etapa de concentração do hidrolisado é aplicada visando aumentar a quantidade de açúcar disponível para a posterior fermentação (Yadav et al., 2011). Apesar da concentração ser uma etapa largamente empregada na produção de etanol, esta ainda apresenta restrições quanto ao emprego em materiais celulósicos para produção de etanol devido ao elevado consumo de energia (Nene et al., 2002). Muitos sistemas podem ser utilizados, tais como o citado por Yun et al. (2013) que estudou a simulação do processo de evaporação de filme buscando maior pureza dos componentes na corrente do hidrolisado, assim como a otimização do consumo de energia para a produção de biodiesel. Também, Fonseca (2009) descreveu o processo de concentração a vácuo para o hidrolisado de bagaço de cana de açúcar visando aumentar o teor de açúcares. Sasaki et al. (2013) estudou a concentração através de nanofiltração de açúcares presentes no caldo hidrolisado a partir da palha de arroz. Uma alternativa para economia de energia utilizada pela indústria para sistemas de evaporação consiste na concentração do caldo em evaporadores múltiplo-efeito. O uso de múltiplos-efeitos proporciona um grande número de possíveis arranjos em função dos fluxos de vapor e líquido. Qualquer proposta de evaporação em múltiplos-efeitos opera em níveis decrescentes de pressão, ao longo da direção dos fluxos de vapor.

Como os estudos utilizando resíduos da bananicultura ainda são escassos é importante avaliar todas as etapas produtivas de etanol, mesmo que bem estabelecidas com outras matérias-primas. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a etapa de concentração dos açúcares presentes no caldo hidrolisado a partir de resíduos lignocelulósicos da bananicultura, no processo produtivo de etanol. O estudo elaborado foi realizado no simulador Aspen Hysys® tendo em vista o dinamismo e a possibilidade de avaliar os resultados em diversas condições que esta ferramenta permite.

MATERIAL E MÉTODOS

As simulações realizadas abordam a produção de etanol a partir de resíduos ligocelulósicos: fruto rejeitado, casca e pseudocaule. A corrente hidrolisada é direcionada ao sistema de evaporação (etapa de concentração de açúcares) com a temperatura de 99 °C e pressão atmosférica, conforme dados anteriores avaliados por Souza et al. (2013). Na Tabela 1 são apresentados os dados da composição da corrente hidrolisada, em frações mássicas, para cada resíduo. Ressalta-se que xilose é inserida apenas na corrente referente ao pseudocaule, pois somente para este havia disponível a quantificação de hemicelulose presente no resíduo, cuja hidrólise produz o açúcar referenciado. Da mesma forma, furfural e ácido acético, resultantes da degradação da xilose, só foram avaliados quando o pseudocaule foi o resíduo empregado. É importante também salientar que o estudo realizado corresponde na simulação de um processo contínuo, resultante de um processo de hidrólise com vazão de 0,4 kg/h, equivalente a um tempo de residência de 15 minutos, conforme empregado experimentalmente.

Buscou-se concentrar a corrente de caldo hidrolisado tendo-se como base o trabalho de Dias (2008) que relata a evaporação com um sistema contendo um pré-evaporador e quatro efeitos para a concentração de açúcares do caldo hidrolisado de bagaço da cana. As condições definidas nas simulações são apresentadas na Tabela 2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da alimentação do caldo hidrolisado de cada resíduo (fruto rejeitado, casca e pseudocaule) no sistema de evaporação múltiplo efeito são apresentados na Figura 1 para a concentração de glicose. Observa-se que a fração mássica máxima de glicose na corrente concentrada do último efeito foi de respectivamente 0,2950, 0,4710 e 0,4166, para o fruto rejeitado, cascas de banana e pseudocaule de bananeira. Os valores obtidos indicam a viabilidade do processo, permitindo que concentrações adequadas de glicose sejam obtidas para posterior fermentação. Dentre os resíduos avaliados, a casca permitiu o maior incremento. Porém ressalta-se a possibilidade de uso do pseudocaule, uma vez que atualmente para este resíduo existem poucas propostas de utilização além da produção de etanol. Não foi observado a presença de glicose na corrente de vapor, indicando que todo o material presente no hidrolisado foi concentrado. Ou seja, com as condições empregadas não há perda de material. Ainda, Dias (2008) relata que uma limitação no teor de glicose do mosto leva a menores rendimentos do processo produtivo. Assim, para obter rendimentos elevados, seria necessário trabalhar com um maior número de estágios.

Confrontando-se os dados de concentração da glicose isoladamente (Figura 1) com a soma das hexoses disponíveis no caldo proveniente do fruto rejeitado e da casca, e com a xilose proveniente da hidrólise da hemicelulose para o pseudocaule (Figura 2), identificou-se, para todos os resíduos, que no segundo caso obtém-se uma corrente com fração mássica mais elevada, alcançando 0,7136, 0,7534 e 0,7612 no último estágio respectivamente para o fruto rejeitado, casca e pseudocaule. Dessa forma, considerando todos os açúcares fermentescíveis, observou-se um incremento de 2,4 vezes para o processo utilizando o fruto rejeitado, 1,6 para cascas e 1,8 para pseudocaule. É importante ressaltar que nem todos os micro-organismos metabolizam a xilose, porém, com a proposta do uso de co-culturas, esta avaliação torna-se relevante.

Uma vez que o processo de produção de etanol a partir de resíduos da bananicultura não é ainda empregado industrialmente, este estudo permitiu a identificação a quantidade de energia necessária, para os resíduos da bananicultura estudados, sendo 500 kJ/h para o fruto rejeitado, 141 kJ/h para a casca, bem como 201 kJ/h para o pseudocaule. Da mesma forma, as simulações evidenciaram que a demanda de vapor necessária (130 °C de temperatura e pressão de 2,74 bar), respectivamente 0,2073 kg/h, 0,0650 kg/h e 0,0751 kg/h. Os valores obtidos foram,

conforme esperado, inferiores a quando empregado um único evaporador para concentrar a mistura às mesmas condições. Para a simulação empregando fruto rejeitado, a redução de demanda de vapor foi de 50%, porém para a casca e o pseudocaule, cerca de 75% foi observado.

Por fim, com relação a concentração de inibidores que possa ocorrer com a concentração da corrente, observou-se que houve valores de fração mássica de HMF (hidroximetilfurfural) para os resíduos da bananicultura em respectivamente 0,0039 para o fruto rejeitado, 0,0042 para a casca bem como 0,0031 para o pseudocaule, descartando assim a possibilidade de inibição. Conforme Harmsen et al. (2010), o efeito inibidor do HMF ocorre em concentrações superiores a 0,25 g/L, ou seja, com fração mássica de aproximadamente 0,00025.

CONCLUSÕES

As simulações realizadas permitiram a avaliação da etapa de concentração do hidrolisado de resíduos da bananicultura para produção de etanol. A proposta do uso de um pré-evaporador e quarto efeitos demonstrou-se adequada para a aplicação nesta rota produtiva, assim como já é no caso do emprego industrial do bagaço da cana.

REFERÊNCIAS

- Dias M.O.S. (2008) Simulação do processo de produção de etanol a partir do açúcar e do bagaço, visando a integração do processo e a maximização da produção de energia e excedentes do bagaço. Dissertação (Mestrado em engenharia química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Fonseca, B.G. (2009) Destoxificação biológica de hidrolisado hemicelulósico de bagaço de cana-de-açúcar empregando as leveduras *Issatchenkia occidentalis* e *Issatchenkia orientalis*. 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em biotecnologia industrial) – Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo, Lorena.
- Harmsen P., Huijgen, L., Bermudez L., Bakker R. (2010) Literature review of physical and chemical pretreatment processes for lignocellulosic biomass. *Wageningen*, **1184**, 1-54.
- Nene S., Kaur S., Sumod K., Joshi B., Raghavarao K.S.M.S. (2002) Membrane distillation for the concentration of raw cane-sugar syrup and membrane clarified sugarcane juice. *Desalination*, **147**, 157-160.
- Sasaki K., Sasaki D., Sakihama Y., Teramura H., Yamada R. Hasunuma T. Ogino C., Kondo, A. (2013) Ethanol fermentation by xylose-assimilating *Saccharomyces cerevisiae* using sugars in a rice straw liquid hydrolysate concentrated by nanofiltration. *Bioresource Technology*, **147**, 84-88.
- Souza P.K., Sellin N., Souza O., Marangoni C. (2013) Simulation of Dilute Acid Hydrolysis of Banana Waste for Ethanol Production: Comparison between the Use of Fruits, Peel and Pseudostem. *Chemical Engineering Transactions*, **32**, 1141-1146.
- Yadav K.S., Naseeruddin S., Prashanthi G.S., Sateesh, L., Rao L.V. (2011) Bioethanol fermentation of concentrated rice straw hydrolysate using co-culture of *saccharomyces cerevisiae* and *pichia stipitis*. *Bioresource Technology*, **102**, 6473–6478.
- Yun H., Wang M., Feng W., Tan T. (2013) Process simulation and energy optimization of the enzyme-catalyzed biodiesel production. *Energy*, **54**, 84–96.

Tabela 1. Composição da alimentação, em frações mássicas, para cada resíduo.

	Fruto Rejeitado	Casca	Pseudocaule
Vazão (kg/h)	0,3884	0,3904	0,3954
Frutose	0,0188	0,0028	-
Água	0,9497	0,9919	0,9962
Glicose	0,0207	0,0050	0,0020
Glic + Frut*	0,0106	0,0003	-
Xilose	-	-	0,0017
Furfural	-	-	0,000057
Ácido Acético	-	-	0,000034
HidroxiMetilFurfural	0,000295	0,000071	0,000029

*O simulador apresenta o material como sacarose, mas é importante considerar que este açúcar pode ser hidrolisado a glicose e frutose devido à etapa anterior de hidrólise ácida

Tabela 2. Condições operacionais empregadas nas simulações.

Variável	Pré evap	1º Efeito	2º Efeito	3º Efeito	4º Efeito
Pressão (bar)	1,696	1,354	1,010	0,529	0,200
Temperatura (°C)	115,5	108,8	100,6	83,8	64,6

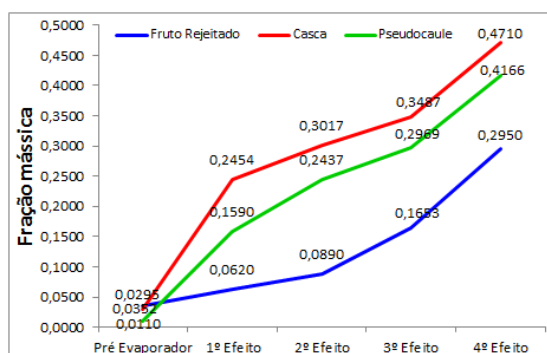


Figura 1. Perfil de frações mássicas de glicose nas correntes dos caldos concentrados para um pré-evaporador mais quatro efeitos.

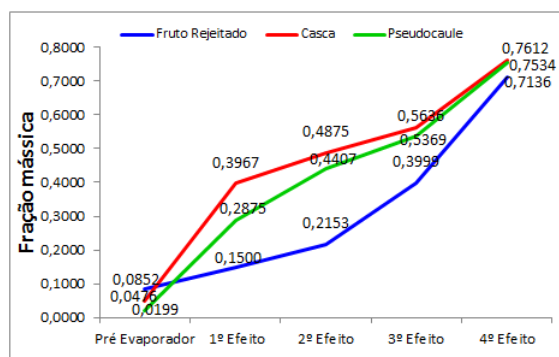


Figura 2. Perfil de frações mássicas de açúcares disponíveis (glicose, glicose + frutose proveniente da sacarose, frutose e xilose) nas correntes dos caldos concentrados para um pré-evaporador mais quatro efeitos.

PROPRIEDADES VISCO-ELÁSTICAS DE BIOMASSA FOLHAS DE BANANEIRA VISANDO PROCESSO DE BRIQUETAGEM

Pra, F.B.¹; Sapelini, C.²; Just, L.P.²; Marangoni, C.¹; Souza, O.¹; Sellin, N.^{1*}

¹Mestrado em Engenharia de Processos – UNIVILLE

²Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária - UNIVILLE.

nsellin@yahoo.com.br

RESUMO: Visando à produção de briquetes em extrusora briquetadeira, neste trabalho, resíduos da bananicultura (folhas) foram triturados, caracterizados por análise aproximada, elemental (CHNS) e suas propriedades visco-elásticas sob diferentes temperaturas (30 e 120 °C) e pressões de compactação (20, 40 e 60 Mpa) foram avaliadas. O estudo de compactação permitiu identificar a influência dos parâmetros de processo, como energia e taxa de compactação, nas características do material compactado (módulo de compactação, índice de porosidade, densidade final e densidade crítica). A temperatura e a pressão exerceram efeito significativo nas propriedades visco-elásticas da folha de bananeira durante a compactação. Com o aumento da temperatura e da pressão, o módulo de compactação diminuiu, devido ao amolecimento da lignina presente no material, diminuindo suas propriedades elásticas. A folha de bananeira requer baixa energia para a compactação, porém, para que haja boa aglomeração das partículas em extrusora briquetadeira, é necessário aplicar elevada pressão e temperatura na matriz.

Palavras-chave: bananicultura, resíduos, briquetagem, propriedades visco-elásticas.

VISCOELASTIC PROPERTIES OF BANANA LEAVES BIOMASS FOR PROCESS BRIQUETTING

ABSTRACT: In order to produce briquettes extruder briquette, in this work, the banana waste (leaves) were ground, characterized by approximate analysis, elemental (CHNS) and its visco-elastic properties under different temperatures (30 and 120 °C) and compacting pressures (20, 40 and 60 MPa) was evaluated. The compression study identified the influence of process parameters such as power and compression ratio, the characteristics of compacted material (modulus of compression, porosity index, final density and critical density). The temperature and pressure exerted significant effect on the viscoelastic properties of the banana leaf during compression. With increasing temperature and pressure, the compression modulus decreased due to softening of the lignin present in the material, reducing its elastic properties, making it more plastic. The banana leaf requires low energy for compaction, however, so there is good agglomeration of particles in briquette extruder, it is necessary to apply high pressure and temperature in the matrix.

Keywords: banana culture, waste, briquetting, visco-elastic properties.

INTRODUÇÃO

A principal razão para o desenvolvimento de fontes alternativas de energia é o forte aumento da demanda de energia que o mundo vai enfrentar nos próximos anos. Uma das principais fontes alternativas de energia renovável é a biomassa vegetal originada de resíduos agrícolas e agroindustriais. Segundo Felfli (2003), para a utilização direta da biomassa como combustível existem alguns fatores que dificultam a sua utilização: baixa densidade, alta umidade, baixo poder calorífico, volume muito grande para o transporte, além do alto índice de perdas na armazenagem, pois quando são estocados por um período muito longo, ocorrem processos de fermentação e decomposição, inutilizando o

material. Uma forma de aproveitar a biomassa como fonte de energia é transformá-la em briquete a partir de sua compactação. Visando à produção de briquetes em extrusora briquetadeira, neste trabalho, resíduos da bananicultura (folhas) foram triturados, caracterizados por análise aproximada, elemental (CHNS) e suas propriedades visco-elásticas sob diferentes temperaturas (30 e 120 °C) e pressões de compactação (20, 40 e 60 Mpa) foram avaliadas.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de folhas de bananeiras foram obtidas de uma propriedade particular localizada em Joinville-SC. Foram recolhidas somente as folhas que já se encontravam ressecadas no solo. As folhas foram secas ao sol durante cinco dias para redução da umidade e depois trituradas em triturador forrageiro, utilizando peneira de 3 mm. As amostras trituradas foram caracterizadas por análise química aproximada (teores de umidade, sólidos voláteis, carbono fixo e cinzas) e análise elemental (teores de carbono, hidrogênio, nitrogênio e enxofre). Os ensaios de compactação das amostras trituradas foram realizados em um dispositivo com aquecimento térmico acoplado a uma máquina universal de ensaios mecânicos modelo EMIC DI 1000 para determinar as propriedades visco-elásticas da folha de bananeira sob diferentes temperaturas (30 e 120 °C) e pressões de compactação (20, 40 e 60 Mpa).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os resultados da análise química aproximada, teores de umidade (% U), sólidos voláteis (% SV), cinzas (%) e carbono fixo (CF%), e da análise química elemental (CHNS), das amostras de folhas de bananeira ressecadas. As folhas de bananeira apresentaram propriedades químicas semelhantes às de outras biomassas já empregadas como biomassa na forma de briquetes.

Os resultados das propriedades visco-elásticas sob diferentes temperaturas e pressões de compactação estão apresentados na Tabela 2. Na medida em que a temperatura da matriz aumenta, o módulo de compactação (k_0) diminui significativamente devido, entre outros fatores, ao amolecimento da lignina, que diminui as propriedades elásticas do material e o torna mais plástico. De acordo com Tumuluru *et al.* (2011) e Kaliyan e Morey (2009), a lignina da biomassa, a temperaturas elevadas, acima de 140 °C, amolece e melhora a ligação das partículas de biomassa. O aumento da pressão final também contribui na diminuição do módulo de compactação, contudo em menor medida que a temperatura. O efeito da pressão sobre o módulo de compactação (k_0) deve-se, principalmente, à redução da elasticidade do material por efeito mecânico nas fibras da biomassa. Segundo Ndiema *et al.* (2002), com o aumento da pressão na matriz o percentual de fração de volume vazio no briquete diminui. O índice de porosidade (b) representa o estado final de compactação do material e este aumenta na medida em que a pressão e a temperatura aumentam. Estes fatores também ocasionaram diminuição do módulo de compactação, devido ao amolecimento da lignina presente no material, diminuindo suas propriedades elásticas, tornando-o mais plástico.

Na Figura 1 é mostrado o efeito da temperatura sobre a curva de compactação do material. Para uma mesma taxa de compressão, a pressão necessária foi substancialmente menor para temperaturas mais elevadas. Com o aumento da temperatura, a energia de compactação diminuiu em proporções maiores que a taxa de compactação final, como pode ser visto na Tabela 3.

CONCLUSÃO

Na compactação das folhas de bananeira ressecadas, a temperatura exerceu um efeito significativo nas propriedades visco-elásticas do material, diminuindo o módulo de compactação e, conseqüentemente, a energia necessária para o trabalho de compactação. O aumento da pressão final contribuiu, principalmente, na obtenção de

briquetes mais densos devido à diminuição da fração do volume de vazios. Foi necessária baixa energia para a compactação das folhas de bananeira, porém devido à sua baixa massa específica, apresentaram dificuldade de aglomeração, necessitando aplicar elevada pressão e temperatura na matriz da extrusora briquetadeira quando esta for empregada para produção dos briquetes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

TUMULURU, J. S.; WRIGHT, T. C.; HESS, J. R; e KENNEY, K. L. A review of biomass densification systems to develop uniform feedstock commodities for bioenergy application. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, v. 5, p. 683–707, 2011.

KALIYAN, R. N. e MOREY, V. Factors affecting strength and durability of densified biomass products. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, p. 337-359, 2009.

NDIEMA, C.K.W.; MANGA, P.N. e RUTTOH, C.R. Influence of die pressure on relaxation characteristics of briquetted biomass. *Energy Conversion and Management*, v. 43, p. 2157-2161, 2002.

FELFLI, F. F. Torrefação de biomassa, viabilidade técnica e potencial de mercado. 2003. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas – Campinas.

Tabela 1. Análises químicas aproximada e elementar das folhas de bananeira ressecadas.

Teores (%)	Folha de bananeira*
U (%)	13,4
SV (%)	77,8
CF (%)	14,2
Cinzas (%)	8
C (%)	41,9
H (%)	6,5
N (%)	1,8
S (%)	0,3

*Resultados expressos em valores médios

Tabela 2. Propriedades visco-elásticas das folhas de bananeira ressecadas.

Parâmetros de compactação		Propriedades visco-elásticas (valores médios)			
Temperatura (°C)	Pressão (Mpa)	Módulo de compactação (k_0) [MPa]	Índice de porosidade (b)	Densidade crítica (ρ_c) [kg/m ³]	Densidade final (ρ) [kg/m ³]
30	20	0,1268	0,5588	107,4	540
	40	0,1	0,61	98,36	601
	60	0,076	0,684	87,77	609
120	20	0,0334	0,688	87,21	583
	40	0,0275	0,7348	81,65	629
	60	0,0184	0,7867	76,26	656

Tabela 3. Energia de compactação das folhas de bananeira ressecadas.

Temperatura (°C)	Pressão (Mpa)	Energia de compactação (E_c) [J]	Taxa de compactação final (r)
30	20	63	8,8
	40	94,8	10,1
	60	119,12	10,2
120	20	43	9,5
	40	65,3	10,8
	60	87,81	10,9

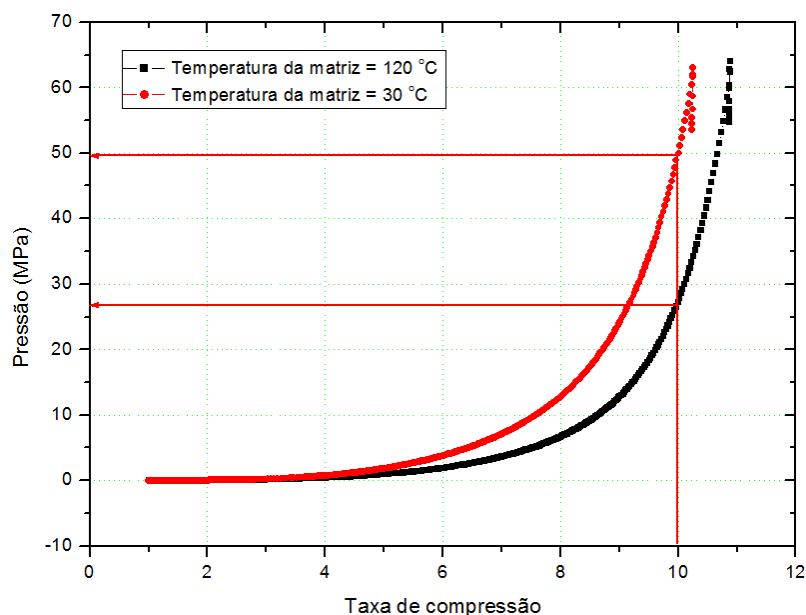


Figura 1: Efeito da temperatura na curva de compactação das folhas de bananeira ressecadas.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

INIBIÇÃO DA PRODUÇÃO BIOLÓGICA DE HIDROGÊNIO POR DERIVADOS DE HIDRÓLISE DE RESÍDUOS LIGNOCELULÓSICOS

Siqueira, M.R.¹ ; Reginatto, V.¹

¹Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto – USP - Brasil.
e-mail: m.rechi@usp.br

RESUMO: Resíduos lignocelulósicos podem ser usados como substratos em processos biotecnológicos para a produção de energia, incluindo a produção de H₂ por fermentação. Estes materiais têm uma estrutura química complexa e requerem uma etapa de pré-tratamento químico e/ou hidrólise antes da sua utilização. Durante o pré-tratamento, além da liberação dos carboidratos, ocorre à formação de substâncias potencialmente inibidoras de fermentação. Neste trabalho foi estudado o efeito inibitório de 3 compostos potencialmente inibidores de fermentação derivados da hidrólise de materiais lignocelulósicos: o ácido acético; 5-hidroximetilfurfural (HMF), e o siringaldeído. Foram realizados ensaios cinéticos em batelada utilizando glicose como substrato principal, aos quais foram adicionados ácido acético (3.260 mg/L), 5-HMF (127 mg/L) e siringaldeído (410 mg/L) individualmente e associados entre si. Gompertz modificado foi utilizado para estimar as variáveis cinéticas destes ensaios. Os resultados demonstraram que quando associados os inibidores podem apresentar efeitos distintos do que quando comparados com os efeitos individuais. Os ensaios com HMF + ácido acético promoveram uma diminuição de 20% da velocidade de produção de H₂, comportamento similar ao observado nos ensaios com estes inibidores adicionados individualmente. Ensaios contendo siringaldeído + ácido acético e siringaldeído + HMF promoveram uma diminuição da velocidade de produção de H₂ de 36% e 29%, respectivamente. Com a adição dos 3 inibidores a diminuição da velocidade de produção de H₂ foi de 60%. Os resultados sugerem que o efeito inibitório do HMF e ácido acético são aditivos, já siringaldeído promoveu um efeito inibitório sinérgico quando combinado com o ácido acético e o 5-HMF fermentação.

Palavras-Chave: efeito inibitório, materiais lignocelulósicos, hidrolisados, hidrogênio, fermentação.

INTRODUÇÃO

Dentre todas as energias alternativas aos combustíveis fósseis o hidrogênio (H₂) tem atraído cada vez mais atenção devido suas características: limpo, eficiente e renovável. Atualmente o H₂ pode ser produzido por vários métodos, incluindo reforma de gás natural, craqueamento de hidrocarbonetos, eletrólise da água e processos biológicos. (KOTAY & DAS, 2008). Dentre os métodos biológicos destaca-se a produção de H₂ por fermentação a partir de materiais orgânicos, tais como resíduos agroindustriais com elevada concentração de carboidratos (DATAR et al, 2007; WANG & WAN, 2009)

A biomassa lignocelulósica é uma fonte renovável, de baixo custo e produção mundial bastante elevada. A utilização desse recurso para produção fermentativa de hidrogênio poderia levar ao desenvolvimento de uma obtenção sustentável deste combustível (SIMS et al, 2010). Porém estes materiais têm uma estrutura química complexa e muitas vezes requerem um pré-tratamento químico e/ou hidrólise com ácidos ou bases diluídas a elevadas temperaturas para servirem como substrato para a fermentação (ALVIRA et al., 2010; GUO et al., 2010; MONLAU et al., 2013; MOOD et al., 2013).

Os pré-tratamentos ou hidrólise tornam os substratos mais biodisponíveis, entretanto geram produtos de decomposição de carboidratos e monômeros fenólicos, que podem interferir negativamente na fermentação (JONSSON et al. 2013). Três principais grupos de compostos têm sido estudados como potenciais inibidores da fermentação formados durante as hidrólises de materiais lignocelulósicos: (1) os ácidos orgânicos, tais como o ácido acético, gerado a partir da hidrólise dos grupos acetil da hemicelulose; (2) derivados de furano, tais como o furfural ou 5-hidroximetilfurfural (HMF); produtos da desidratação de pentoses e hexoses, respectivamente; e (3) monômeros fenólicos, tais como, vanilina, siringaldeído e ácido 4-hidroxibenzóico (AHB), provenientes da decomposição da lignina (PALMQVIST e HAHN-HAGERDAL, 2000; KLINKE et al., 2004; MILLS et al., 2009; JONSSON et al. 2013).

Durante o pré-tratamento da biomassa lignocelulósica, uma série de compostos com efeito inibitório é formada. Certos inibidores podem ter efeito sinérgico, aditivo ou mesmo antagonista na presença de outros inibidores, o que significa que o efeito pode ser significativamente aumentado ou reduzido em relação aos esperados quando há apenas um inibidor no sistema (PALMQVIST & HAHN-HAGERDAL, 2000).

No presente estudo três inibidores, tais como o ácido acético, o HMF e o siringaldeído foram selecionados para investigar os seus efeitos inibitórios sobre a produção de H₂ por fermentação, quando adicionados individualmente e associados. Pouca informação há na literatura que descreve a interação desses compostos. Portanto, o objetivo deste trabalho é fornecer informações a respeito dos efeitos interativos destes compostos sobre a produção de hidrogênio.

MATERIAL E MÉTODOS

Inóculo e meio de fermentação

A cultura mista (lodo) utilizada como inóculo foi coletada de um reator anaeróbio de fluxo ascendente de tratamento de efluentes de uma usina de açúcar e etanol (vinhaça), localizada na Região de Ribeirão Preto – SP, Brasil. Antes dos ensaios de produção de H₂, o inóculo foi seco em estufa a 105°C por 12 h para o enriquecimento em bactérias produtoras de H₂, segundo BUITRÓN & CARVAJAL (2010). O meio de González-Gil (2002) contendo 10 g/L de glicose foi utilizado tanto para a manutenção do lodo. Para a realização dos ensaios fermentativos a concentração de glicose foi aumentada para 40 g/L de glicose de forma a perfazer uma relação substrato/microorganismos de 8, que promove a maior velocidade de produção de H₂ (verificada em trabalhos anteriores).

Ensaio Cinéticos

O efeito dos subprodutos de hidrólise foi avaliado em ensaios de fermentação em batelada adicionando-se um, dois e até três compostos inibidores. A inibição da produção de H₂ foi verificada em termos da velocidade de produção de H₂. Aos ensaios de fermentação foi adicionado glicose (40 g/L), oligonutrientes (1 mL) e 1,5 g de inóculo com 45% de sólidos voláteis determinados conforme (APHA, 1995). Os compostos inibidores estudados representaram as três principais classes de subprodutos de hidrólise. 1) ácido orgânico - ácido acético (98 %). 2) derivados de furanos – HMF (99 %) e 3) monômeros fenólicos: siringaldeído (99%), todos da SIGMA-ALDRICH (USA). O ensaio foi realizado em reatores de 120 mL. O teste controle continha apenas meio com glicose, nutrientes e o inóculo. Os ensaios com HMF, ácido acético e siringaldeído continham solução com concentrações de 3.260, 127 e 410 mg/L de ácido acético, HMF e siringaldeído, respectivamente. Os ensaios com dois inibidores continham 60 mL de solução de cada inibidor e o ensaio com 3 inibidores continha 40 mL da solução de cada inibidor.

O pH foi ajustado em 6,0 no início dos ensaios e gás argônio foi borbulhado a fim de manter a anaerobiose do sistema. Os biorreatores foram mantidos à temperatura de 37°C e todos os testes foram realizados em triplicata.

Modelagem dos resultados experimentais de produção de H₂

O modelo utilizado foi o modelo de Gompertz modificado. Este modelo é amplamente utilizado para estimar parâmetros cinéticos de produção de H₂ em ensaios em batelada (QUEMENEUR et al., 2011; 2012; PEIXOTO et al., 2012; GIOANNIS et al., 2013). O volume de H₂ acumulado no ensaio em função do tempo foi colocado no programa Statistica 7 e modelados conforme Equação 1, para a obtenção dos parâmetros cinéticos R_m, H_{max} e λ.

$$P = H_{max} \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{R_m \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$$

Onde: P: representa o volume de H₂ acumulado no ensaio (mL); H_{max}: potencial máximo de produção de H₂ (mL); R_m: velocidade máxima de produção de H₂ (mL/h); λ: tempo da fase lag ou tempo para o início da produção de H₂ (h); t: tempo do experimento (h).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A figura 1 mostra o acompanhamento da produção de hidrogênio em função do tempo nos diferentes ensaios.

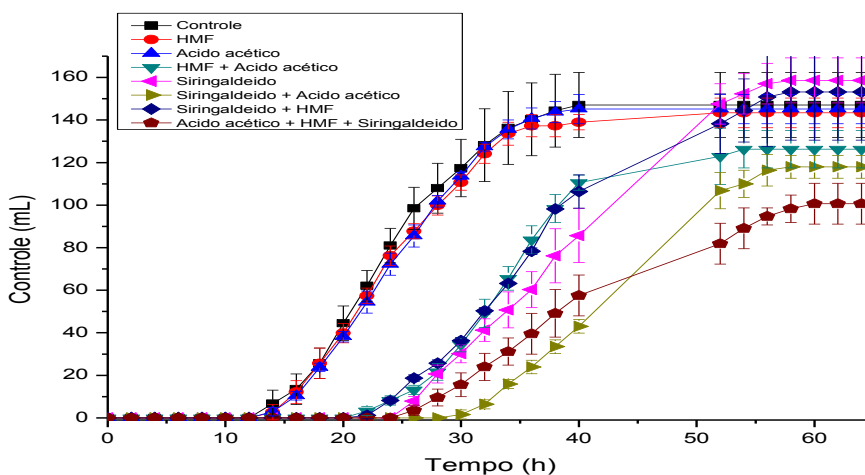


Figura 1. Ensaios cinéticos de produção de H₂ por fermentação com adição de inibidores, individualmente e em conjunto.

De maneira geral observa-se um comportamento diferente dos inibidores adicionados individualmente e em associação. O HMF e ácido acético quando adicionados no mesmo ensaio promoveram um aumento na fase lag (de 15 para 25 horas), comportamento distinto do observado nos ensaios individuais. O siringaldeído, único inibidor que causa aumento da fase lag, em associação com ácido acético promoveu um aumento de 26 para 32 horas da fase lag.

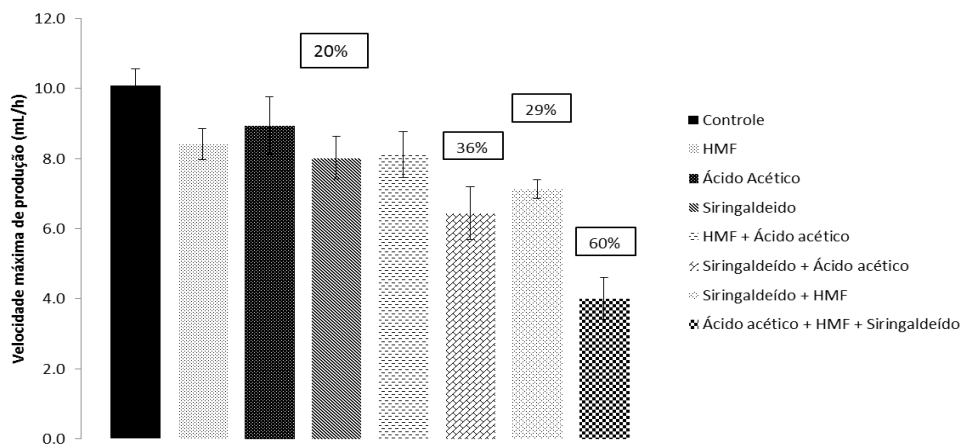


Figura 2. Velocidades máximas de produção de H₂ obtidas pelo modelo de Gompertz nos ensaios em batelada com a adição dos inibidores,

Em relação à velocidade máxima de produção de H₂ (figura 2) os ensaios que continham HMF + ácido acético promoveram uma diminuição de 20% da velocidade de produção, semelhante ao encontrado em ensaios com apenas um inibidor. Ensaios contendo siringaldeído + ácido acético e siringaldeído + HMF promoveram uma diminuição de 36% e 29%, respectivamente. Com os 3 inibidores a diminuição foi de 60%.

CONCLUSÃO

Os resultados deste trabalho sugerem que associados os inibidores podem ter efeito inibidor aditivo ou sinérgico comparados com os efeitos inibitórios individuais. Foi observado que a interação entre HMF e ácido acético promoveu um efeito aditivo, já as interações dos inibidores com o siringaldeído foram sinérgicas. Essa investigação fornece informações importantes sobre o comportamento dos inibidores em associação, tais como são em um sistema complexo como os hidrolisados lignocelulósicos.

AGRADECIMENTOS

A FAPESP e ao CNPq pelo apoio financeiro



**IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ**

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- KOTAY, S.M., DAS D. Biohydrogen as a renewable energy Resource prospects and potentials. *Int J Hydrogen Energy*. 2008;33:258-63
- SIMS, R, E, H. MABEE W, SADDLER. J.N. TAYLOR M. An overview of second generation biofuel technologies. *Bioresour Technol* 2010;101:1570 - 80
- LEVIN. D.B. PITT, L, LOVE, M. Biohydrogen production: prospects and limitations to practical application. *Int J Hydrogen Energy* 2004;29(2):173–85
- DATAR,R.;HUANG,J.;MANESS,P.C.;MOHAGHEGHI,A.;CZERNIK,C.;CHORNET,E. Hydrogen production from the fermentation of corn stover biomass pretreated with a steam-explosion process.*Int J Hydrogen Energy*, 32 pp. 932–939,2007
- WANG, Y., ZHAOA, Q. B., YANG, M., YUA, H.Q., HARADAB, H., LIB, Y.Y. Biohydrogen production with mixed anaerobic cultures in the presence of high-concentration acetate. *International Journal Hydrogen Energy*, v.33. 2008.
- CAO, G.L.; REN, N.Q.; WANG, A.J.; GUO, W.Q.; XU J.F.; LIU B.F. Effect of lignocellulose derived inhibitors on growth and hydrogen production by *Thermoanaerobacterium thermosaccharolyticum* W16. *Int J Hydrogen Energy* 2010.
- ALVIRA, P., TOMÁS-PEJÓ, E., BALLESTEROS, M., NEGRO. M.J. Pretreatment technologies for an efficient bioethanol production process based on enzymatic hydrolysis: A review. *Bioresource Technology*, 101. 2010
- MONLAU F, BARAKAT A, TRABLY E, DUMAS C, STEYER JP, CARRERE H. Lignocellulosic materials into Biohydrogen and Biomethane: impact of structural features and pretreatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 43: 260-322, 2013
- MOOD, S. H., GOLFESHAN, A. H., TABATABAEI, M., SALEHIJOUZANI, G., NAJAFI, G. H., GHOLAMI, M., ARDJMAND, M. Lignocellulosic biomass to bioethanol, a comprehensive review with a focus on pretreatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 27: 77-93. 2013.
- GUO, X.M., TRABLY, E., LATRILLE, E., CARRÈRE, H., STEYER, J.P. Hydrogen production from agricultural waste by dark fermentation: A review. *International Journal of Hydrogen Energy*. v. 35(19): 10660-10673, 2010.
- PALMQVIST, E., HAHN-HAGERDAL, B.: Fermentation of lignocellulosic hydrolysates. I: inhibition and detoxification. *Bioresource Technology*. v. 74(1): 17-24. 2000
- KLINKE, H.B., THOMSEN, A.B., AHRING, B.K. Inhibition of ethanol producing yeast and bacteria by degradation products produced during pre-treatment of biomass. *Applied Microbiology and Biotechnology*. v. 66(1): 10-26, 2004.
- MILLS, T.Y., SANDOVAL, N.R., GILL, R.T. Cellulosic hydrolysate toxicity and tolerance mechanisms in *Escherichia coli*. *Biotechnol Biofuels*. v. 2: 26. 2009.
- JONSSON, L., ALRIKSSON, B., NILVEBRANT, N-O. Bioconversion of lignocellulose: inhibitors and detoxification. *Biotechnol Biofuels*. v. 6(1): 16, 2013.
- PEIXOTO, G., PANTOJA-FILHO, J. L. R., AGNELLI, J. A. B., BARBOZA, M., ZAIAT, M. Hydrogen and Methane Production, Energy Recovery, and Organic Matter Removal from Effluents in a Two-Stage Fermentative Process. *International Journal of Hydrogen Energy*. v. 168(3): 651-671, 2011
- QUEMENEUR, M.; HAMELIN, J., BARAKAT, A., STEYER, J. P., CARRERE, H., TRABLY, E. Inhibition of fermentative hydrogen production by lignocellulose-derived compounds in mixed cultures. *International Journal of Hydrogen Energy*. v. 37(4): 3150-3159, 2012.
- GIOANNIS, G., MUNTONI, A., POLETTINI, A., POMI, R. A review of dark fermentative hydrogen production from biodegradable municipal waste fractions. *Waste Management*. v. 33 (6): 1345-1361. 2013.

ENERGY HARVESTING FROM AGROINDUSTRIAL WASTE BY MICROBIAL FUEL CELL

Marassi, R.J.*¹; Silva, G.C. **¹

¹EEIMVR, Av. Dos Trabalhadores, 420 CEP 27255-125 Volta Redonda RJ Brazil
e-mail: *rmarassi_bm@yahoo.com.br **gilmarcs@id.uff.br

SUMMARY: This research aims is the agroindustrial wastewater treatment by an electrochemical device called Microbial Fuel Cell (MFC), which produces electricity while to metabolize the wastewater. The behavior of biofilme formed at reticulated carbon vitreous/*Shewanella putrefaciens*/vinasse solution interface as anode, was studied by electrochemical measurements. The polarization curves against the carbon cloth cathode air electrode were carried out with electronic load. Moreover the environmental parameter Biochemical Oxygen Demand (BOD) were checked after and before the electrochemical performance. The results show that the bacteria *Shewanella putrefaciens* is active in the vinasse substrate with a maximum power density about 45 mW m⁻², after 48 hours. Its was observed that and BOD diminishes 36% while the decolourization was 76%.

Keywords: bioenergy, electricity generation, electrode, wastewater.

INTRODUCTION

Microbial Fuel Cell (MFCs) are bioelectrochemical devices that convert directly chemical energy in electrical energy. These devices use exogenic bacteria capable to perform extracellular electrons transfer. When an acceptor is used as anode is possible to harvest the electron current through this electrode to cathode Pandit, et al (2014).

Basically there are two mechanisms by to process the electrons transfer, the first one is through a redox active species (mediator), and another one is directly by contact the bacteria with the surface anode Shen, et al (2014).

The electrons flow through an external electrical circuit with a load to the cathode. At the cathode, an electron acceptor is chemically reduced. For this propose the oxygen is the best, because produce water. MFCs could be a sustainable alternative to conventional wastewater treatment owing the energy recovery making the process environmentally friendly, Marassi, et al (2013).

The agroindustrial activities towards the production of tremendous amount of waste, which some times haven't an adequate disposal. Therefore is necessary the development of new technologies to improve the wastewater treatment field.

The MFC permit several waste as substrate include the vinasse, produced by ethanol production distillers that use sugarcane as feedstock. This waste is produced in large scale, annually are produced in Brazil around 300 billion liters.

Currently the ethanol plant discharges the vinasse on soil as fertirrigation process. However this procedure can lead to eutrophication of streams becoming an environmental problem. Therefore some pre-treatment of the product is required before discharging it on soil.

In this work we have studied the power generation and the simultaneous biodegradation of vinasse as substrate into microbial fuel inoculate with *Shewanella putrefaciens*.

MATERIAL AND METHODS

Bioelectrochemical cell

The single chambered bioelectrochemical cell was a cube (3,375 cm³) constructed from plexiglas foils with one face shaped with holes to assemble the cathode. The cathode was a carbon cloth (144 cm²) with load catalyst of 0.5 mgPtcm⁻². The anode was reticulated vitreous carbon (RVC) foam with 10 porous per inch attached to the carbon cloth. The electrodes were separated by Nafion[®] 215 membrane.

Substrate preparation and inoculum

The vinasse was collected at Usina São João, Araras City, São Paulo State, from fermentation tank discharge. The inoculum was prepared from a freeze-dried *Shewanella putrefaciens* reference 1967 from CCT (Tropical Cultures Collection of Tropical Research Foundation "André Tosello"). The microorganism was grown in NA (agar nutrient medium) in shaking incubator (150 rpm) at 30 °C for 24 h. After this incubator period the optical density (OD 610 nm) was checked using an UV-vis spectrophotometer Shimadzu model UV-1800. According to the OD 150 mL of this inoculum was injected into vinasse enriched with buffer solution 4.58 g L⁻¹ Na₂HPO₄, 2.45 g L⁻¹ NaH₂PO₄·H₂O, 0.31 g L⁻¹ NH₄Cl, 0.13 g L⁻¹ KCl and 1 g L⁻¹ sodium acetate. Subsequently the pH was adjusted to 6.9 with a sodium hydroxide (6 mols L⁻¹). The absorbance and BOD were checked before and after growth curves.

Microbial fuel cell operation Electrochemical measurements

Prior the electrochemical measurements anode and cathode were connect with a 1 kΩ external resistance afterward the polarization were carried out after 24, 48 and 168 hour. For this propose it was used an electronic load equipment brand Kikusui model KFM 2005, controlled by FCtest software, connected to personal computer.

Chemical and biochemical analysis

The biochemical oxygen demand (BOD) was analyzed prior and after of one week of operation, according to the methods 5220. Moreover, its was checked the decolourization of vinasse following methods 2120-C and 1020-B-12 using the UV-vis spectrophotometer Shimadzu model UV-1800, 538 nm. These methodologies are described in the Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater – SMEWW 21st Edition.

RESULTS AND DISCUSSION

The Figure 01 shows the polarization (left side) and power (right side) curves achieved after different time of operation. From the polarization curves it was observed that the open circuit potential (OCP), zero current, was between 0.38 and 0.4 V. These values are close when considered the complex nature of the system. When the currents flows the by circuit, its was observed a drop of potential shaping the curve to a typical profile showing the losses (activation loss, ohmic loss and mass transfer loss) until the zero potential.

Although the OCP are directly linked to the interface electrochemical energy, the power output is the main parameter to evaluate the electrochemical performance when the bioelectrochemical reactor are working. So in the Figure 01 is plotted the power density versus current density. This plot exhibit a density power maximum of 45 mW m⁻² (251 mW m⁻³) obtained after 48 hours of growth, after 24 hours it was reached a little bit minus, about 38 mW m⁻² (234 mW m⁻³). This conduct suggests that bacteria *Shewanella putrefaciens* are improving the electroactivity. On the other hand after 168 hours was obtained the less density power maximum, around 29 mW m⁻² (185 mW m⁻³). This behavior can be explained by bacteria metabolism. During bacteria growth are produced

IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

metabolites that may be toxic to them, there is a concomitant reduction in nutrient availability, and these two factors have contributed to decrease the density power.

The Table 1 shows the results for the vinasse analysis. The vinasse studied presented high concentration of nutrients, especially nitrogen and organic matter, which reflects a high BOD. After one week of incubation its was observed a qualitative decolourization of vinasse, decrease of smell, diminishes of suspended solids and a significant BOD removal. The BOD diminishes 36% while the decolourization was 76%.

CONCLUSIONS

The results shown that the microbial fuel cell technology will provide a new dual application as waste treatment and electricity energy generation that will increase the power energy from sugarcane.

A combination of both electricity production and wastewater treatment would reduce the cost of treating primary effluent wastewater.

The application of this technology can be expanded to generate electricity to move small equipment or generate electricity in remote places and difficult to access.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors gratefully acknowledge support by FAPERJ-Proc E-26/100.547/2014, SAAE-VR, FEC-Fundação Euclides da Cunha, PROPPI/UFF.

REFERENCES

- Marassi, R.J.; Teodoro, C.E.S.; Santos, F.S.; Silva, G.C. (2013) Behaviour of *Clostridium butyricum* in substrate to Microbial Fuel Cell - MFC. *4th International Microbial Fuel Cell Conference*. Cairns-Austrália. September, 1-4.
- Pandit S., Khilari S., Roy S., Pradhan D., Das D. (2014) Improvement of power generation using *Shewanella putrefaciens* mediated bioanode in a single chambered microbial fuel cell: Effect of different anodic operating conditions *Bioresource Technology* ,166, 451–457.
- Shen N., Yuan S., Wu C., Cheng Y., Song X., Li W., Tong Z., Yu H. (2014) Rapid Isolation of a Facultative Anaerobic Electrochemically Active Bacterium Capable of Oxidizing Acetate for Electrogenesis and Azo Dyes Reduction *Appl. Biochem Biotechnol*, 173:461–471.

Table 1. Chemical and biochemical characterization of sustrate

Parameter	as collected	after MFC
COD (mg/l)	30880	**
BOD (mg/l)	16650	11824
pH	adjust to 6,9	4.4
Abs*	1.165	0.525

*Absorvance (OD₅₃₈)

*not valued

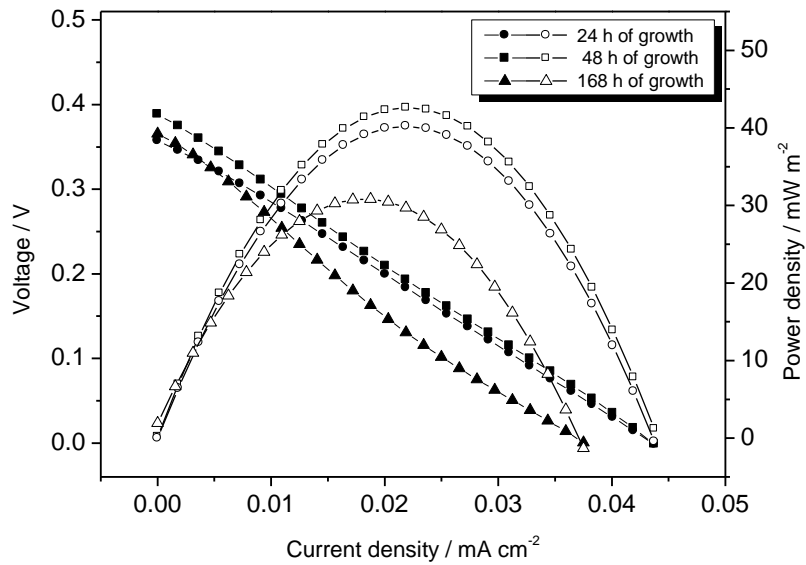


Figure 01 – Voltage output and power density versus current density for microbial fuel cell after different time of operation. The voltage and power density and data points are presented as solid and open symbols, respectively.

**ESTUDO DA FISIOLÓGIA DE TRÊS LINHAGENS DE MICROALGAS DAS
ESPÉCIES *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus spinosus* E
*Scenedesmus acuminatus***Nascimento, V.M.^{*1}; Nascimento, K.M.²; Fonseca, G.G.³¹Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFGD, bolsista CAPES, e-mail: valkirea@hotmail.com²Graduada em Engenharia de Alimentos, UFGD, e-mail: kauyse_nasc@hotmail.com³Professor da Faculdade de Engenharia de Alimentos, UFGD, e-mail: ggf@ufgd.edu.br
UFGD-FAEN, C. Postal 79804-970 - Dourados-MS

RESUMO: As microalgas são microrganismos que podem acumular até 90 % de lipídios sob determinadas condições, com um potencial de produção de óleo muito superior às culturas tradicionais produzidas em terra. Além de fornecer uma biomassa rica em compostos de valor comercial, o cultivo de microalgas é apontado como uma alternativa promissora ao sequestro de carbono e outros gases de efeito estufa. Objetivou-se com este trabalho avaliar três espécies de microalgas (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus spinosus* e *Scenedesmus acuminatus*) através do estudo da fisiologia de crescimento, composição proximal da biomassa. A espécie de microalga que apresentou melhores parâmetros nestas condições de cultivo foi a *S. spinosus*. Concluiu-se que cada uma das três espécies demonstrou potencial diferente quanto aos produtos de seus metabolismos. *S. spinosus* mostrou o mais alto conteúdo proteico (53 %), *P. subcapitata* a mais alta concentração lipídica (26,5 %).

Palavras-Chave: cinética, crescimento, biomassa.

**PHYSIOLOGY STUDY OF THREE STRAINS OF SPECIES MICROALGAE
Pseudokirchneriella subcapitata, *Scenedesmus acuminatus* AND
*Scenedesmus spinosus***

ABSTRACT: Microalgae are microorganisms that can accumulate up to 90 % of lipids under certain conditions, with a potential of oil production much superior to traditional oil crops produced on land. Besides providing a biomass rich in compounds of commercial value, the cultivation of microalgae is touted as a promising alternative to carbon sequestration and other greenhouse gases. The objective of this study was evaluating three species of microalgae (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus acuminatus* and *Scenedesmus spinosus*) by studying the physiology of growth, proximate composition of biomass. The specie of microalgae that showed better parameters in these culture conditions was the *S. spinosus*. It was concluded that each of the three species showed different potential for the products of their metabolism. *S. spinosus* showed the highest protein content (53 %), *P. subcapitata* presented the highest lipid concentration (26.5 %).

Key Words: kinetics, growth, biomass.

INTRODUÇÃO

As microalgas são organismos unicelulares de crescimento rápido. Além da biofixação de CO₂ da atmosfera, a biomassa formada pelas microalgas pode ser utilizada como matéria-prima para ser aproveitada como combustível renovável sólido, para a produção de biocombustíveis, além de outros produtos como fertilizantes biológicos para regeneração de solos e nutrientes que podem ser usados na ração animal ou mesmo na alimentação

humana. As microalgas são ainda fontes de corantes naturais e compostos farmacêuticos e também podem ser utilizadas na aquicultura, entre outras aplicações (Brown et al., 1997; Radmann e Costa, 2008).

Existem diferentes métodos de cultivos para microalgas, como cultivo autotrófico, pelo emprego de luz como fonte energética para a fixação de CO₂ ou cultivo heterotrófico, que é a utilização dos compostos orgânicos em ausência de luz, no qual o carbono orgânico é usado como fonte energética e para a construção de biomassa. Cultivo mixotrófico ocorre quando tanto fonte luminosa quanto fonte orgânica fornece energia, entretanto a fotossíntese é a principal fonte energética (Chojnacka e Márquez-Rocha, 2004). Desta forma, podendo ser acrescida a resíduos agroindustriais, os quais são ricos em compostos orgânicos.

Quanto a composição da biomassa, o total da fração lipídica pode variar de um por cento a mais de 70 % em peso seco, podendo atingir até 90 % sob determinadas condições (Pereira et al., 2012). Os lipídios contidos na biomassa produzida pelas microalgas apresentam características físicas e químicas similares às dos óleos vegetais comuns. Contudo possuem potencial de produção de óleo muito superior por área equivalente de cultivo do que as culturas tradicionais produzidas em terra e utilizadas (Cassan et al., 2006).

Sendo assim, objetivou-se com este trabalho avaliar três linhagens de microalgas das espécies *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus spinosus* e *Scenedesmus acuminatus*, através do estudo fisiológico de crescimento, composição proximal da biomassa.

MATERIAL E MÉTODOS

Os cultivos foram realizados em biorreatores com capacidade de cinco litros, contendo 4,5 litros de meio sintético CHU 12 (Vendruscolo, 2009). Operando em regime contínuo, temperatura ambiente e iluminação artificial com fotoperíodo de 12 horas claro/escuro e 1.511 Lux de iluminância fornecidos por lâmpadas fluorescentes de 25 W. A agitação das culturas foi realizada pela injeção de ar a uma vazão de aproximadamente 0,45 litros por minuto através de bombas. Os cultivos foram monitorados a cada três dias. A biomassa foi acompanhada pela densidade óptica a 670 nm em espectrofotômetro UV-Vis, através de curva padrão.

A fase exponencial de crescimento foi identificada como a região linear da plotagem do ln(DO) versus tempo para os dados de cultivo. A velocidade específica de crescimento máxima (μ_{max}) foi determinada como a inclinação desta reta e o tempo de duplicação (TD) pelo quociente do ln(2) pelo μ_{max} . Avaliou-se a concentração máxima de biomassa (X_{max}), a produtividade máxima (P_{max}).

As análises da biomassa foram realizadas com base na matéria seca de acordo com os procedimentos da AOAC (1995). Lipídios totais determinados pelo método de Bligh e Dyer (1959). Proteína determinada por micro-Kjeldahl considerando fator de conversão 6,25 e, carboidratos calculados por diferença.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A espécie *S. spinosus* revelou melhores parâmetros na condição estudada; apresentando maior velocidade específica de crescimento máxima (μ_{max}), maior concentração celular (X_{max}), menor tempo de duplicação (TD) e maior produtividade máxima (P_{max}), conforme apresentado na Tabela 1. Devido a esta alta produtividade de biomassa, e pela sua capacidade de fixação de carbono, o cultivo de *S. spinosus* é indicado para a mitigação de CO₂ (Parra, 2010).

A *S. spinosus* apresentou alto teor proteico (53 %) (Tabela 2). Mostrou-se com potencial de utilização no enriquecimento de produtos alimentícios, tanto para animais

quanto para humanos. Esta espécie vem sendo bastante utilizada na alimentação de Cladóceros (Ferrão-Filho et al., 2005).

Ao pensar em extração lipídica, dentre as espécies estudadas, a *P. subcapitata* destaca-se apresentando 26,5 % de lipídeos em sua massa seca. Valor próximo ao encontrado em estudo realizado por Nascimento et al. (2012) onde obteve-se $28,43 \pm 5,4$ % para a mesma espécie.

A *S. acuminatus* apresentou considerável teor lipídico (19 %), valor muito próximo ao encontrado no estudo de Musharraf et al. (2012) (17 %), onde através de pesquisas e comparação com outras espécies de microalgas, considerou ser a espécie mais promissora na produção de óleo. Apesar disto, a produção de biomassa desta espécie nestas condições de cultivo, mesmo apresentando maior concentração de biomassa final (X_{max}), ainda não é viável devido ao seu tempo de duplicação (10 dias) comparado ao da *P. subcapitata* (sete dias).

CONCLUSÃO

A espécie de microalga que apresentou melhores parâmetros de crescimento nas condições de cultivo estudadas foi a *S. spinosus*. As três demonstraram potenciais quanto aos produtos de seus metabolismos: *S. spinosus* no enriquecimento proteico, *P. subcapitata* e *S. acuminatus* na extração lipídica para produção de energia renovável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AOAC, Association of Official Analytical Chemists (1995). **Official Methods of Analysis**. 16. ed. v. I e II.
- BLIGH, E.G.; DYER, J.W., (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. **Canadian Journal of Biochemistry and Physiology**, n.37, p.911-917.
- BROWN, M.R.; JEFFREY, S.W.; VOLKMAN, J.K.; DUNSTAN, G.A. (1997). **Nutritional properties of microalgae for mariculture**. **Aquaculture**, n.151, p.315-331.
- CASSAN, C.J.; DURAN, E.; ISAMBERT, A. (2006). **Comercial applications of microalgae**. **The Society for Biotechnology**, v.101, n.2, p.87-96.
- CHOJNACKA, K.; MARQUEZ-ROCHA, F.J. (2004). Kinetic and stoichiometric relationships of the energy and carbon metabolism in the culture of microalgae. **Biotechnology**, n.3, v.1, p.21-34.
- DERNER, R. B.; OHSE, S.; VILLELA, M.; CARVALHO, S. M.; FETT, R. (2006). Microalgas, produtos e aplicações. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.6, p.1959-1967, nov-dez.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; ARCIFA, M.S.; FILETO, C. (2005). Influence of seston quantity and quality on growth of tropical cladocerans. **Braz. J. Biol.**, 65(1): 77-89.
- LEE, Y.; SHEN, H. Basic culturing techniques. (2004). In: Richmond, A (ed). Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology. **Blackwell Publishing**, 1 Ed., p. 40-56.
- LICHTENTHALER, H.K.; WELLBURN, A.R.(1983). Determinations of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. **Biochemical Society Transactions**, 11, p. 591–592.
- MUSHARRAF, S.G.; AHMED, A.M.; ZEHRA, N.; KABIR, N.; CHOUDHARY, M. I.; RAHMAS A. (2012). **Biodiesel production from microalgal isolates of southern Pakistan and quantification of FAMES by GC-MS/MS analysis**. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3541350/>. Acesso em: 18 jan. 2013.
- NASCIMENTO, I. A.; MARQUES, S. S. I.; CABANELAS, I. T. D.; PEREIRA, S. A.; DRUZIN, J. N.; SOUZA, C. O.; VICH, D. V.; CARVALHO, G. C.; NASCIMENTO, M. A. (2012). Screening microalgae strains for biodiesel production: lipid productivity and estimation of fuel

quality based on fatty acids profiles as selective criteria. **Bioenerg. Res.** Publicação online: 26.05.2012.

PARRA, A. A. H. Desarrollo y habilitación de un controlador y registrador, para un reactor de microalgas. (2010). **Monografía** (Graduação em Engenharia Agrícola) - Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chillán, Chile.

RADMANN, E.M.; COSTA, J.A.V. (2008). Conteúdo lipídico e composição de ácidos graxos de microalgas expostas aos gases CO₂, SO₂ e NO. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1609-1612.

VENDRÚSCOLO, J. B. G. Cultivo da microalga *Scenedesmus quadricauda* em efluentes de biodigestão de aves e suínos. (2009) **Dissertação** (Mestrado em Tecnologia Aqüicultura Continental) Universidade Católica de Goiás, Goiânia.

Tabela 1. Parâmetros cinéticos de microalga *P. subcapitata*, *S. spinosus* e *S. acuminatus* em meio de cultivo sintético CHU 12.

Espécie	μ_{max} (1/dia)	R ²	X _{max} (g/L)	TD (dia)	P _{max} (g/L/dia)
<i>P. subcapitata</i>	0,093±0,006	0,98±0,004	0,754±0,024	7,431±0,439	0,018±0,001
<i>S. spinosus</i>	0,170±0,021	0,97±0,023	1,657±0,085	4,115±0,504	0,052±0,003
<i>S. acuminatus</i>	0,068±0,001	0,99±0,010	1,190±0,084	10,25±0,130	0,024±0,001

TD: tempo de duplicação; μ_{max} : velocidade específica de crescimento máxima; X_{max}: concentração máxima de biomassa; P_{max}: produtividade máxima.

Tabela 2. Composição proximal da biomassa seca obtida ao término dos cultivos com microalgas.

Espécie	Proteína (%)	Lipídeos Totais (%)	Cinzas (%)	Carboidratos* (%)
<i>P. subcapitata</i>	41,60±0,90	26,51±1,67	6,61±0,04	25,28
<i>S. spinosus</i>	52,99±0,27	10,84±0,25	5,37±0,04	31,24
<i>S. acuminatus</i>	45,18±0,80	19,13±0,95	5,91±0,05	29,79

*Valores obtidos por diferença.

GERAÇÃO DE ENERGIA EM CÉLULA MICROBIANA À COMBUSTÍVEL UTILIZANDO LODO ANAERÓBIO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Passos, V. F.^{*1}; De Andrade, A. R.¹; Reginatto, V.¹

¹Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto,
Departamento de Química, Ribeirão Preto/SP – Brasil

*e-mail: vpassos@usp.br

RESUMO: Nas células microbianas à combustível, a eletricidade é gerada a partir da oxidação de compostos orgânicos catalisada por microrganismos (ânodo), sendo os elétrons transferidos para um circuito externo anterior à etapa da redução por um aceitador de elétrons (cátodo). O que diferencia estas células são os microrganismos utilizados na oxidação e a natureza dos compostos orgânicos oxidados. Neste trabalho foi utilizado um consórcio de microrganismos anaeróbio usado no tratamento de lodo aeróbio de uma estação de tratamento de esgoto (ETE). Foi utilizada uma célula com capacidade de 250 mL, a qual foi introduzida um tecido de carbono para o crescimento dos microrganismos. Os reatores foram alimentados com meio de cultura contendo acetato, como fonte de carbono, por 24 dias. Concomitantemente, os dados eletroquímicos foram mensurados através de um multímetro digital e um sistema de aquisição de dados. Os resultados evidenciaram que houve um período inicial de baixa densidade de potência, provavelmente para o crescimento dos microrganismos. A partir do 15º dia foi observado um aumento da densidade de potência. A maior densidade de potência de 12,01 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ foi obtida após 24 dias de operação. Este valor é promissor, se comparado a outros da literatura.

Palavras-chave: célula microbiana à combustível, energia, lodo anaeróbio.

POWER GENERATION IN MICROBIAL FUEL CELL USING ANAEROBIC SLUDGE FROM A SEWAGE TREATMENT PLANT

ABSTRACT: In microbial fuel cells, electricity is generated from the oxidation of organic compounds catalyzed by microorganisms (anode). This reaction creates electricity by transferring electrons to an external circuit, introduced before an electron acceptor (cathode). The differences among these cells lie on the microorganisms used in the oxidation and the nature of the oxidized organic compounds. In this work, was used a consortium of anaerobic microorganisms used in the treatment of aerobic sludge from a sewage treatment plant. A 250 mL bioreactor was used with a carbon cloth for the growth of microorganisms. The reactors were fed with media containing acetate, as the carbon source, for 24 days. Concomitantly, the electrochemical data were measured using a digital multimeter and data acquisition system. At the beginning of the MFC operation was observed low power density, probably due low microorganisms growth and adhesion. From the 15th day was observed an increase in power density. The highest power density 12.01 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ was obtained after 24 days of operation. This value is promising compared with the literature.

Key Words: microbial fuel cell, energy, anaerobic sludge.

INTRODUÇÃO

Uma das atuais preocupações ambientais é a substituição das atuais formas de geração de energia a partir de combustíveis fósseis, por sistemas menos poluentes.

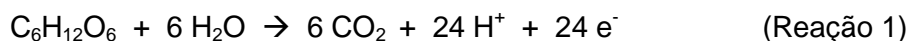
Os sistemas biológicos para a produção de energia têm sido vistos com grande interesse, pois é possível utilizar águas residuárias e resíduos agroindustriais com elevada concentração de carboidratos como substratos. Nestes sistemas há um duplo benefício, pois efluentes são tratados com a geração de energia renovável. Para esta finalidade, atualmente, têm sido desenvolvidas células microbianas à combustível, ou em

IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil

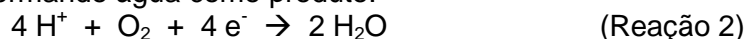
inglês *Microbial Fuel Cell* (MFC). O uso dessas células envolve algumas reações, entre elas a de oxidação dos compostos orgânicos oriundos de resíduos agroindustriais, catalisada por microrganismos. Essa reação gera eletricidade através da transferência de elétrons para um circuito externo, introduzido antes da etapa da redução de um aceitador de elétrons, normalmente o oxigênio (Rachinski *et al.*, 2010).

A estrutura de uma MFC consiste em basicamente dois compartimentos, os quais são separados por uma membrana que impede a difusão de O₂ para o ânodo e permite a passagem dos prótons gerados para o cátodo. No compartimento anódico, um tecido de grafite abriga os microrganismos anaeróbios e o cátodo é um compartimento aeróbio onde os elétrons reduzem o O₂ (receptor de elétrons). Esses dois eletrodos são conectados por um circuito elétrico externo – um multímetro – onde há trajetória dos elétrons para o aproveitamento de sua energia.

As Reações 1 e 2 representam as reações que ocorrem no ânodo e no cátodo utilizando a glicose como matéria orgânica oxidável. No compartimento anaeróbio, ânodo, ocorre a oxidação da glicose, com formação de dióxido de carbono, prótons e elétrons (Reação 1).



Dessa forma, os elétrons são transferidos diretamente para o eletrodo, fluindo em seguida para o cátodo. Os prótons formados são conduzidos para o cátodo (que é aberto), através da membrana permeável. No cátodo, o oxigênio do ar aceita esses elétrons e prótons e se reduz, formando água como produto.



Esse fluxo de elétrons gera uma corrente elétrica que pode ser mensurada e utilizada para realizar trabalho. Os microrganismos que crescem no tecido de grafite, localizado no ânodo, podem ser culturas puras ou culturas mistas (ou seja, consórcios de microrganismos) como lodos oriundos de sistemas biológicos de tratamento de efluentes (Pham *et al.*, 2006). Lodos anaeróbios são considerados boas fontes de microrganismos exoeletrogênicos, ou seja, capazes de transferir elétrons para fora da célula e por isto podem ser utilizados em MFC (Logan, 2009).

Neste sentido, neste trabalho, cultivou-se em um biorreator um consórcio de microrganismos oriundos de um reator anaeróbio utilizado no tratamento de lodo de uma ETE para a sua utilização como catalisadores biológicos em uma célula microbiana à combustível.

MATERIAIS E MÉTODOS

Como inóculo da MFC, foi utilizado um lodo anaeróbio coletado de um biodigestor de uma estação de tratamento de esgotos da Região de Ribeirão Preto/SP, utilizado no tratamento de lodo excedente de um sistema de Lodos Ativados.

A MFC consistiu em duas câmaras idênticas separadas por uma membrana trocadora de prótons (Nafion[®]), conforme Figura 1.

Os volumes de cada câmara tinham capacidade de 250 mL, os quais representam o ânodo e o cátodo da célula. O ânodo foi formado por um tecido de carbono, onde houve o crescimento dos microrganismos (biofilme), contendo o meio de cultura e mantido sob condições anaeróbias. O cátodo foi constituído de Pt-black 20% (M/m) com carga de platina de 0,5 g cm⁻². Ambos eletrodos (ânodo e cátodo) possuíam área de 15 cm².

A alimentação do biorreator se deu a cada dois dias, por um período de 24 dias, através da retirada e reposição de 100 mL de meio de cultura contendo acetato como fonte de carbono, adicionado de micro e macronutrientes, conforme Silva *et al.* (2013). Após a alimentação, o pH foi ajustado para 7,0 (± 0,2), argônio foi borbulhado no meio para assegurar as condições de anaerobiose e uma agitação constante durante o período de funcionamento da MFC.

**IV Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management
May 5-7, 2015 - Rio de Janeiro, Brazil**

Já o cátodo continha solução de permanganato de potássio (KMnO_4) 0,2 g/L e aeração para renovar o oxigênio comoceptor final de elétrons. Os eletrodos estavam conectados através de uma resistência externa de 1000 Ω .

Os testes eletroquímicos foram feitos através de um multímetro digital, o qual mede a tensão da MFC. Os dados foram coletados e armazenados por um sistema de aquisição de dados para posterior conversão dos valores em corrente e densidade de potência do sistema. A densidade de potência é o valor da potência medida dividida pela área do biofilme, extraída da curva de polarização da biocélula em questão - ela se refere à diferença de potencial quando se aplica uma determinada corrente.

A densidade de potência (P) da MFC foi calculada pela Equação 1.

$$P = \frac{V^2}{A_{an} \times R_{ext}} \quad (\text{Equação 1})$$

onde V é a voltagem da MFC, A_{an} é a área do eletrodo do ânodo e R_{ext} é a resistência interna.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Figuras 2 e 3 estão apresentados os resultados de densidade de potência e corrente, aferidos pelo multímetro e convertidos conforme Equação 1, ao longo do tempo de operação do biorreator. Nestas figuras, pode-se observar que a MFC possui alguns intervalos de decaimento da densidade de potência e corrente, ocasionados, provavelmente, pela diminuição da concentração do substrato. Podemos observar que a célula atingiu o valor de 10 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ com 15 dias de operação e que ela ainda possui potencial para aumentar, pois os valores ainda não se estabilizaram.

Com relação aos resultados apresentados nas figuras 2 e 3, observamos que há um período de adaptação dos microrganismos em relação ao meio de cultivo para posterior aderência ao tecido de carbono. Logo após esse período, a densidade de potência aumenta significativamente.

Estes valores de densidade de potência são maiores que os reportados por Xiao *et al.* (2011), os quais estão entre 1,99 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ a 2,26 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$, mas ainda menores do que os relatados por PANT *et al.* (2010). PANT *et al.* (2010) mostram os resultados utilizando-se os mais variados tipos de substrato, tais como acetato, butirato, biomassa lignocelulósica, águas residuárias domésticas, etc. Apesar da dificuldade de comparação destes números, pois as condições experimentais entre os trabalhos variam muito, os valores de densidade de potência variaram de 14,6 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ a 50,6 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$. Mesmo com valores inferiores aos reportados por alguns autores, estes resultados são bastante promissores visto que podem ser aprimorados pelas condições de operação da MFC.

CONCLUSÕES

Através deste trabalho foi possível perceber que há uma vasta área de pesquisa a ser explorada para obtenção de energia pelas reações de oxirredução realizada pelos microrganismos.

Com relação à densidade de potência, foi obtido um valor de 12,01 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ e a comparação entre os dados de potência obtidos com relatos da literatura não é trivial, isto, pois, existem algumas diferenças experimentais encontradas em cada trabalho. No entanto, os valores de densidade de potência obtidos neste trabalho foram promissores, em comparação com os resultados publicados em muitos dos recentes trabalhos relacionados a células microbianas à combustível.

Portanto, este estudo serviu para introduzir as técnicas de eletroquímica aplicadas à bioquímica e para que possamos aperfeiçoar o aparato experimental a ser utilizado na continuidade deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)

REFERÊNCIAS

LOGAN, B.E. HAMELERS, B. ROZENDAL, S. SCHRÖDER, U. KELLER, J. FREGUIA, S. AELTERMAN, P. VERSTRAETE, W. RABAEY, K. Microbial fuel cells: methodology and technology, *Environ. Sci. Technol.* 40 (2006) 5181–5192.

LOGAN, B. E. Exoelectrogenic bacteria that power microbial fuel cells. *Nature Reviews/Microbiology* 7: 375-381, 2009.

PANT, D.; BOGAERT, G. V.; DIELS, L.; VANBROEKHOVEN, K. A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. *Bioresource Technology* 101: 1533-1543, 2010.

PHAM, T. H.; RABAEY, K.; AELTERMAN, P.; CLAUWAERT, P.; SCHAMPHELAIRE, L.; DE BOON, N.; VERSTRAETE, W. Microbial fuel cells in relation to conventional anaerobic digestion technology. *Eng. Life Sci.* 6 (3): 285-292, 2006.

RACHINSKI, S.; CARUBELLI, A.; MANGONI, A. P.; MANGRICH, A. S. Pilhas de combustíveis microbianas utilizadas na produção de eletricidade a partir de rejeitos orgânicos: uma perspectiva para o futuro. *Química Nova* 33 (8): 1773-1778, 2010.

SILVA, J. S.; MEZZOMO, H.; NOGUÊS, L. B.; FRAGA, M. F.; OGRODOWSKI, C. S.; SANTANA, F. B. Efeito do processo contínuo sem reciclo de biomassa na operação de células de combustível microbiológicas. *Vetor* 23 (2): 49-60, 2013.

XIAO, B.; YANG, F.; LIU, J. Enhancing simultaneous electricity production and reduction of sewage sludge in two-chamber MFC by aerobic sludge digestion and sludge pretreatments. *Journal of Hazardous Materials* 189: 444–449, 2011.

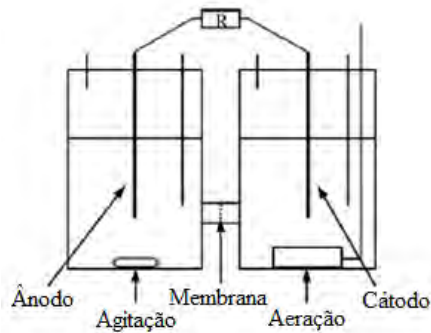
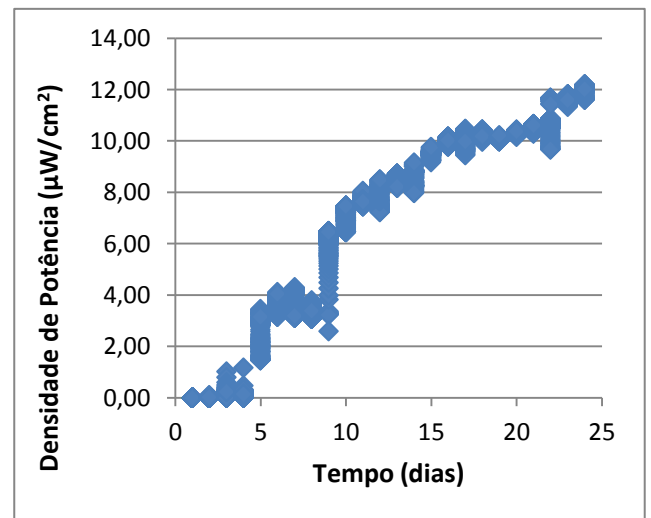
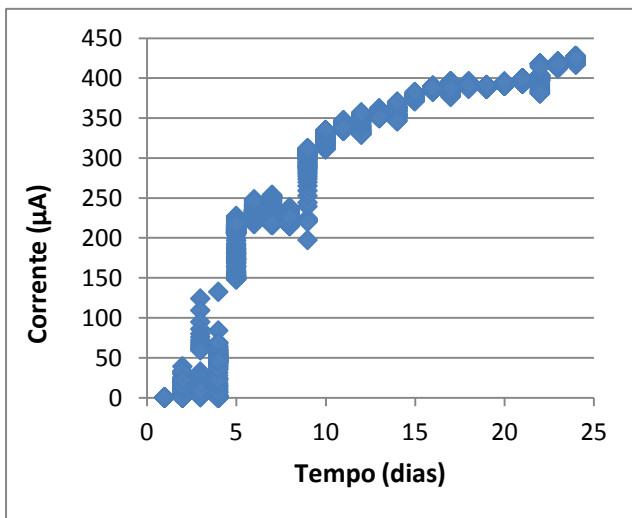


Figura 1. Esquema da MFC.



Figuras 2 e 3. Densidade de potência e corrente durante o período de monitoramento da MFC.

GERAÇÃO DE ÁCIDOS ORGÂNICOS E ÁLCOOIS POR BACTÉRIAS FERMENTATIVAS GERADORAS DE H₂ A PARTIR DE SACAROSE

Danilo Souza, José Eduardo de Oliveira, Rodrigo Sequinel, Sandra I. Maintinguer

1Instituto de Química, UNESP – CEMPEQC (CENTRO DE MONITORAMENTO E PESQUISA DE QUALIDADE DE COMBUSTÍVEIS, BIOCOMBUSTÍVEIS, PETRÓLEO E DERIVADOS), Rua prof. Francisco Degni 55, Quitandinha – Araraquara – SP – Brasil

RESUMO: O gás hidrogênio produzido no tratamento de águas residuárias, por meio de processos biológicos, pode ser utilizado como fonte de energia alternativa, aliando não somente tratamento biológico do efluente, mas também a obtenção de energia sustentável. Método de determinação dos produtos intermediários gerados na produção biológica de hidrogênio em reatores anaeróbios em batelada, através de cromatografia gasosa via *headspace* possibilita monitorar as rotas metabólicas que podem ocorrer durante a operação de reatores anaeróbios principalmente os ácidos orgânicos voláteis e álcoois. Nesse sentido o objetivo desse estudo foi implementar método cromatográfico para quantificação dos principais metabolitos gerados durante os processos biológicos de geração de gás hidrogênio.

Palavras-chave: Hidrogênio, produtos intermediários, cromatografia gasosa via *headspace*.

ABSTRACT: The hydrogen gas produced in the treatment of wastewater by biological processes, can be used as an alternative energy source, combining not only the biological effluent treatment, but also to achieve sustainable energy. With the implementation of the method of determination of the intermediate products generated in biological hydrogen production in anaerobic batch reactors, using gas chromatography via *headspace*. Enables to monitor the metabolic pathways of food biological process with reduced concentration of sucrose.

Key words: Hydrogen, Intermediate Products , gas chromatography via *headspace*.

INTRODUÇÃO

Na operação de reatores anaeróbios aplicados à produção de H₂, alguns parâmetros são analisados como pH, crescimento bacteriano, consumo da fonte de carbono e gerações dos produtos intermediários da digestão anaeróbia (álcoois e ácidos orgânicos voláteis), de acordo com as aplicações citadas anteriormente. Métodos de análise de substâncias voláteis por cromatografia gasosa são amplamente utilizadas em pesquisas de tratamento de efluentes de águas residuárias. Tais monitoramentos são de primordial importância para se avaliar as rotas metabólicas de produção ou consumo de H₂, principalmente as análises das gerações de ácidos orgânicos e álcoois que ocorrem durante a digestão anaeróbia.

Adorno *et al.* (2014) validaram método de quantificação dos principais ácidos graxos voláteis, além de álcoois e acetona que são normalmente gerados durante os processos fermentativos de geração de H₂ em reatores anaeróbios. Nos testes realizados foram validados os parâmetros de precisão, linearidade, limite de detecção e precisão instrumental. Os autores (op. cit.) concluíram que a utilização de cromatografia gasosa por *headspace* foi um método rápido e eficaz para o monitoramento de substâncias voláteis provenientes de processos anaeróbios.

Nesse sentido, esse trabalho implantou o método de determinação e quantificação de acetona, metanol, etanol, n-butanol, ácidos graxos voláteis (acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico, capróico) por cromatografia gasosa e injeção automática via *headspace*. Foram realizadas curvas analíticas para a determinação e quantificação dos ácidos orgânicos voláteis e álcoois através do método de cromatografia gasosa e injeção automática via *headspace* e sua aplicação na determinação de amostras provenientes de reatores anaeróbios aplicados na geração de H₂.

MATERIAL E METODOS

Método de determinação e quantificação de acetona, metanol, etanol, n-butanol, ácidos graxos voláteis (acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico, capróico) por cromatografia e injeção automática via *headspace* na produção biológica de H₂ foi realizado em . em cromatógrafo gasoso Thermo Scientific modelo Trace GC Ultra, equipado com injetor Split/splitless e detector de ionização de chama (DIC) de alta frequência, acoplado a um amostrador modelo Triplus, configurado para amostragem *headspace*. Isobutanol e ácido crotonico foram utilizados como padrões internos. Com a realização das curvas analíticas e respectivos coeficientes de determinação (0,9098 – 0,9903), foi possível detectar os principais metabolitos gerados durante a operação de reatores anaeróbios em batelada, alimentados com sacarose 5 (g/L) (Maintinguer *et al.*, 2008), durante 68,8 h, a 37 °C e pH 5,5.

Os dados experimentais obtidos durante o ensaio (1) foram ajustados para os valores médios obtidos das triplicatas dos reatores em batelada utilizando o software Statistica[®] (versão 8). A taxa máxima de produção de hidrogênio foi obtida por ajuste sigmoidal não linear da função Gompertz modificado (Lay *et al.*, 1998) indicada abaixo.

$$H = P \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{R_m \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$$

Em que P é o potencial de produção de hidrogênio (mmol/L cultura), R_m é a taxa máxima de produção de hidrogênio (mmol/L cultura. h), λ é a fase lag (h) de geração de H₂ e e vale 2,718281828.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com a realização das curvas analíticas e respectivos coeficientes de determinação (0,9098 – 0,9903), foi possível detectar os principais metabolitos gerados durante a operação de reatores anaeróbios.

Através do ajuste sigmoidal não linear da função Gompertz durante a operação dos reatores anaeróbios foram obtidos potenciais produção máxima de hidrogênio (P) de 13,49 mmol H₂/L, taxas de produção (R_m) de 0,4103 mmol H₂/L e a duração da fase lag de 6,35 h (Figura 1). Tais ajustes estiveram próximos aos resultados obtidos de geração de H₂ com 46,8 h de operação e gerações máximas de 13,3 mmol H₂/L. No final da operação foi verificado pH 4,3. As gerações máximas dos principais metabolitos foram (mmol/L): metanol (0,00179), ácido acético (0,001816) e ácido butírico (0,001758). As gerações máximas dos metabolitos ácido acético e butírico observadas foram diretamente associadas à produção máxima de hidrogênio, mostradas nas Figuras 2 e 3.

CONCLUSÕES

O método cromatográfico para identificação dos produtos intermediários na produção biológica de H₂, por cromatografia gasosa com injeção automática via headspace, possibilitou a quantificação dos principais metabólitos gerados durante os processos biológicos de geração de H₂. A identificação dos tempos de retenção e a realização das curvas analíticas com coeficientes de determinação próximos a um ($R^2 = 0,9098 - 0,9903$) permitiu correlacionar através de regressão linear as concentrações de acetona, álcoois e ácidos com as áreas dos cromatogramas.

Dessa forma, o método empregado avaliou as diferentes concentrações dos metabólitos (acetona, álcoois e ácidos orgânicos) gerados durante a operação dos reatores anaeróbios alimentados com concentrações reduzidas de sacarose 5 (g/L) aplicados na produção biológica de H₂. Tais monitoramentos são de primordial importância para se avaliar as rotas metabólicas de produção ou consumo de H₂ que ocorrem durante a digestão anaeróbia.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e ao CEMPEQC pelo apoio técnico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 Adorno, M.A, et al. Development and Validation of Two Methods to Quantify Volatile Acids (C2-C6) by GC/FID: Headspace (Automatic and Manual) and Liquid-Liquid Extraction (LLE). **American Journal of Analytical Chemistry**, 5: 406-414, 2014.
- 2 Lay JY; Li YY; Noike T. Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. **Water Research**, 32: 3673-3679, 1998.
- 3 MAINTINGUER, S.I. et al. Fermentative hydrogen production by microbial consortium. **International Journal of Hydrogen Energy**, 33: 4309-4317, 2008.

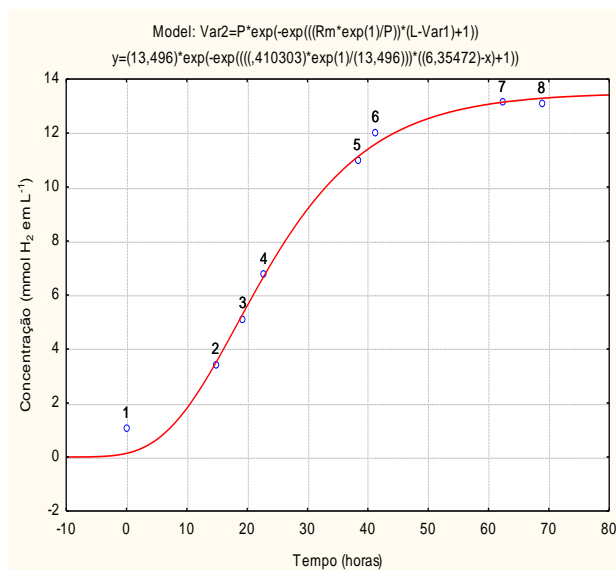


Figura 1: Produção biológica de H₂ em reatores anaeróbios em batelada

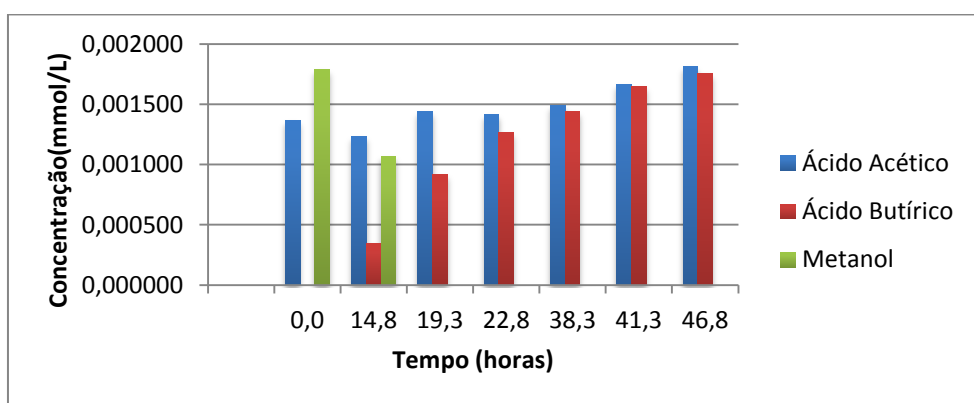


Figura 2: Metabólitos gerados durante operação dos reatores anaeróbios em batelada

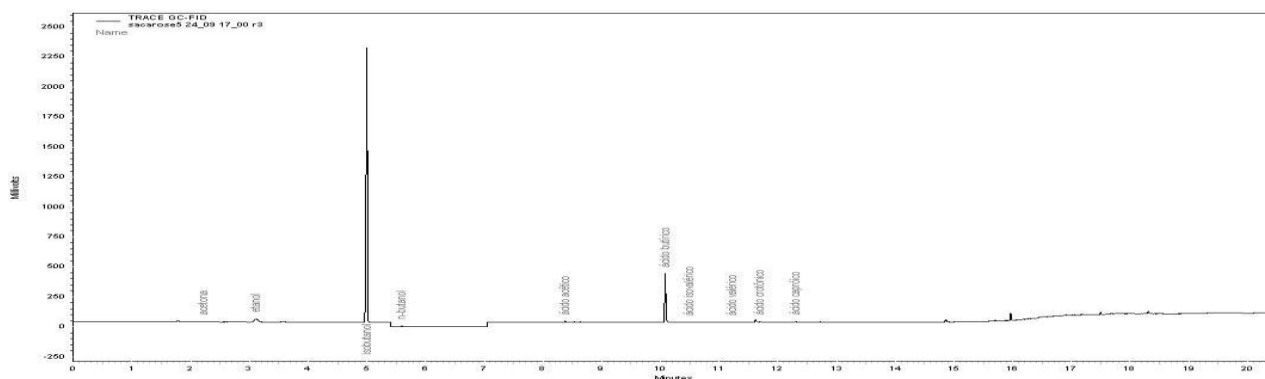


Figura 3: Cromatograma da geração máxima dos metabolitos

UTILIZAÇÃO DE ÁCIDOS ORGÂNICOS POR CONSÓRCIOS FOTOHETEROTRÓFICOS GERADORES DE H₂

Abraham Ríos Jara¹, Renan Pachiega¹, José Eduardo de Oliveira¹, Sandra I. Maintinguer¹

*1Institute of Chemistry of Araraquara, Center for Monitoring and Research of the Quality of Fuels, Biofuels, Crude Oil, and Derivatives, Institute of Chemistry, (UNESP), 14801-970 Araraquara, SP, Brazil
E-mail: pancreatium@gmail.com*

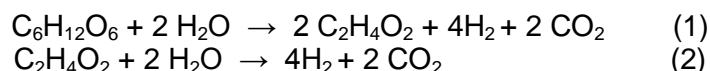
ABSTRACT: Tropical countries such as Brazil, with annual average temperatures around 25°C, favor the growth of microorganisms without heating energy expenditure such as occurs in temperate countries. In this study was obtained consortium of phototrophic bacteria from acetic acid at concentrations near to wastewaters from fermentative reactors. We tested two sources of inoculum subjected a purification procedure, followed by a bio-hydrogen production phase. The assays have shown promise combining generation of bioenergy and the removal of organic matter from wastewaters.

Key words: acetic acid, photoheterotrophic consortium, mesophilic conditions.

INTRODUÇÃO

A produção biológica de hidrogênio ligado ao tratamento das águas residuárias urbanas e industriais está obtendo cada vez mais relevância internacional. O gás hidrogênio é uma das fontes de energia mais promissora de nosso século no sentido de satisfazer o crescimento da demanda energética mundial. Pode ser considerado como alternativa promissora de energia por se tratar de uma fonte limpa, renovável e não gerar produtos tóxicos em sua degradação. Diversas pesquisas demonstram a viabilidade da utilização do H₂ produzido biologicamente para geração de energia (Maintinguer *et al.*, 2011). No entanto, para proporcionar viabilidade e eficiência ao tratamento do esgoto é preciso a remoção completa da matéria orgânica após a fase de fermentação escura. Os gases acumulados após esta fase são principalmente ácido acético e butírico, os quais podem ser metabolizados através do uso de bactérias anaeróbias fotoheterotróficas. Esse processo pode completar o ciclo de tratamento biológico de resíduos e aumentar a produção global de Biohidrogênio.

A reação global do processo permitiria obter um máximo teórico de 8 mols de H₂ a partir de glicose em duas etapas, aliando processos fermentativos (1) e fotoheterotróficos (2):



Esta é uma alternativa importante para atender a demanda elevada de energia, pois não gera gases de efeito estufa, o que favorece o meio ambiente. Adicionado a isto, a possível escassez futura de fontes de energia convencionais. Além disso, tais sistemas têm características muito favoráveis para países de clima tropical como o Brasil, onde possuem temperaturas médias anuais em torno de 25°C, são propícios para o crescimento microbiano.

Nesse sentido, o objetivo desse estudo foi obter um consórcio de bactérias fotoheterotróficas de clima tropical produtoras de hidrogênio capazes de degradar ácidos orgânicos de cadeia curta em reatores anaeróbios em batelada. Fechando assim de maneira biológica o ciclo do hidrogênio via bactérias fermentativas e fototróficas; e aportando uma saída aos compostos excedentes da produção tanto de agroindústrias quanto das águas residuárias domésticas.

MATERIAL E METODOS

Foram testados dois inoculos de distinta procedencia dentro do estado de São Paulo. Tais amostras foram: água de lagoa (usina UNIARA - Araraquara) e lodo de Sistema de lodos ativados tratando esgoto sanitário municipal (Araraquara - SP - Brasil). As amostras foram submetidas a uma fase de enriquecimento em meio de cultivo ATCC 112 (Van Niel, 1944) com o *headspace* preenchido com N₂ (100%), pH 7,0, sob 5000 lux de iluminação, mantidos a 37°C. Técnicas de purificação de anaeróbios (*roll-tube* e diluições seriais) foram aplicadas nas amostras testadas. Durante os ensaios de enriquecimento e purificação foram realizadas microscopias de contraste de fase e luz comum para caracterizar as morfologias dos consorcios de bacterias fototróficas presentes nos inóculos. Análises espectroscópicas de absorção foram realizadas com espectrômetro UVIR II para caracterizar o espectro de absorção dos consórcios fototróficos obtidos.

Triplicatas de reatores anaeróbios em batelada (1L), *headspace* preenchido com N₂ (100%) foram operados durante 88 horas com inoculo enriquecido [20% (v/v)], em meio sintético específico (0,5 g/L de K₂HPO₄, 0,5 g/L de KH₂PO₄, 0,25 g/L de bicarbonato, 0,2 g/L MgSO₄.7H₂O, 0,05 g/L, CaCl₂.2H₂O, 0,4 g/L de NaCl, 0,2 g/L de extrato de levedura, 10 mM de glutamato de sódio, 1 mL de solução Fe-citrato, 5 mL de vitamina B₁₂, 1 mL de solução traço de metais), 5000 lux, pH 7,0, 37°C; sendo alimentados com acetato de sódio em concentrações iniciais de (I) 1,3 e (II) 3,3 g/L, respectivamente.

O crescimento bacteriano foi monitorado por espectrofotometria (660 nm) de acordo com APHA (2005) e as gerações de H₂ no *headspace* dos reatores anaeróbios foram quantificadas por cromatografia gasosa mediante metodologia TOGA.

Os dados obtidos nos ensaios foram tratados usando o software Statistica[®]. A taxa máxima de produção de hidrogênio foi obtida por um ajuste sigmoidal não linear da equação Gompertz modificada (Lay et al. 1998):

$$H = P \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{Rm \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}.$$

Onde P é o potencial máximo de produção (mmol H₂ L⁻¹ de cultura), Rm é a taxa máxima de produção (mmol H₂ L⁻¹ de cultura h), λ é a fase *lag* (h) de geração de H₂ e e igual a 2,718281828.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das duas fontes de inoculo testadas foi observado aparecimento de culturas fotoheterotróficas no inoculo procedente da estação de tratamentos de águas residuárias.

O maior crescimento celular (ABS660) para os ensaios (I) e (II) foram de 3,03 às 64 horas e 1,11 as 64 horas, respectivamente (tabela 1). E na mesma ordem, a produção máxima foi de 5.7 mmol/L H₂ a 46 horas, e de 4.04 mmol/L H₂ a 22 horas (figura 2). Após vários passos de purificação do consórcio, foi observada a ausência de metano mediante o método cromatográfico TOGA, indicando a ausência de bactérias metanogênicas consumidoras de hidrogênio gasoso. Ambos os ensaios não apresentaram fase Lag (Figura 2) e as gerações máximas de H₂ foram próximas ao modelo proposto por Gompertz (Tabela 1). Porém, o maior crescimento e produção de H₂ nas condições testadas foram observadas no ensaio (I) [1.3 g/L de ácido acético], quando comparado com os valores obtidos no ensaio (II) [3.3 g/L de ácido acético]. Tal fato sugere uma possível inibição causada por excesso de ácido acético. O aumento do pH final dos ensaios indicaram a metabolização dos ácidos orgânicos em estudo.

A Microscopia do consórcio fotoheterotrófico mostrou bacilos gram-negativos em formato de rosetas, bacilos gram-positivos curtos e bacilo com endósporo terminal. Além

disso, as análise do espectro de absorção das amostras mostraram picos característicos das bacterioclorofilas a e b que absorveram nos comprimentos de onda de 805 nm e 870 nm, característicos do infra-vermelho (Figura 1), confirmando tratar-se de consórcio bacteriano fototrófico.

CONCLUSÕES

Presença de bacilos Gram-negativos, aglomerados em formato de roseta característicos de bactérias fotoheterotróficas geradoras de H₂, além das análises de absorção dos consórcios que revelaram a presença de bacterioclorofilas próprias das bactérias fotossintéticas púrpuras não sulfurosas, comprovam a obtenção de consórcios fototróficos geradores de H₂.

Os consórcios fotoheterotróficos obtidos podem ser testados para diferentes resíduos de fermentações industriais ou de tratamento de esgotos domésticos que contenham ácidos orgânicos aliando não somente a remoção da matéria orgânica, mas também seu reaproveitamento bioenergético.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e ao CEMPEQC pelo apoio técnico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA and WEF (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition, American Public Health Association, Washington, D.C.*

Lay JY; Li YY; Noike T. *Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. Water Research, 1998;32:3673-3679.*

Maintinguer, S.I., Fernandes, B.S., Duarte, I.C.S., Saavedra, N.K., Adorno, M.A.T., Varesche, M.B.A. *Fermentative hydrogen production with xylose by Clostridium and Klebsiella species in anaerobic batch reactors. International Journal of Hydrogen Energy, v. 36, 2011, 13508-13517.*

	Acético 1,3 g/L	Acético 3,3 g/L
pH final	10,04	9,76
Crescimento máximo (Abs 600)	3,0	1,1
Tempo de operação (h)	88	88
* P (mmol H ₂ /L)	5,40	3,62
* Rm (mmol H ₂ /L/h)	0,22	1,24
* λ (h)	-5,49	-1,05
* R ²	0,9831	0,8480

Tabela 1. Reatores anaeróbios em batelada.

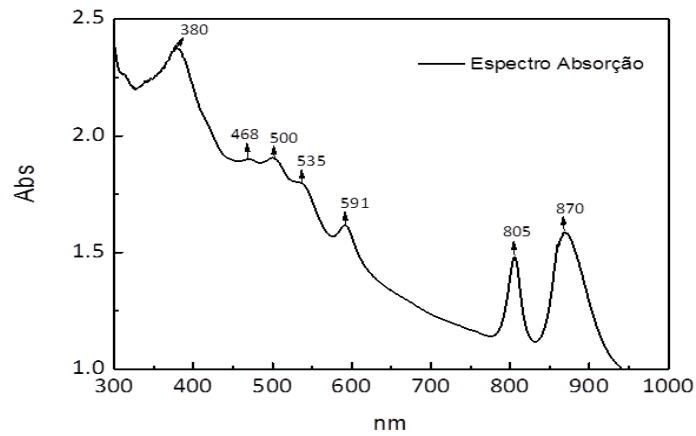


Figura 1. Espectro de absorção do consórcio fotoheterotrófico.

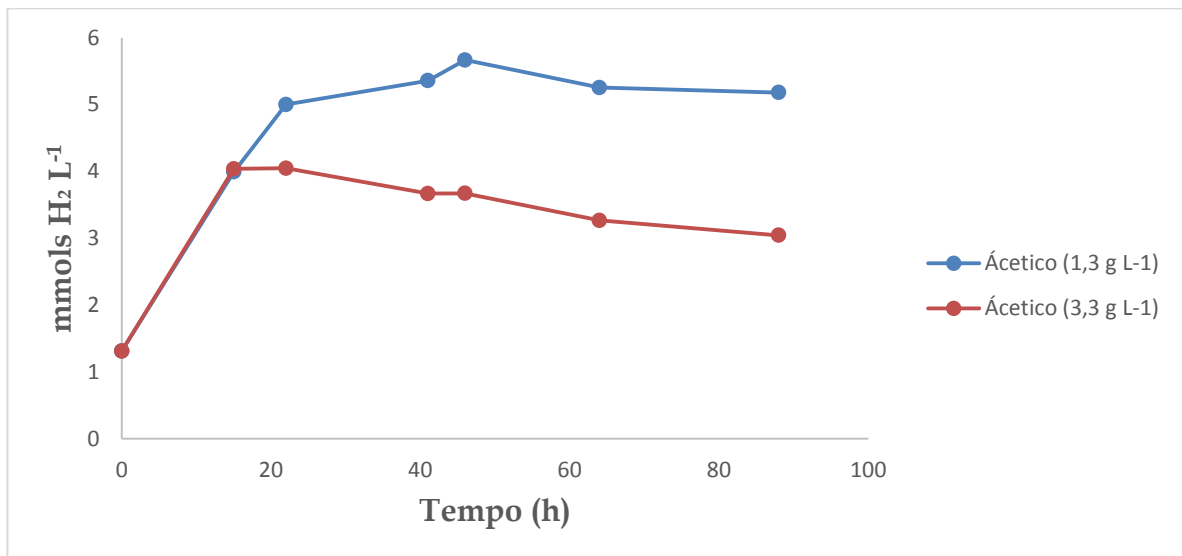


Figura 2. Geração de H₂ durante operação dos reatores anaeróbios fotoheterotróficos.

APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS CITRÍCOLAS NA PRODUÇÃO BIOENERGÉTICA DE H₂

Pachiega, R.¹, de Oliveira, J. E.¹, Maintinguer, S.I.¹

¹Institute of Chemistry of Araraquara, CEMPEQC - Center for Monitoring and Research of the Quality of Fuels, Biofuels, Crude Oil, and Derivatives, Institute of Chemistry, (UNESP), 14801-970 Araraquara, SP, Brazil
e-mail: renanpachiega@gmail.com

ABSTRACT: To test the hydrogen producing potential of the citric wastewater the inoculum used was an anaerobic sludge from UASB reactor treating domestic sewage, pre-treated previously. It was reactivated on Del Nery synthetic media (1 g L⁻¹ of peptone, 0.04 g L⁻¹ urea and 2.5 mL of vitamins solutions and 5 g L⁻¹ of fructose), pH 5.5, at 37°C. The assays were made in triplicates of anaerobic batch reactors (2 L) with different percentages of wastewater and Del Nery synthetic media, headspace with N₂ (100%), pH 5.5 at 37°C. The assays were prepared as follow: (I) 50% of wastewater and 50% of synthetic media; (II) 80% of wastewater and 20 % of synthetic media; (III) 100% of wastewater with Del Nery vitamins solutions. The maximum H₂ generations were done by gas chromatography (7.1, 33.8 and 78.9 mmol H₂ L⁻¹), observed at 48, 41.8 and 60.8 hours, respectively during the essays (I), (II) and (III). The H₂ yields for the essays (I), (II) and (III) were 1.0, 2.4 and 5.2 mmol H₂ mol⁻¹ of substrate. Microscopic analysis of biomass showed the predominance of Gram-positive rods and rods with endospores; whose morphology is characteristic of H₂-generating bacteria. Organic acids as acetic and butyric were observed at the end of the assays. The high potential of biohydrogen production from the citric wastewater was demonstrated in this study. Therefore, the crude wastewater can be applied on bio-hydrogen generation.

Keywords: H₂, rods, citric wastewater.

INTRODUÇÃO

O uso global indiscriminado de combustíveis fósseis se tornou um grande problema, resultando no aumento do aquecimento global e do efeito estufa, devido, em grande parte, aos gases produzidos por este tipo de combustível (Lay et al 2013). Fontes renováveis de energia é extremamente necessário, tendo o objetivo de diminuir a demanda de combustíveis fósseis e os problemas causados por ele. Muitos trabalhos vem sendo desenvolvidos na busca por esta alternativa energética. O gás hidrogênio que possui capacidade energética elevadas (122 kJ g⁻¹) pode ser uma opção (Tawfik 2014). Dentre os processos para sua obtenção destaca-se a produção biológica, por exigir menos energia, ser mais vantajoso economicamente e poder utilizar resíduos para sua produção. O uso de águas residuárias para geração de bio hidrogênio está em foco em muitas pesquisas conduzidas atualmente, principalmente, pela questão da remoção de matéria orgânica a partir desses resíduos e a possibilidade simultânea de geração de energia limpa (Thanwised, 2012). Outro aspecto favorável são as temperaturas médias anuais de 25°C de países tropicais como o Brasil que propiciam ambiente adequado para o crescimento bacteriano e consequente operação de reatores biológicos. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo a produção de bio H₂ a partir de água residuária de indústria a citrícola com inóculo proveniente de sistema de tratamento de esgoto doméstico (São José do Rio Preto).

MATERIAL E METODOS

O inóculo proveniente de um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) tratando esgoto doméstico do município de SÃO JOSÉ RIO PRETO - SP – BRASIL, foi reativado e pré tratado à quente (100°C-20min/ 25°C -20min.) para que houvesse a inativação de possíveis microrganismos metanogênicos. O inóculo foi reativado em frutose (5 g L⁻¹) em um reator anaeróbio em batelada durante 72 horas, contendo meio sintético (Del Nery 1987): peptona 1g L⁻¹, uréia 0,04 g L⁻¹ e 2,0 mL das soluções A,B,C,D (g L⁻¹): A –

0,50, ; B - ; C - ; D - ; duas soluções de vitaminas

mg L⁻¹: 1 - biotina 10, ácido para-aminobenzóico 40; 2 – vitamina B12 40 (Widdel et al (1984). A biomassa reativada e ressuspensa (4°C-9000 rpm-5 min.) foi usada durante os ensaios de produção de hidrogênio em reatores anaeróbios em batelada (2 L com 1 L de meio reacional), com headspace preenchido por N₂ (100%) em três diferentes condições: (I) 50% água residuária real e 50% meio sintético; (II) 80 % água residuária real e 20 % meio sintético e; (III) 100 % de água residuária real com as soluções do meio sintético. Como observação podemos falar que a água residuária foi apenas filtrada para que houve a retirada de possíveis sólidos que pudessem interferir.

Os ensaios foram realizados em triplicata e mantidos à 37°C, o pH foi ajustado em 5,5. As análises de crescimento e de consumo de açúcares foram conduzidas em espectrofotômetro 600nm (APHA, 2005) e 490nm (Método fenol-sulfúrico (Dubois et al 1956)), respectivamente.

O biogás gerado foi caracterizado por cromatografia gasosa, assim como a geração de ácidos orgânicos voláteis. Os dados obtidos nos ensaios foram tratados usando o software Statistica[®]. A taxa máxima de produção de hidrogênio foi obtida por um ajuste sigmoidal não linear da equação Gompertz modificada: $H = \frac{P}{1 + e^{-\lambda(Rm - H)}} e^{-\lambda H}$. Onde P é o

potencial máximo de produção (mmol H₂ L⁻¹ de cultura), Rm é a taxa máxima de produção (mmol H₂ L⁻¹ de cultura h), λ é a fase lag (h) de geração de H₂ e e igual a 2,718281828.

Ao final do ensaio foram feitas microscopias por coloração de Gram para observar a morfologia dos microrganismos presentes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 sumariza os resultados obtidos nos ensaios realizados, conforme descrito a seguir. Foram obtidos crescimentos máximos (Abs 600nm) em 48, 34,5 e 65,3 horas e foram: 0,9, 1,8 e 1,9, respectivamente para (I), (II) e (III). As produções máximas de bio hidrogênio foram observadas em 48, 41,8 e 60,8 horas respectivamente para os ensaios (I), (II) e (III), e foram de 7,1, 33,8 e 78,9 mmol H₂ L⁻¹. O rendimento na produção de H₂ para (I), (II) e (III) foram respectivamente: 1,0, 2,4 e 5,2 mol H₂ mol⁻¹ de substrato (Figura 1).

Ao final de cada ensaio foi realizado a análise de consumo de açúcares e foram: 86,5 %, 88 % e 86 %, respectivamente para (I), (II) e (III).

Foi observado a produção de ácidos orgânicos ao final dos ensaios (ácido acético e butírico) que são subprodutos da fermentação. A produção desses ácidos justifica o abaixamento do valor do pH que foi 4,6, 4,7 e 4,3, respectivamente para (I), (II) e (III).

As microscopias confirmaram predomínio de bacilos Gram positivos de tamanhos maiores e de bacilos com endósporos (Figura 2) que são características de bactérias geradoras de hidrogênio, semelhantes ao gênero *Clostridium* que é reconhecido na literatura como produtor de bio hidrogênio (Song et al 2012).

CONCLUSÕES

Foi verificado potencial elevado da água residuária proveniente de indústria citrícola na produção biológica de hidrogênio em todos testes realizados.

A água residuária bruta apresentou elevadas taxas de geração de H₂, o que confirma a aplicação bioenergética desse resíduo de maneira sustentável.

AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos à CITROSUCO, pelo fornecimento do resíduo para realização do ensaios, à FAPESP (Proc 2012-01318-01) pelo apoio financeiro e à FUNDUNESP pela concessão da bolsa de iniciação científica concedida.

REFERÊNCIAS

- APHA, AWWA and WEF (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition, American Public Health Association, Washington, D.C.*
- Del Nery V. (1987) 'Use of anaerobic sludge immobilized in gel in the study of the departure of reactors with upflow sludge blanket'. Master's Thesis. Engineering School of São Carlos, São Paulo University.
- Dubois, M.; Gilles, K.A., Hamilton, J.K.; Rebers, P.A., Smith, F. (1956) Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, **28**, 350-356
- Lay, C.H., Sen, B., Huang, S.C., Chen, C.C., Lin, C.Y. (2013) Sustainable bioenergy production from tofu-processing wastewater by anaerobic hydrogen fermentation for onsite energy recovery. *Renewable Energy*, **58**, 60-67.
- Song Z.X., Dai Y., Fan Q. L; Li X.H., Fan Y.T., Hou H.W. (2012) Effects of pretreatment method of natural bacteria source on microbial community and bio-hydrogen production by dark fermentation. *International Journal of Hydrogen Energy*, **37**, 5631-5636.
- Tawfik, A., El-Qelish, M. (2014) Key factors affecting on bio-hydrogen production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and kitchen wastewater, **168**, 106-111.
- Tahnwised, P., Wirojanagud, W., Reungsang, A. (2012) Effect of hydraulic retention time on hydrogen production and chemical oxygen demand removal from tapioca wastewater using anaerobic mixed cultures in anaerobic baffled reactor (ABR), **37**, 15503-15510.
- Widdel F. and Pfennig N. (1984) Genus *Desulfobacter*. In *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, **2**, 1599p.

Tabela 1. Ensaios de produção de hidrogênio em reatores anaeróbios em batelada.

Parâmetros	(I)	(II)	(III)
Concentração (g L ⁻¹)	2,7	5,4	6,1
Crescimento máximo (Abs 600nm)	0,9	1,8	1,9
P (mmol H ₂ L ⁻¹)	7,09	33,8	78,9
Rm (mmol H ₂ mol ⁻¹ de substrato h)	0,21	3,74	2,1
λ (h)	-4,2	8,9	9,7
Remoção de açúcar (%)	86,5	88	86
pH final	4,64	4,7	4,32
mol H ₂ / mol substrato	1,0	2,4	5,2

Figura 1. Produção de hidrogênio durante operação dos ensaios (I), (II) e (III).

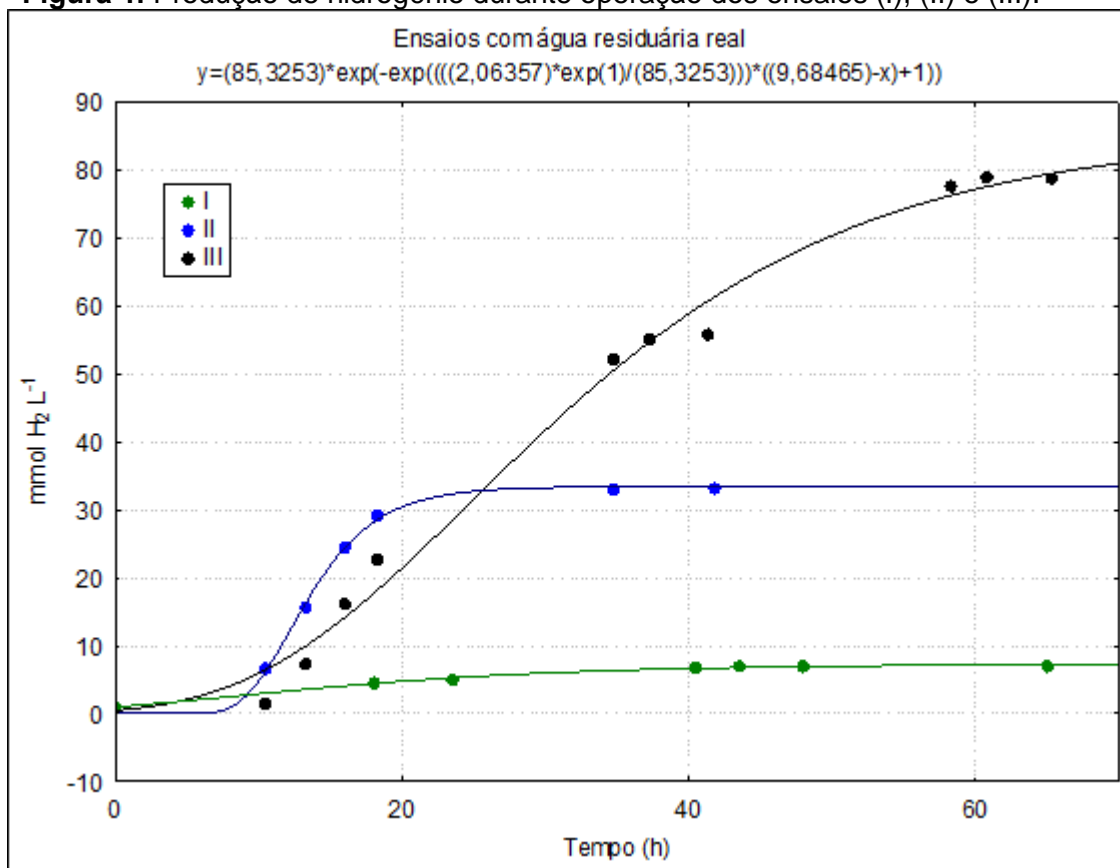
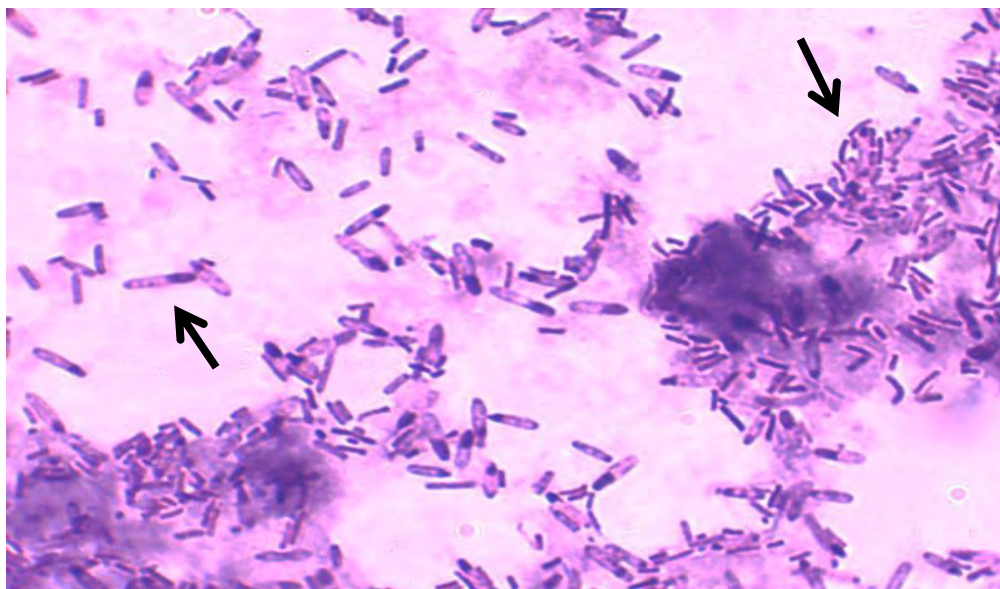


Figura 2. Microscopia: predomínio de bacilos Gram-positivos e bacilos com endósporos



ESTUDO DO USO DO BIOGÁS OBTIDO DOS SUBPRODUTOS DOS SUÍNOS

Barbosa, A. T. R²; Braga, M. A. C²

*Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade.
e-mail: marcoaurelio@candiabraga.com.br; andrea.barbosa@ufms.br*

RESUMO: Atendendo a legislação e as mais modernas regras da sustentabilidade os produtores de suínos que fornecem para um frigorífico do estado do Mato Grosso do Sul foram obrigados a se adequar às práticas mundiais de produção. Em consequência, foram implantados vários biodigestores na região em parcerias com firmas multinacionais que ficavam com o crédito de carbono e repassavam 10% dos contratos para cooperativa agrícola. A proposta deste trabalho foi estudar a viabilidade técnica para a criação de um novo pólo industrial cerâmico na cidade de São Gabriel usando uma energia renovável, produzida nas 50 pocilgas da região promovendo um novo Zoneamento Ecológico-econômico (ZEE), visando a utilização da energia renovável, dos dejetos da agropecuária em nova fonte energética. Após a análise da quantidade de biogás possível de ser obtido, verificou-se a demanda de consumo energético de uma indústria de cerâmica. Nela observa-se que existem demandas de energia elétrica (EE) e térmica (ET). A caldeira prevista na planta para a geração de vapor utilizará lenha como combustível, cujo consumo estimado é de 2m² de lenha por dia e produção de 1.500 kg/hora de vapor. Concluiu-se que a produção de biogás da região poderia atender as demandas de energia térmica e elétrica.

Palavras-chave: biogás, suinocultura, energia elétrica, energia térmica.

ABSTRACT: Given the legislation and more modern sustainability rules in the pork producers who supply a hog slaughter industry in the Mato Grosso do Sul state were forced to adapt to global production practices. Consequently, several digesters were deployed in the region in partnership with multinational firms that stayed with the carbon credit and repassed 10% of contracts for agricultural cooperative. The purpose of this work was to study the technical feasibility for the creation a new ceramic industrial center in São Gabriel city using a renewable energy produced in 50 piggeries in the region promoting a new Ecological-Economic Zoning (ZEE), aiming at energy use renewable agricultural waste in the new energy source. After analyzing the biogas amount can be obtained, there was demand for energy consumption in the pottery industry. It is observed that there are demands for electric energy (EE) and thermal (ET). The boiler in the plant expected to generate steam use wood as fuel, the estimated consumption is 2m² of firewood per day and producing 1500 kg / hour of steam. It was concluded that the biogas production in the region could meet the thermal and electrical energy demands.

Key Words: biogas, pig farming, electricity, thermal energy.

INTRODUÇÃO

A cidade de São Gabriel do Oeste, situada na região Norte do estado de Mato Grosso do Sul, possui um pólo muito forte e organizado de produção de carne suína e grãos. Nota-se que devido a sua grande organização, a maior quantidade de sua produção vai para o mercado externo, tendo de atender assim as mais rigorosas normas internacionais de produção sustentável.

Devido aos problemas de meio ambiente e com o intuito de atender a legislação e as mais modernas regras da sustentabilidade, os produtores de suínos que fornecem matéria-prima para um frigorífico da região foram obrigados a se adequar às práticas mundiais de produção, de modo a garantirem o fornecimento ao mercado externo (ANGONESE et al. 2006). Em consequência, foram implantados vários biodigestores na região em parcerias com firmas multinacionais que ficavam com o crédito de carbono e

repassavam 10% dos contratos para a COOASGO – Cooperativa Agrícola de São Gabriel Do Oeste, a cooperativa da região.

Para ANDRADE et al. (2002), os biodigestores são importantes para o saneamento da propriedade, pois o processo de digestão anaeróbia promove a redução da carga orgânica convertendo o carbono presente na matéria orgânica em metano (combustível), reduzindo os sólidos e também os microrganismos patogênicos presentes nos efluentes. Além de promoverem a reciclagem da matéria orgânica e dos nutrientes, possibilitam a higienização das instalações para criação de animais, bem como o tratamento de seus dejetos.

Observa-se que atualmente, nas propriedades da região, todo esse gás produzido está sendo queimado em *Flare*, de modo que o metano produzido nos biodigestores seja transformado em CO₂, não poluindo o meio ambiente e remunerando os investimentos feitos nos biodigestores e pocilgas. Nota-se ainda que quando se iniciaram os projetos na região, a tonelada de CO₂ era vendida por US\$ 37,00, atualmente estão pagando US\$ 5,50, o que vem dificultando a manutenção dos investimentos em todo o Brasil. Uma solução seria estudar e analisar uma melhor aplicação deste gás metano, ao invés de simplesmente queimá-lo.

A energia térmica desperdiçada hoje pode vir a adicionar aos produtores de suínos, uma renda que transformará a sua propriedade tanto tecnológica como financeiramente. Além de possibilitar que sua família se fixe no campo, fazendo o retorno para região daqueles que saíram à procura de melhor qualidade de vida.

Uma possibilidade do uso do gás produzido será o uso em indústria de cerâmica, na queima de fornos a gás. Para o setor cerâmico, será a possibilidade de ter uma energia renovável, de modo a produzir na região um produto com qualidade internacional e condições únicas de sustentabilidade. Aproveitando um resíduo e transformando uma simples argila em produtos que possam ser utilizados em qualquer lugar do mundo. Pretende-se, portanto, através desta pesquisa fazer uma análise do uso da energia proveniente dos subprodutos do setor suíno em novo pólo industrial na região (cerâmica), aproveitando a vocação da região para a produção de energia renovável.

MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizado um estudo de caso no município de São Gabriel do Oeste, cidade do estado do Mato Grosso do Sul. Para definição do trabalho foram realizadas visitas *in loco* nas propriedades de São Gabriel do Oeste. Também se realizou análises de mapas, cartas cartográficas, estudos e pesquisas com peões da região, boiadeiros, garimpeiros, entre outros.

Pesquisaram-se as condições do solo para verificar se na região encontra-se argila suficiente para utilizar em indústrias de cerâmica (um pólo produtor de cerâmica) e a qualidade desta matéria-prima. Averiguou-se também se há a possibilidade de se produzir a denominada cerâmica branca que apresenta, no mercado brasileiro, um valor agregado maior.

Verificou-se através de inúmeras visitas aos produtores que os biodigestores já estão implantados em diversos locais no município, entretanto foi necessário levantar as suas qualidades como volume de geração de gás e documentação referente ao meio ambiente.

Algumas possibilidades puderam ser avaliadas, as mais relevantes foram: levar o gás até a jazida de argila ou levar a argila até uma região que possua forte concentração de biodigestores e de fácil acesso ao transporte de produto acabado.

Desta forma, diante dos dados obtidos, foi realizado o trabalho em campo com o objetivo de conferir as informações, dados técnicos, condições atuais das instalações e documentações para ver a viabilidade física da execução e definir a solução mais indicada e viável à implantação e sobrevivência do projeto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verificou-se que os Biodigestores já implantados nas granjas locais possuem uma tecnologia pronta e de domínio público. O modelo adotado pelos associados da cooperativa COOASGO é o modelo Canadense de termomembrana com atuação anaeróbica de bactérias. A instalação destes biodigestores foi possível graças à parceria criada entre a cooperativa e as empresas AGCERT e BRASCARBON, que foram construídos sob o amparo de projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), aprovados junto à ONU.

Após os levantamentos e, buscando uma máxima concentração de granjas produtoras de suínos (o mais próximas possível entre si), verificou-se algumas opções. Desta forma, uma possibilidade interessante seria montar uma central de coleta e armazenamento de biogás em diversos pontos, pois os volumes se concentrariam e iniciar-se-ia uma operação mais viável financeiramente devido ao volume agregado.

Neste caso, a interligação de granjas será feita através de dutos construídos em PEAD (polietileno de alta densidade), sendo um ramal denominado de duto principal de 250 mm de diâmetro. As ligações das granjas ao duto principal, constituem-se nos dutos secundários, construídos em tubo PEAD de 140 mm. O biogás coletado nas granjas será conduzido pelos dutos por um sistema de bombeamento (bomba radial) a baixa pressão (2 a 3 bar) e por um sistema de propulsão tipo *booster* (sistema pneumático de potencialização da pressão do gás dentro dos dutos).

No estudo de quantidade de biogás gerado por dia, verificou-se que a COOASGO possui em sua área de domínio um total de 166.896 suínos de “mamando a caducando”. Todo este efetivo de animais em suas granjas, no entanto, possui uma movimentação entre nascimentos e abates que podem aumentar ou diminuir de acordo com estas movimentações, e que geram uma necessidade de abate diário médio superior a 1.500 cabeças por dia. Estes abates são realizados por um frigorífico para abate de suínos, com capacidade de 1.500 cabeças diárias.

Da totalidade de granjas da região de abrangência da COOASGO, 38 delas possui biodigestor. Ao todo são 75 biodigestores instalados nestas propriedades, pois algumas possuem mais de um biodigestor. Baseado na produção atual de biogás viabilizada pelos biodigestores instalados na COOASGO e, por técnicas de conversão de unidades, chegou-se a um número superior a 80.000 m³ de biogás dia produzido na área de atuação da Cooperativa. Após a análise da quantidade de biogás possível de ser obtido, verificou-se a demanda de consumo energético de uma indústria de cerâmica. Nela observa-se que existem demandas de energia elétrica (EE) e térmica (ET). A caldeira prevista na planta para a geração de vapor utilizará lenha como combustível, cujo consumo estimado é de 2m² de lenha por dia e produção de 1.500 kg/hora de vapor. A produção de biogás poderia atender as demandas de energia térmica e elétrica.

CONCLUSÃO

O aproveitamento da energia térmica vem de encontro à atual fase deficitária da energia elétrica proveniente da nossa matriz atual, a hídrica. Nota-se que se produz na região de São Gabriel do Oeste uma energia limpa resultante de dejetos que seriam enviados para o lençol freático e gases para o meio ambiente. Isto ocorre porque atualmente os produtores de suínos possuem os biodigestores que conseguem transformar esses dejetos em gás metano e biofertilizantes.

É importante salientar que a energia obtida através deste processo se diferencia da hídrica, pois esta depende de algumas variáveis incontroláveis, tais como a sazonalidade de chuvas, além disso, tem-se a vantagem de poder ser produzida e consumida na mesma localidade, o que pode representar redução de preço e perdas no sistema (COLDEBELLA, 2006). Além disso, o consumo de uma energia local, provenientes dos

dejetos dos suínos pode se caracterizar em uma forte fonte de renda para estes produtores, promovendo deste modo um retorno financeiro que possibilitará uma auto-sustentabilidade no processo promovendo um desenvolvimento técnico e econômico na região.

Outro fator a ser considerado relevante é que com a venda de gás para as cerâmicas, o produtor terá que aperfeiçoar seu sistema de manejo, passando a ser não somente um produtor de suínos, mais um produtor de energia independente e haverá um grande desenvolvimento em tecnologia e inovação na região, tanto em relação ao setor de energia como no setor de produção de suínos e biofertilizante.

Salienta-se que para a implantação de um Pólo Cerâmico em uma região é de vital importância que esteja disponível uma energia constante e de baixo custo, além de mão de obra especializada. Desta forma, destaca-se a necessidade de profissionais mais especializados, com maior conhecimento e domínio de novas matérias-primas e produtos. Entende-se também que haverá oportunidade de novas e inovadoras frentes de trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, M. A.N.; RANZI, T. J. D.; MUNIZ, R. N.; SILVA, L. G. S.; ELIAS, M. J. Biodigestores rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental. In: 4º ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL. São Paulo, 2002
- ANGONESE, A.; CAMPOS, A. T., JACARKIM; C. E. (2006) Eficiência Energética de Sistemas de Produção de Suínos com Tratamento dos Resíduos em Biodigestores. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, V. 10, n.3.
- COLDEBELLA, A. Viabilidade do Uso do Biogás da Bovinocultura e Suinocultura para a geração de Energia Elétrica e Irrigação em Propriedades Rurais. Dissertação (mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE. Cascavel, 2006.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

COMPOSIÇÃO MÉDIA DO BIOGÁS DE DIFERENTES TIPOS DE BIOMASSA

Lins, L.P.*¹; Mito, J.Y.L.²; Fernandes, D. M.³

¹Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás (CIBiogás-ER), Fundação Parque Tecnológico Itaipu – FPTI, Biogás, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

²Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás, Foz do Iguaçu-PR-Brasil.

³Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon-PR-Brasil.
e-mail: leonardo.pereira@cibiogas.org

RESUMO: O biogás é uma fonte renovável e alternativa de energia, produzido por meio de sistemas anaeróbios de biodigestão, podendo ser aproveitado na geração de energia elétrica, térmica e veicular. Os principais componentes do biogás são o metano (CH₄), gás carbônico (CO₂) e o gás sulfídrico (H₂S). Seu potencial energético pode ser avaliado pelo seu poder calorífico, este diretamente relacionado com o percentual de metano presente na composição do biogás. O intuito deste trabalho é comparar a qualidade do biogás produzido por diferentes tipos de biomassas. As análises foram realizadas em 6 unidades produtivas com distintas fontes de biomassas, onde utilizou-se equipamentos analisadores de gases para verificar a qualidade de biogás em cada unidade, entre janeiro de 2012 e junho de 2014. Os resultados obtidos demonstraram que as unidades de suinocultura apresentam maiores teores de metano, porém níveis altos de gás sulfídrico.

Palavras-Chave: resíduo agropecuário, gás sulfídrico, metano, qualidade do biogás.

THE AVERAGE COMPOSITION OF THE BIOGAS DIFFERENT TYPES OF BIOMASS

ABSTRACT: Biogas is a renewable source and alternative for energy produced by anaerobic digestion systems, which can be used to generate electricity, heat and vehicular. The main components of biogas are methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂) and hydrogen sulphide (H₂S). Its energy potential can be evaluated by the calorific value, directly related to the percentage of methane present in the biogas composition. The aim of this work is to compare the quality of the biogas produced by different types of biomass. Analyses were performed on six production units with different sources of biomass, and in which one was used a gas analyzer to check the quality of biogas between January 2012 and June 2014. The results showed that the swine units have higher levels of methane, but high levels of hydrogen sulfide.

Key Words: agricultural residue, hydrogen, methane, biogas of quality.

INTRODUÇÃO

O desenfreado crescimento populacional relaciona-se diretamente com o crescimento da produção de produtos e serviços de diversos setores. Com o aumento destas atividades o consumo de energia que é fornecido por agentes externos, inevitavelmente, também cresce. Dentre estes setores destacam-se as agroindústrias e agropecuárias que possuem produção de passivos ambientais durante as várias fases do seu processo e que necessitam de soluções tecnológicas para mitigar os impactos causados por estas atividades econômicas.



**IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ**

Este cenário busca por fontes alternativas de energia fomentando uma economia com utilização de energia limpa, redução da poluição atmosférica, das águas e dos solos, possível utilização ou comercialização do biofertilizante, em substituição ao adubo químico, ao mercado, dentre outros benefícios.

Neste sentido, o desenvolvimento energético no meio agroindustrial e agropecuário vem buscando por novas fontes geradoras de energia, visando à redução de custos para as produções destes segmentos, gerando diversos impactos positivos. Uma alternativa é a realização do tratamento anaeróbio da biomassa para o aproveitamento da produção de biogás na geração de energia e do biofertilizante, ambos trazendo ganhos econômicos, ambientais e sociais ao empreendimento.

De acordo com Bley Junior (2009) o aproveitamento do biogás para uso energético causa grande impacto na economia local, pois há a descentralização da geração de energia que deve ser medida em quilowatt hora, em sanidade ambiental e desenvolvimento microeconômico local. Conforme KUCZMAN *et al.* (2011) ressalta que os sistemas de biogás conduzem a ganhos ambientais devido ao benefício indireto do manejo do solo e a manipulação de produtos dos resíduos orgânicos, como redução da lixiviação de nitrogênio, amônia e metano.

O Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás (CIBiogás-ER) vivenciando este contexto, desenvolve e aplica estratégias e articulações à produção e transferência de tecnologias para consolidação da produção e uso do biogás e outras fontes renováveis para geração de energia e uso de seus subprodutos, incentivando o uso de energias renováveis, com ênfase no produto biogás para que desta forma seja reconhecido e faça reconhecer as instituições parceiras como referência, no âmbito local, nacional e internacional.

E para cumprir com seu objetivo, o CIBiogás-ER atua com projetos, tecnologias e Unidades de Demonstração (UD's), que são unidades pertencentes na sua grande maioria ao setor agropecuário e agroindustrial brasileiro, como exemplo pode-se citar: unidades de processamento de mandioca e amido, unidades industriais de aves, condomínio agroenergético rural, unidades de produção de leitões, unidades de produção de aves entre outras, para serem utilizadas como referência de acesso a dados, informações, orientações e soluções tecnológicas.

Este trabalho tem por objetivo comparar a qualidade do biogás produzido por diferentes tipos de biomassa sendo elas: amidonária, bovinocultura leiteira, aves de postura com bovinocultura de corte, abatedouro de aves, suinocultura em terminação e matriz.

MATERIAL E MÉTODOS

Os trabalhos de análise da composição do biogás foram realizados *in loco* em 06 Unidades de Demonstração que fazem parte Plataforma Itaipu de Energias Renováveis – PIER e do CIBiogás-ER, duas vezes por mês, durante o período de janeiro de 2012 até junho de 2014. Essas Unidades possuem diferentes tipos de biomassa (efluentes líquidos), sendo providas: de amidonária (mandioca), bovinocultura leiteira, misto de aves de postura com bovinocultura de corte, frigorífico de aves, suinocultura – terminação e suinocultura – unidade produtora de leitões.

Paras as medições foram utilizados dois equipamentos, sendo um de análise gás modelo X-am 7000 da marca Dräger, que faz a medição contínua e simultânea de cinco gases (metano – CH₄-%, dióxido de carbono – CO₂-%, oxigênio – O₂-%, gás sulfídrico – H₂S-ppm e hidrogênio – H₂-ppm), e do equipamento OdaLog Modelo: Type L2 H₂S, o qual faz a medição somente gás sulfídrico. Este equipamento somente era utilizado quando a composição de H₂S fosse superior a 2000 ppm.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

Os pontos adotados para as medições foram preparados com a instalação de conexões e registros de PVC e adaptadores para o posicionamento da sonda do analisador de gás. Esses pontos estão localizados em tubulações de PVC interligados aos biodigestores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores apresentados na Tabela 1 foram obtidos por meio da realização da média aritmética dos resultados das análises, para os gases de CH₄, CO₂ e H₂S.

Considerando a composição de CH₄, CO₂ e H₂S descritos na Tabela 1, e os estudos de Coelho *et al.* (2006) e Flare *et al.* (2009) onde indicam que o biogás apresenta uma faixa de 50-70% de metano, 25-45% de gás carbônico e outros gases como nitrogênio e ácido sulfúrico (H₂S), podemos afirmar que os valores obtidos e apresentados estão dentro de um espaço aceitável para seu uso. Entretanto observamos uma grande variação na concentração de H₂S que embora esteja menor que 3% do volume total do biogás, o mesmo é responsável pela corrosão de componentes do sistema e pelo odor característico do biogás (CASSINI, 2003), e dependendo de sua utilização torna-o limitado pela presença do ácido (FLARE *et al.* 2009)⁴.

CONCLUSÃO

De acordo com Schnürer & Jarvis, (2009)⁶, a composição do biogás está diretamente relacionada ao tipo e a composição do substrato, por este motivo há variação na composição do biogás de diferentes tipos de biomassa residual.

Ainda que seja evidente conhecer a quantidade de biogás produzida no sistema de biodigestão, sua composição ainda é mais importante, porque poderemos sugerir com segurança o destino que se dará a esse biogás e se haverá necessidade de realizar algum tratamento específico antes de realizar seu aproveitamento. Segundo Galbiatti *et al.* (2010) o conhecimento da qualidade do biogás é imprescindível, pois deve-se ter a noção exata do comportamento da variação dos componentes do biogás, durante o processo fermentativo uma vez que, com base nesses dados é que se pode constatar e caracterizar sua variação na fermentação e poder sugerir controle da qualidade do gás a ser purificado e armazenado.

Conclui-se que os teores de CH₄ estiveram dentro das referências encontradas, além disso, detectou-se que a suinocultura e avicultura apresentaram grandes teores de CH₄, porém, com concentração de H₂S superior as outras unidades. Indicando que a composição do biogás está diretamente relacionada com as características da biomassa, manejo adotado, ao tipo de sistema e tecnologia utilizados na biodigestão.

Há necessidade, portanto, de realizar estudos e acompanhamentos mais aprofundados de cada unidade, para verificar qual é a contribuição de cada um desses itens no processo de biodigestão, produção e qualidade do biogás.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio do Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás (CIBiogás-ER), à Fundação Parque Tecnológico Itaipu (FPTI) e à Assessoria de Energias Renováveis da Itaipu Binacional (ER.GB) pelas ações de desenvolvimento e estímulo no fomento do uso de energias renováveis, mais precisamente com o produto biogás, e pelo apoio no presente estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BLEY JUNIOR, C.; LIBÂNIO, J. C.; GALINKIN, M.; OLIVEIRA, M. M. **Agroenergia da biomassa residual: perspectivas energéticas, socioeconômicas e ambientais.** Foz do Iguaçu/Brasília: Technopolitik Editora, 2009.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

- COELHO, S. T., VELAZQUEZ, S. M. S. G., SILVA, O. C. da et al. **Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto**. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 6., 2006, Campinas.
- FRARE, L. M.; GIMENES, M. L.; PEREIRA, N. C. **Processo para remoção de ácido sulfídrico de biogás**. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v.14, n.2, Junho 2009.
- CASSINI, T. S. (coordenador). Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. Rio de Janeiro, 2003.
- KUCZMAN, O. et al. **Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única**. Eng. Agríc., Jaboticabal, v. 31, n. 1, Feb. 2011.
- SCHNÜRER, A; JARVIS, A. **Microbiological Handbook for Biogas Plants Swedish Waste Management U2009:03** Swedish Gas Centre Report 207, Suécia, Abril 2009.
- GALBIATTI, J. A. et al. **Estudo qualitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, n.4, p. 432-437, 2010.

Tabela 1 – Composição média do biogás para diferentes tipos de biomassa

Biomassa residual (efluente)	Composição Biogás		
	CH ₄ - %	CO ₂ - %	H ₂ S - ppm
Amidonaria (mandioca)	54,3	44,9	97,0
Bovinocultura leiteira	59,6	39,1	329,3
Misto (aves de postura + bovinocultura de corte)	69,2	29,8	64,1
Abatedouro de aves	68,2	29,6	1897,1
Suinocultura - terminação	62,0	37,0	2.782,3
Suinocultura - produção de leitões	68,4	30,6	1.309,1

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS

CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS, ÓLEO DESCARTADO E MICRORGANISMOS LIPOLÍTICOS: REDUÇÕES DE SÓLIDOS E COLIFORMES

Sunada, N.S.¹; Schwingel, A.W.*²; Lucas Junior, J.³; Orrico, A.C.A.⁴; Orrico Junior, M.A.P.⁴; Manarelli, D.M.⁵;

¹Doutoranda em Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal-SP-Brasil.

²Mestre em Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

³Prof. Titular, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal-SP-Brasil.

⁴Professores Adjuntos, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

⁵Graduanda em Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrárias, UFGD, Dourados-MS-Brasil.

*e-mail: alice_watte15@hotmail.com

RESUMO: O objetivo do trabalho foi avaliar o processo de co-digestão anaeróbia em biodigestores alimentados com dejetos de suíno acrescidos de óleo de descarte e microrganismos liofilizados sobre as reduções dos teores de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), fibra em detergente neutro (FDN) e coliformes. Para desenvolvimento do ensaio foram preparados substratos contendo 4% de ST, compostos por dejetos de suínos, óleo de descarte (nas proporções 8, 10 e 12% de óleo em relação aos teores de ST do substrato), microrganismos liofilizados (Biol® - nas concentrações de 10g/m³ e 15g/m³), água para diluição destes resíduos e inóculo para abastecimento de biodigestores batelada. As reduções dos NMP de coliformes totais e termotolerantes permitiram a obtenção de biofertilizantes com valores máximos de até de 4,3x10⁴ por mL de material. Não houve diferença significativa entre os tratamentos quanto às reduções dos constituintes sólidos, com remoção média de 54,14% de ST, 62,79% de SV e 49,16% de FDN. O uso de 10 a 15g/m³ de Biol® na co-digestão de dejetos de suínos com até 12% de óleo de descarte não alterou as reduções de sólidos totais, sólidos voláteis, fibra em detergente neutro e coliformes totais e termotolerantes.

Palavras-Chave: biodigestor, Biol®, suinocultura, resíduos agroindustriais.

ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SWINE MANURE, OIL DISCARDED AND LIPOLYTIC MICRORGANISMS - REDUCTIONS OF SOLIDS AND COLIFORMS

ABSTRACT: The aim of the study was to evaluate the process of anaerobic co-digestion in digesters fed with swine manure together with disposal oil and lyophilized microorganism on the reduction of total solids (TS), volatile solids (VS), neutral detergent fiber (NDF) and coliforms. For assay development were prepared substrates containing 4% of TS consisting of swine manure, disposal oil (in the proportions 8, 10 and 12% of oil in relation to content of TS substrate), lyophilized microorganism (Biol® - in concentrations of 10 g / m³ and 15 g / m³), water for dilution of these residues and inoculum for batch digesters supply. Reductions of MPN of total and fecal coliforms allowed obtaining biofertilizers with maximum values of up to 4,3x10⁴ per ml of material. There was no significant difference between treatments for the reduction of solid constituents, with an average removal of 54.14% of TS, 62.79% of VS and 49.16% NDF. The use of 10 to 15g / m³ Biol® on co-digestion of pig manure with up to 12% of discarded oil did not alter the reduction of total solids, volatile solids, neutral detergent fiber and total and fecal coliforms.

Key Words: agro-industrial residues, biodigester, Biol®, swine farming.

INTRODUÇÃO

O Brasil se destaca no cenário mundial como produtor de suínos, ocupando a 4^o posição no ranking. A produção mundial atingiu 107.514.000 toneladas de carcaças suínas, e a

brasileira 3.370.000 toneladas de carcaça em 2013 (ABIEPCS, 2014). Deve-se ainda considerar que essa grande representatividade da atividade gera consequentemente uma maior produção de dejetos.

A atividade é caracterizada por elevada capacidade poluente dos dejetos gerados, principalmente pelas concentrações de matéria orgânica, coliformes totais e termotolerantes e significativas quantidades de nutrientes, especialmente N e P, que conferem à suinocultura o título de uma das atividades agropecuárias que mais preocupam no que se refere aos impactos causados pelos seus resíduos no meio ambiente.

Dentre as formas biológicas de tratamento, a biodigestão anaeróbia é amplamente empregada, sendo este processo responsável por tornar o produto final estável e higienizado, com o adicional de produção do biogás e biofertilizante (Orrico Junior et al., 2010). Os principais benefícios dessa forma de tratamento é a diminuição carga poluidora do material, que poderá ser utilizado como fertilizante com menor risco ao ambiente do que se fosse lançado bruto e possibilidade de comercialização do biogás.

O uso de processos anaeróbios é amplamente aplicado no tratamento de dejetos de suínos. A digestão conjunta dos dejetos originados com a produção animal e resíduos que complementem a composição dos substratos é conhecida por co-digestão. Nesta concepção, a utilização de resíduos ricos em carbono, como o óleo, tem sido amplamente empregada pela indústria, com resultados positivos sobre a geração do biogás (Zhang et al., 2013).

O levantamento apresentado por Lansing et al. (2010), a partir de resultados compilados, considerou que os dejetos da produção animal são os melhores substratos para desenvolverem a co-digestão com resíduos contendo alto nível lipídico, em virtude da elevada alcalinidade dos dejetos, que apresentam resistência para a acidificação. Somam-se ainda, segundo o referido autor, os elevados conteúdos de amônia dos dejetos, que representam importante condição para o crescimento microbiano.

Em contrapartida aos efeitos benéficos da co-digestão dos dejetos de suínos e óleo sobre o tratamento de ambos, são relatados problemas operacionais como o entupimento dos biodigestores e a dificuldade de solubilidade dos substratos, o que poderia limitar a eficiência no processo de digestão (Cirne et al., 2007).

A utilização de microrganismos produtores de enzimas lipolíticas para o tratamento destes resíduos vem sendo estudada há algum tempo pela indústria alimentícia. O consórcio de bactérias no tratamento de efluentes ricos em lipídios caracteriza uma prática que pode ser empregada em sistemas anaeróbios. Em estudo realizado por Mongkolthananuruk e Dharmstithi (2002) comprovou-se a melhoria da biodegradabilidade em reatores anaeróbios mantidos com resíduos ricos em lipídeos, resultando em eficientes reduções de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e dos conteúdos lipídicos ao inocularem no meio *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Acinetobacter*.

Desta forma, objetivou-se com a execução deste trabalho avaliar as reduções dos teores de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e fibra em detergente neutro (FDN) do processo de co-digestão anaeróbia em biodigestores alimentados com dejetos de suíno acrescidos de óleo de descarte e microrganismos liofilizados.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural utilizando-se os dejetos gerados no Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia, ambos pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista/Unesp – Câmpus de Jaboticabal, SP.

Para a coleta dos dejetos de suínos adotou-se a limpeza da baia dos animais no dia anterior e a retirada das fezes e urina excretadas até o dia seguinte, procedendo-se a raspagem do piso, sem a adição de água. Os animais estavam em fase de terminação e

alimentados por dietas formuladas para atender às exigências da fase. O óleo foi obtido por doação, em pastelaria comercial, já em condições de descarte (após diversas frituras).

Os substratos, para os biodigestores, foram preparados com os dejetos de suínos, óleo de descarte (nas proporções de 8, 10 e 12% de óleo em relação aos teores de ST- do substrato), microrganismos liofilizados - Biol® (10 e 15 g/m³), água para diluição dos resíduos e inóculo, na concentração inicial de 4% de ST. O inóculo foi preparado com os dejetos de suínos e, na concentração inicial de 2,77% de ST, sendo considerado pronto a partir de aproximadamente 90 dias de fermentação (quando atingiu concentração máxima de metano).

Para o desenvolvimento da co-digestão foram utilizados 18 biodigestores modelo batelada de bancada, com capacidade média para 1,3 litros de substrato em fermentação.

Nos afluentes e efluentes foram determinadas as concentrações de ST, SV e NMP de coliformes totais e termotolerantes pela metodologia descrita por APHA (2005). As determinações dos conteúdos de FDN foram realizadas conforme metodologias propostas por Detmann et al. (2012).

Para o ensaio foi adotado um delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial (6 tratamentos – 3 níveis de inclusão de óleo de descarte e 2 níveis de inclusão de microrganismos liofilizados) com três repetições. Os resultados foram submetidos à análise de variância e comparações de médias realizadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade, sendo as análises realizadas com o auxílio do pacote computacional R.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As reduções dos NMP de coliformes totais e termotolerantes alcançaram mais de 90% e permitiram a obtenção de biofertilizantes com valores máximos de até de $4,3 \times 10^4$ por mL de material, sendo estes resultados superiores aos encontrados por Orrico Junior (2010) trabalhando com a biodigestão anaeróbia de dejetos de suíno com e sem a separação da fração sólida. Apesar da elevada redução ainda não foi atingido um valor seguro, preconizado em no máximo 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL de efluente (CONAMA, 2005). Desta forma, indica-se um subsequente tratamento para utilização deste biofertilizante em irrigação de alimentos consumidos frescos.

Quanto às reduções dos constituintes sólidos, verificou-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos. Independente das doses de inclusão de microrganismos lipolíticos utilizados e níveis de inclusão de óleo de descarte houve comportamento semelhante, sendo observados altos valores de redução (Tabela 1).

Holm-Nielsen et al. (2008) utilizaram o On-Line Near Infrared Monitoring (NIR) para os AGV gerados em um processo de fermentação de dejetos com resíduos orgânicos de indústria alimentícia e glicerol puro (99,5% de glicerol), em reatores semi-contínuos mantidos a 53°C. Conforme os autores aumentaram inclusão de glicerol de 3,5 para 6,5%, em relação ao volume total do digestor, houve maior produção de AGV, ocasionando inibição da etapa metanogênica e posterior colapso do sistema. Apesar dos substratos altamente lipídicos fornecidos aos biodigestores, este comportamento não foi observado no presente trabalho, possivelmente pela eficácia da inclusão dos microrganismos, pois mesmo com as maiores doses de óleo e queda na remoção da matéria orgânica, não houve diferença estatística entre os tratamentos e o colapso do sistema foi evitado.

CONCLUSÃO

O uso de 10 a 15g/m³ de Biol® na co-digestão de dejetos de suínos com até 12% de óleo de descarte não alterou as reduções de sólidos totais, sólidos voláteis, fibra em detergente neutro e coliformes totais e termotolerantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. Estatísticas – Mercado Mundial: Produção mundial de carne suína. 2014. Disponível em: < <http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html> >. Acesso em: 29/10/2014.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for examination of water and wastewater. 21th ed. Washington: American Water Works Association, 2005. 1.368 p.

CIRNE, D.G.; PALOUMET, X.; BJÖRNSSON, L.; ALVES, M.M; MATTIASSON, B. Anaerobic digestion of lipid-rich waste – Effects of lipid concentration. Renewable Energy, v.32, n.6, p.965-975, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama >. Acesso em: 14/10/14.

DETMANN, E.; SOUZA, M.A.; VALADARES FILHO, S.C. et al. 2012. Métodos para análise de alimentos. INCT - Ciência Animal. 1 ed: 214p. Visconde do Rio Branco, MG, BR.

HOLM-NIELSEN, J.B., LOMBORG, C.J., OLESKOWICZ-POPIEL, P. et al. On-line near infrared monitoring of glycerol-boosted anaerobic digestion processes: evaluation of process analytical technologies. Biotechnology and Bioengineering, v.99, p. 302-313. 2008.

LANSING, S.; MARTIN, J. F.; BOTERO, R. B.; SILVA, T. N.; SILVA, E. D. Methane production in low-cost, unheated, plug-flow digesters treating swine manure and used cooking grease. Bioresource Technology, v.101, p.4362-4370, 2010.

MONGKOLTHANARUK, W.; DHARMSTHITI, S. Biodegradation of lipid-rich wastewater by a mixed bacterial consortium. International Biodeterioration & Biodegradation, v. 50, p. 101-105, 2002.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.30, n.4, p.600-607, 2010.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. Bioresource Technology, v.129, p. 170-176, 2013.

Tabela 1. Reduções percentuais de Sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e fibra em detergente neutro (FDN) durante a co-digestão de substratos preparados com dejetos de suínos, doses crescentes de óleo de descarte e microrganismos lipolíticos.

Tratamento	ST (%) red.	SV (%) red.	FDN (%) red.
8% dos ST de óleo e 10g/m ³ Biol®	58,20 a	65,91 a	55,37 a
8% dos ST de óleo e 15g/m ³ Biol®	53,63 a	62,85 a	51,53 a
10% dos ST de óleo e 10g/m ³ Biol®	53,16 a	61,10 a	42,09 a
10% dos ST de óleo e 15g/m ³ Biol®	52,95 a	62,38 a	52,63 a
12% dos ST de óleo e 10g/m ³ Biol®	53,29 a	62,40 a	50,47 a
12% dos ST de óleo e 15g/m ³ Biol®	53,62 a	62,12 a	42,87 a
¹ CV (%)	4,75	2,96	16,04

¹CV: coeficiente de variação; Médias seguidas de letras distintas diferem entre si, pelo teste de Tukey (P<0,05).

RESÍDUOS DOS PRODUTOS DE USO VETERINÁRIO EM PROPRIEDADES RURAIS: DIAGNÓSTICO DO DESCARTE

Gonçalves, A.M.M.^{*1}; Bastos, P.A.S.¹; Souza, VAF.¹; Pituco, E.M.²;
Stachissini, A.V.M.³; Vaz, J.A.M.C.⁴

1 Docente das Faculdades Metropolitanas Unidas (FMU), São Paulo-SP-Brasil 2 Pesquisador Científico VI, Instituto Biológico 3 Médica Veterinária, Fiscal Federal Agropecuário do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, UTRA-BOTUCATU/DDA/SFA-SP, Botucatu/SP 4 Médica Veterinária, Fiscal Federal Agropecuário do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, UTRA-CAMPINAS/DDA/SFA-SP, Campinas, SP.

e-mail: andreiamartarello@gmail.com

RESUMO: O Brasil tem o segundo maior rebanho bovino do mundo, com mais de 212 milhões de animais além de uma crescente produção de suínos e aves. Tais criações necessitam de vacinação, antiparasitários e outros insumos farmacêuticos, gerando milhões de frascos vazios que são descartados inadequadamente nas propriedades rurais, gerando impacto ambiental com a poluição do solo, água e ar, e causando riscos à saúde ocupacional do trabalhador rural. Estes resíduos são denominados Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) e necessitam de cuidados especiais desde sua geração até a disposição final. A legislação brasileira e normas técnicas vigentes instituem a responsabilidade do manejo dos RSS aos seus geradores. O presente trabalho teve como finalidade avaliar o descarte destes RSS em pequenas propriedades rurais. Para isso, utilizou a observação sistemática e um questionário para levantamento do gerenciamento em vinte e seis propriedades rurais. Dentre as propriedades rurais investigadas os RSS originados por serviços prestados à saúde animal apresentam gerenciamento incorreto. No Brasil, dado o número de animais, é premente a adoção de disposição adequada para que se minimize o impacto ambiental.

Palavras-chave: Gestão Ambiental, Resíduos de Assistência à Saúde Animal, Resíduos Rurais, Saúde Ambiental.

Abstract: Brazil has the second largest cattle herd in the world, with more than 212 million animals in addition to the increasing production of pigs and poultry. Such creations require vaccination, pesticides and other pharmaceuticals inputs, producing millions of empty bottles that are improperly discarded on rural properties, generating environmental impact with the pollution of soil, water and air, and causing risks to occupational health for rural workers. These residues are called Waste of Health Services (RSS) and require special care since their generation to final disposal. The Brazilian legislation and effective technical standards establish the responsibility for managing of RSS to their generators. The aim of this work was to evaluate the discard of these RSS in small rural properties. For this, a systematic observation and a questionnaire to survey the management in twenty-six rural properties were applied. Among the rural properties investigated the RSS generated by services to the animal health management are inadequate. In Brazil, given the number of animals, it is urgent to adopt adequate provision to minimize the environmental impact.

Keywords: Environmental Management, Animal health assistance residues, Rural residues, Environmental health.

INTRODUÇÃO

O Brasil tem o segundo maior rebanho bovino do mundo, com mais de 212 milhões de animais além de uma crescente produção de suínos e aves (FAO, 2013, DRUM et al., 2104). Tais criações necessitam de vacinação, antiparasitários e outros insumos farmacêuticos, gerando milhões de frascos vazios que são descartados inadequadamente nas propriedades rurais, gerando impacto ambiental com a poluição do solo, água e ar, e causando riscos à saúde ocupacional do trabalhador rural.

Segundo estudo preliminar realizado pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEa), os resíduos sólidos inorgânicos do setor agrosilvopastoril, a bovinocultura que representa 55 % do mercado veterinário, gerou de 26,3 milhões de frascos de vacinas e 7,4 milhões de embalagens de antiparasitários. Já a avicultura, com aproximadamente 15% do mercado, gerou aproximadamente 10 milhões de ampolas de vacinas (BRASIL, 2012).

Estes resíduos originados por serviços prestados à saúde animal, como seringas, agulhas, ampolas, frascos de vacinas e embalagens de parasiticidas, entre outros produtos de uso veterinários, são denominados Resíduos de Serviços de Saúde (RSS). Tais resíduos são classificados como “Resíduos Perigosos”, que necessitam de cuidados especiais desde sua geração até a disposição final (ABNT, 2004). Além disso, uma vez manejados de forma inadequada representam riscos à saúde humana (TAKAYANAGUI, 2005; GÜINTHER, 2010).

Dessa forma, o gerenciamento do RSS gerado em propriedades rurais torna-se uma preocupação pelo risco ocupacional e ambiental, significativos, que o manejo deles representa (SILVA *et al*, 2002; TAKAYANAGUI, 2005; GÜINTHER, 2010), principalmente, o acondicionamento incorreto e o destino final inadequado (SILVA *et al*, 2002; GÜINTHER, 2010).

Atualmente, a legislação brasileira e normas técnicas vigentes, Resolução de Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) n°306/2004 e Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n°358/2005, determinam que todos os resíduos gerados dos serviços relacionados ao atendimento à saúde humana ou animal, inclusive os de serviços de assistência domiciliar e de trabalhos de campo, por suas características, necessitam de processos diferenciados em seu manejo, além de disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2004; BRASIL, 2005). E instituem a responsabilidade do manejo dos RSS, desde a geração até a disposição final, aos seus geradores, sendo que os RSS devem ser acondicionados, identificados e recolhidos pelos próprios agentes de atendimento ou por pessoa treinada para a atividade e encaminhados ao estabelecimento de saúde de referência (BRASIL, 2004; BRASIL, 2005, BRASIL, 2012).

Isso vem ao encontro da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), lei 12.305/2010, que estabelece, como instrumentos para minimizar a geração dos resíduos sólidos, os sistemas de logística reversa e outras ferramentas relacionadas à implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, obrigando fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes a retornar os produtos após o uso pelo consumidor (BRASIL, 2010).

Um exemplo de sucesso a ser seguido é o das embalagens de agrotóxicos. Por meio do Decreto-lei 4.074/2002 e da regulamentação dada pela Lei 9.974/2000, foi estabelecida a obrigatoriedade de devolução das embalagens vazias de agrotóxicos, pelos usuários, aos estabelecimentos comerciais onde os produtos foram adquiridos. As embalagens dos antiparasitários apresentam semelhança química e/ou estrutural aos agrotóxicos, portanto, é razoável que estas tenham o mesmo descarte adequado (BRASIL, 2000; PERES *et al*, 2012). Ressalta-se que não há menção, na maioria da legislação vigente no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), sobre normas ou regras quanto à destinação de embalagens vazias dos produtos de uso veterinário.

Segundo Morosino (2000) e Ribeiro Filho (2000), a justificativa para o não cumprimento da legislação, por grande parte dos geradores dos resíduos de atendimento à saúde humana, é a falta de informações ou o desconhecimento sobre o assunto.

Para avaliar se o mesmo acontece com os resíduos de atendimento à saúde animal nas propriedades rurais, esse trabalho de pesquisa teve como objetivo verificar a forma como estes resíduos são descartados e se a sua destinação é adequada, visando o desenvolvimento de um plano de práticas educativas sanitárias para o gerenciamento.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho caracteriza um estudo descritivo exploratório que teve como finalidade avaliar o descarte dos resíduos de produtos de uso veterinário em pequenas propriedades rurais. Para isso, utilizou a observação sistemática e um questionário para levantamento do gerenciamento adotado para os resíduos em vinte e seis propriedades rurais. A não identificação do estabelecimento visa o sigilo e maior confiabilidade dos resultados obtidos. Foram avaliados: o tipo de exploração animal; número de animais; quais produtos foram utilizados no último ano nos animais; o que foi feito com os frascos dos produtos veterinários usados; se existe coleta de resíduo e a frequência desta coleta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre as propriedades rurais investigadas, verificou-se que há criação de bovinos leiteiros em 57,7% (15/26), de bovinos de corte em 57,7% (15/26), de aves de postura em 23,1% (6/25) e de aves de corte em 11,5% (3/26). Em uma delas foi relatada a criação de ovinos (3,8%), e de peixes e equinos (3,8%). Onze proprietários informaram a extensão geográfica, sendo que a área média destas foi de 28,31 ha ($\pm 42,3$ ha).

A tabela 1 indica a média de animais por propriedade segundo o tipo de criação, e o respectivo desvio padrão.

Em relação aos tipos de produtos, 96,2% (25/26) referiu o uso de vacinas, 53,8% (14/26) de antibióticos, 42,3% (11/26) de anti-inflamatórios, 69,2% (18/26) de carrapaticidas, 80,8% (21/26) de antiparasitários, e 65,4% (17/26) de fertilizantes. Além destes, foi relatada o uso de adubo químico em 15,4% (4/26), e individualmente o uso de homeopatia contra carrapatos e moscas, adubo orgânico, ocitocina, esterco, e fertilizante à base de uréia. Tais resultados, associados ao valor médio de animais por propriedade, sinalizam o importante montante de resíduos produzidos pelo setor.

A tabela 2 representa os principais destinos dos resíduos dentre as propriedades avaliadas, indicando quantas delas referiram tal procedimento.

Em onze propriedades foi relatada a existência de coleta de resíduos. Em relação à frequência, em sete delas a coleta é realizada uma vez por semana; em duas, duas vezes por semana, sendo que dois proprietários não informaram a regularidade de coleta.

Ressalta-se que aqueles que enterram, queimam, jogam nos rios ou ambiente os frascos vazios ou, ainda, com restos de produtos, poluem o meio ambiente. Dentre aqueles que responderam outro destino que não os listados, a principal forma de descarte foi o lixo domiciliar. Adverte-se que, tanto os produtores rurais que descartam os frascos resultantes das práticas com os animais na coleta de resíduos comuns coletados pela limpeza pública ou quaisquer outras disposições citadas, adotam prática inadequada, dado o risco ocupacional e ambiental pela característica do produto (SILVA *et al*, 2002; TAKAYANAGUI, 2005; GÜINTHER, 2010).

É incontestável a vocação agropecuária do Brasil, sendo fundamental a adoção rápida e cuidadosa para que esta atividade não degrade o meio ambiente, dado o número expressivo de animais no rebanho nacional (FAO, 2013, DRUM *et al.*, 2104), e conseqüentemente, o enorme volume de frascos gerados na atenção à saúde destes animais (BRASIL, 2012). Neste sentido, o modelo de logística reversa adotado para as embalagens de agrotóxico (BRASIL, 2000; PERES *et al*, 2012) deve ser utilizado ou adaptado, na medida da necessidade, aos resíduos inorgânicos originados por serviços prestados à saúde animal rural. Ressalta-se a importância do envolvimento do setor industrial para o sucesso das ações.

CONCLUSÃO

Dentre as propriedades rurais investigadas (100%) os resíduos inorgânicos originados por serviços prestados à saúde animal tem destinação incorreta. No Brasil, dado o número de animais, é premente a adoção de destinação correta deste resíduo rural inorgânico para que se minimize o impacto ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- FAO, Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura World Livestock 2013 – Changing disease landscapes. Rome. 2013 Disponível em <URL: <http://www.fao.org/docrep/019/i3440e/i3440e.pdf>>. Acesso em: 21 set. 2014
- BRASIL, Decreto nº 4.074, de 04 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei no BRASIL. Lei nº. 9.974, de 06 de junho de 2000. Altera Lei nº. 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, experimentação, produção, embalagem, e rotulagem, transporte, armazenamento, comercialização, propaganda comercial, utilização, exportação, destino final dos resíduos, controle, inspeção e fiscalização e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Diário Oficial da União, Brasília, DF. p 000001, 07 Jun. 2000. col.1.
- BRASIL, Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 dez. 2010, Seção 1, Edição Extra.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RDC nº 306, de 07 de dezembro de 2004. Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Diário Oficial da União, Brasília, DF, de 10 de dezembro de 2004. Disponível em <URL: http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/2004/rdc/306_04rdc.htm>. Acesso em: 22 set. 2014.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução CONAMA nº 358, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Diário Oficial da União; Poder Executivo, Brasília, DF, 4 de maio de 2005. Seção 1, p. 63-5.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Versão pós Audiência Pública e Consulta Pública para Conselhos Nacionais, Brasília, 2012 Disponível em <URL: http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir1529/PNRS_consultaspublicas.pdf>. Acesso em: 21 set.2014
- DRUM, M et al. Anuário brasileiro da pecuária 2014 Santa Cruz do Sul : Editora Gazeta Santa Cruz, 2014
- GÜINTHER,W. M. R. Elaboração de plano de gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde – PGRSS. Apostila FSP- USP, São Paulo, Fev. 2010.
- MOROSINO, J.J.G. Resíduo hospitalar – o problema. 2000 Disponível em: <URL: <http://www.vidaconsultore.com.br/lixo.htm>>. Acesso em: 15 de jun. de 2012.
- PERES et al. Uso de agrotóxicos na produção de soja do Estado do Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais Revista. Brasileira de Saúde Ocupacional, São Paulo, 37 (125): 78-88, 2012 Disponível em: <URL: <http://www.scielo.br/pdf/rbso/v37n125/a11v37n125.pdf>>. Acesso em: 05 de out. de 2012.
- RIBEIRO FILHO, V.O. Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde. In: FERNANDES, A.T. et al Infecção hospitalar e suas interfaces na área da saúde 2. São Paulo: Atheneu, 2000.
- TAKAYANAGUI, A.M.M. Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde. In: PHILIPPI Jr., A. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. São Paulo: Manole, 2005. P.323.

Tabela 1 – Média de animais por propriedade segundo o tipo de criação e o respectivo desvio padrão.

Tipo de criação	Média de animais
Bovinos de leite	98,91 ($\pm 129,5$)
Bovinos de corte	103,23 ($\pm 129,7$)
Aves de postura	25204,0 ($\pm 22482,2$)
Aves de corte	62000,0 ($\pm 60811,2$)

Tabela 2 – Destino dado aos resíduos de produtos de uso veterinário conforme o número de propriedades e a respectiva frequência relativa.

Destino dado aos resíduos	Propriedades (%)
Enterrados	4 (15,4%)
Queimados	10 (38,5%)
Jogados no rio	1 (3,8%)
Dispostos no ambiente	2 (7,7%)
Outros	12 (46,2%)

SUSTENTABILIDADE EM PEQUENAS PROPRIEDADES PRODUTORAS DE SUÍNOS: UNIDADE PILOTO

Souza, G. E.*¹; Belli Filho, P.¹; Gosmann, H. A.¹; Casarin, M. A.¹; Mohedano, R. A.¹;
Couto, R. R.¹; Muller Jr, V.¹

¹Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC-Brasil
e-mail: giulianofern@hotmail.com

RESUMO: O Estado de Santa Catarina é o maior produtor de carne suína do Brasil. A grande quantidade de animais em reduzidos espaços de criação – situação comum no Estado – gera uma grande concentração de dejetos que devem ser tratados e podem ser utilizados como adubo em lavouras desde que se sigam critérios corretos de manejo. Sabendo da importância do Estado na produção de suínos, o projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água (TSGA), da Universidade Federal de Santa Catarina, em parceria com a EPAGRI e a EMBRAPA e patrocinado pela Petrobrás, desenvolveu o sistema de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos de Braço do Norte/SC. O sistema visa a sustentabilidade na produção desde a correta utilização do biofertilizante ao tratamento dos efluentes e à geração de energia a partir do biogás produzido no tratamento. O objetivo deste trabalho foi descrever o sistema implantado nessa propriedade piloto, assim como algumas pesquisas que estão sendo elaboradas na propriedade para a melhoria das práticas de manejo de dejetos e a sustentabilidade da produção suinícola catarinense. Algumas das pesquisas que foram elaboradas nos últimos anos e que estão descritas neste trabalho são o próprio sistema de tratamento dos dejetos, com eficiência da ordem de 99,8%, a geração de energia elétrica com potência nominal de 3,6kVA a partir do biogás captado no biodigestor, a produção de lemnas como alimento para animais a partir das lagoas de polimento dos dejetos e o aproveitamento dos dejetos como biofertilizante nas lavouras.

Palavras-chave: Dejetos suínos, sustentabilidade, tratamento, biogás, energia limpa.

ABSTRACT: The state of Santa Catarina is the largest producer of pork in Brazil. A high number of animals in small spaces of creation - a common situation in the state - generates a high concentration of waste that must be treated and can be used as fertilizer for crops provided you follow the correct management criteria. Knowing the importance of the state in swine production, the project Social Technologies for Water Management (TSGA), from the Federal University of Santa Catarina, in partnership with EPAGRI and EMBRAPA and sponsored by Petrobras, developed the system of waste management in a small production of pigs in Braço do Norte/SC. The system aims at sustainability in production since the correct use of biofertilizers, to effluent treatment and energy generation from biogas produced at the treatment. The objective of this study was to describe the system implemented in this pilot property, as well as some research being produced on the property to improve waste management practices and the sustainability of pig production in Santa Catarina. Some of the research that has been developed in recent years and that are described in this paper are the system of waste treatment, with efficiencies of 99.8%, the generation of electricity with rated power of 3.6kVA from biogas captured in the digester, Lemnas production as food for fish from polishing ponds of waste and the use of manure as a biofertilizer in crops.

Keywords: Swine waste, sustainability, treatment, biogas, clean energy.

INTRODUÇÃO

O Estado de Santa Catarina, apesar de ocupar apenas 1,13% do território, é o 5º produtor nacional de alimentos. Dentre as atividades agropecuárias se destaca a suinocultura, pelo seu volume de produção e produtividade.

A suinocultura desempenha um papel fundamental na economia catarinense. Com aproximadamente oito mil suinocultores com produção em escala comercial (ACCS, 2013) e 7,4 milhões de cabeças de suínos, segundo levantamento do IBGE (2012), a atividade é responsável por 21,43% do PIB estadual (ACCS, 2013). Além disso, a suinocultura é tecnificada e competitiva sob o aspecto da produção, sendo responsável por quase 20% do rebanho nacional e 30% da produção de carne suína, participando com 36% das exportações brasileiras (ACCS, 2013).

Paralelamente a produção, constata-se a insustentabilidade ambiental do setor suinícola de Santa Catarina, haja vista a produção diária de mais de 60.000 m³ de dejetos. O rebanho suinícola está altamente concentrado nas tradicionais regiões produtoras, como o oeste e o sul do Estado, onde falta área para a destinação final dos dejetos produzidos e sobra material potencialmente poluidor dos recursos hídricos.

A alta concentração de dejetos da suinocultura motivou estudos e pesquisas de sistemas adequados de manejo, armazenagem, tratamento e valorização destes resíduos, principal fonte poluidora da rede hidrográfica catarinense. Mesmo assim, a aplicação dessas tecnologias no campo ainda é precária. É estimado que 86% das águas de consumo do Oeste de Santa Catarina estão contaminadas por coliformes, além da presença de matéria orgânica e nitrato. Esta mesma situação ocorre nas demais regiões do estado onde a suinocultura está concentrada, evidenciando a necessidade urgente de estagnar e recuperar o processo de degradação ambiental com metodologias e tecnologias adequadas para a realidade do Estado.

Esta situação de agravamento da degradação ambiental com o comprometimento dos recursos ambientais motivou a implantação da propriedade piloto de manejo de dejetos de suínos em Braço do Norte, SC.

MATERIAL E MÉTODOS

A Unidade Demonstrativa do projeto TSGA em Braço do Norte foi instalada em uma propriedade produtora de suínos com capacidade para 500 animais em ciclo completo. Conta com um sistema integrado de tratamento e manejo dos dejetos (Figura 1), do qual fazem parte algumas unidades essenciais.

Biodigestor

A partir das unidades de produção da granja, os dejetos são encaminhados por gravidade para um tanque de coleta, de onde é bombeado para o biodigestor com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 30 dias. No biodigestor ocorre a degradação do substrato de forma anaeróbia com uma redução da DQO total na ordem de 70%. No entanto, o teor de nutrientes (NPK) do efluente permanece inalterado durante o processo de digestão anaeróbia, ocorrendo, entretanto, a mineralização. A partir da digestão anaeróbia, também é gerado o biogás, que é captado na campânula do biodigestor.

Lagoa de Armazenamento (Anaeróbia)

Do biodigestor, o efluente com as cargas de DBO₅ e DQO reduzida, mas ainda mantendo o teor de nutrientes de entrada, segue para a lagoa de armazenamento. O principal papel da Lagoa de Armazenamento é a estocagem dos dejetos, com segurança ambiental, para a sua utilização na fertilização do solo. Contudo, devido ao tempo de detenção, os dejetos continuam sofrendo degradação apresentando reduções dos parâmetros avaliados, sendo sua eficiência da ordem de 50 a 60% na remoção de DQO (MOHEDANO, 2010). A partir desta lagoa, 70% dos dejetos é destinada à adubação do solo nas lavouras de milho e aveia, utilizados para a alimentação do rebanho. A outra parte (fração líquida) segue para as lagoas de lemnas (macrófitas aquáticas).

Lagoas de Lemnas

As lagoas de lemnas são responsáveis pela retirada de nutrientes e polimento do efluente, além de promover a inserção de O₂ no meio líquido. Neste sistema, as duas lagoas instaladas operam em série e têm TDH de 102 e 34 dias respectivamente. Devido

à taxa de crescimento das macrófitas a remoção de biomassa é feita a cada dois dias, quando são removidas as plantas em uma quantidade equivalente à 1/5 da superfície da lagoa. A biomassa removida é então utilizada para alimentação dos peixes criados nos açudes da propriedade. Após a passagem pela sequência de lagoas de lemnas, o efluente tratado é então reutilizado na lavagem das unidades da granja.

Motogerador à Biogás

O biogás captado no biodigestor é conduzido para o motogerador passando por filtro para eliminação de gás sulfídrico (H_2S). A energia elétrica obtida através do motogerador é utilizada nas lâmpadas dos escamoteadores para aquecimento dos leitões na maternidade e, em algumas tomadas da residência. Concomitantemente, a energia térmica presente nos gases de escape do motor auxilia na secagem dos grãos na unidade de silo secador.

A partir de dados obtidos na propriedade, estimou-se uma produção diária de $40m^3$ de biogás ($1,67m^3/h$), equivalente a uma potência de $3,34kW$. Utilizou-se então, um motogerador com potência nominal de $3,6kVA$, com um consumo de $2m^3/h$ de biogás.

Adubação do Solo

Em torno de 70% dos dejetos produzidos na propriedade são utilizados para adubação do solo na produção de milho e aveia. Apesar de essencial ao desenvolvimento das plantas, nutrientes em excesso no solo podem contribuir para a contaminação ambiental. Para o conhecimento das condições do solo na propriedade, foram feitos alguns estudos, como avaliação dos teores de N total e mineral e estudo de vulnerabilidade do solo à contaminação por P e outros elementos, este realizado em todo alto da bacia hidrográfica do Rio Coruja/Bonito, com análises de solo de áreas de pastagem, floresta e lavouras de milho/aveia.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Sistema integrado de tratamento dos dejetos da propriedade vem apresentando excelentes resultados na remoção de DBO/DQO e nutrientes. Após um ano de monitoramento, avaliando-se parâmetros determinados previamente, as lagoas de lemnas apresentaram excelentes resultados no polimento do efluente, com as seguintes eficiências de remoção: NTK= 98%, $N-NH_3$ = 99%, Pt= 94%, DQO= 96%, DBO_5 = 95%, ST = 92%, E. coli = 2 log (MOHEDANO, 2010). A eficiência total do sistema tem sido da ordem de 99,8%. A concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido, segundo Mohedano (2010) passou de $0mg/L$ no efluente bruto para $3,02\pm 1,2mg/L$ após o tratamento.

O sistema de geração de energia a partir do biogás captado no biodigestor foi o mais recente implantado na propriedade piloto. Inicialmente previsto para suprir uma carga de $2,6kW$ referentes à 4 refrigeradores e às lâmpadas da granja, o motogerador se mostrou instável na operação com cargas indutivas oscilantes, como o caso dos refrigeradores. Isto deve-se à impossibilidade do controle da vazão de combustível no motogerador, fazendo com que, a cada partida dos compressores dos refrigeradores, o motor perdesse rotação e, conseqüentemente, diminuísse sua frequência.

Em relação aos estudos do solo da região, Couto (2014) afirmou que os maiores teores de P orgânico e inorgânico foram observados na camada superficial do solo, diminuindo com a profundidade em todas as áreas submetidas à aplicação de dejetos líquidos de suínos, especialmente nos locais onde a aplicação é feita por longo período de tempo (maiores que 18 anos). No entanto, o autor concluiu que o alto da bacia Rio Coruja/Bonito apresenta vulnerabilidade predominante “Muito Baixa” e “Média” à poluição por P, Cu e Zn, sendo o tipo de cultivo e o tempo de aplicação os principais elementos para a variação dos resultados. Em outro estudo, Benedet et al, (2013) concluíram que a aplicação de dejetos de suínos em solo sob sistema de plantio direto proporciona um incremento de N total e mineral, principalmente na camada superficial. As aplicações

contínuas de cama sobreposta de suínos, em desrespeito a critérios previamente estabelecidos, podem promover um acúmulo de N mineral no solo, favorecendo sua lixiviação no perfil e contaminação das águas subsuperficiais.

CONCLUSÕES

Com as unidades de manejo de dejetos implantadas pelo projeto TSGA, foi possível iniciar o processo de consolidação da propriedade como uma unidade modelo de sustentabilidade na suinocultura. Os estudos vêm mostrando resultados promissores no tratamento dos poluentes gerados pela propriedade e sua reutilização como insumo para outros fins dentro e fora da cadeia produtiva, evitando a contaminação ambiental e buscando possibilitar a segurança energética da propriedade.

REFERÊNCIAS

- ACCS - Associação Catarinense de Criadores de Suínos. Relatório anual 2013. 28f. Disponível em < http://accs.org.br/arquivos_internos/index.php?abrir=relatorios_anuais> Acesso em 30 de outubro de 2014.
- BENEDET, L.; MULLER JR., V.; VENTURA, B. S.; LAZZARI, C. J. R.; SOUZA, M.; COMIN, J. J. Teores de Nitrogênio Mineral e Total em Solo Submetido a Oito Anos de Aplicações de Dejetos Suínos. XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Florianópolis, 2013.
- COUTO, R. R. Vulnerabilidade do Solo a Poluição por Pósforo, Cobre e Zinco, em Áreas Sob Aplicação de Dejetos de Suínos. 2014. 182 f. Tese (Doutorado) - Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa da Pecuária Municipal 2011-2012. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2012/default_zip_xls.shtm> Acesso em 29 de outubro de 2014.
- MOHEDANO, R. A. Uso de Macrófitas Lemnáceas (*Landoltia punctata*) no Polimento e Valorização do Efluente de Suinocultura e na Fixação de Carbono. 2010. 270f. Tese (Doutorado) - Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

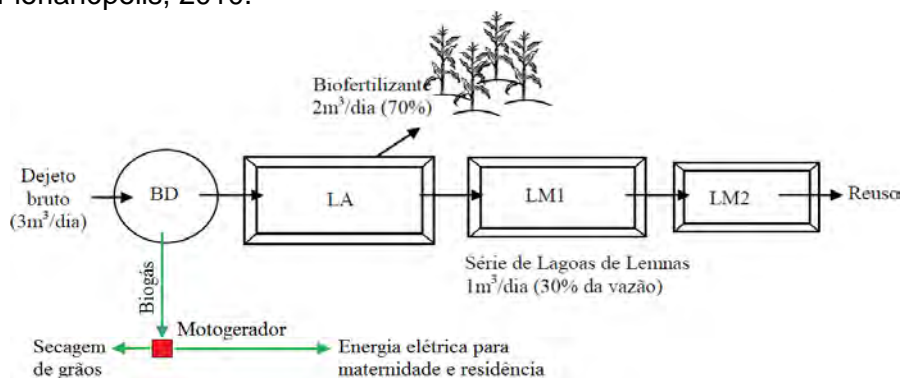


Figura 1: Representação esquemática das unidades de tratamento dos dejetos e geração de energia. Biodigestor (BD); Lagoa de Armazenamento (LA); Lagoas de Lemnas 1 e 2 (LM1 e LM2)

MÉTODO PARA AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA ECONÔMICA DA UTILIZAÇÃO DE NUTRIENTES POR SUÍNOS

Afonso, E.R. ^{*1}; Gameiro, A.H. ²; Palhares, J.C.P. ³; LIMA, G.J.M.M. ⁴

¹Doutoranda da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia – USP, Pirassununga – SP – Brasil

²Prof. Dr. da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia – USP, Pirassununga – SP – Brasil

³Pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos - SP-Brasil.

⁴Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC-Brasil.

e-mail: estherafonso@gmail.com

RESUMO: Objetiva-se com este estudo propor um método de mensuração da eficiência econômica em diferentes tecnologias nutricionais na utilização de nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco para lotes de suínos em crescimento e terminação. O tratamento T5 apresentou melhor aproveitamento para o fósforo e potássio, demonstrando menor perda econômica. O método proposto se mostrou válido, pois foi capaz de identificar que dietas com maior aporte tecnológico apresentaram vantagens frente à dieta controle.

Palavras-chave: cobre, fósforo, nitrogênio, potássio, zinco.

METHOD FOR EVALUATION OF ECONOMIC EFFICIENCY IN THE USE OF NUTRIENTS IN SWINE

ABSTRACT: The aim of this study was to develop a method to measuring economic efficiency with different nutritional technologies, considering nitrogen, phosphorus, potassium, copper and zinc to growing and finishing pigs. The T5 treatment had better use for phosphorus and potassium with better economic efficiency. The method proved valid because it was able to identify that diets with higher technological support had advantages.

Key Words: copper, nitrogen, phosphorus, potassium, zinc.

INTRODUÇÃO

O potencial impacto ambiental da atividade suinícola tem como uma de suas principais causas a não consideração do manejo ambiental como base de decisão do manejo nutricional. A redução do potencial poluidor da atividade inicia-se com a correta nutrição, baseada em conceitos e princípios nutricionais e ambientais. Desta forma, quanto mais eficiente a escolha dos ingredientes, balanceamento destes e oferta aos animais, menor o impacto ambiental, pela redução da excreção de nutrientes como nitrogênio, fósforo, cobre e zinco, visto que um dos principais desafios relacionados à nutrição dos suínos e seu impacto ambiental é a elevada percentagem de minerais que não são aproveitados, implicando em dejetos com potencial contaminante significativo.

O objetivo do estudo foi propor um método de mensuração da eficiência econômica de diferentes tecnologias nutricionais para suínos em crescimento e terminação.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas estimativas da eficiência econômica do uso de fósforo, potássio, zinco, cobre e nitrogênio e de perda econômica pela não utilização dos mesmos em granjas de pequeno (300 matrizes), médio (650 matrizes) e grande porte (1.001 matrizes) tendo como referência a estrutura produtiva do Estado de São Paulo. Os dados foram provenientes do experimento realizado nas instalações da Embrapa Suínos e Aves (Concórdia- SC) (PALHARES et al., 2009; PALHARES et al., 2010).

Atribui-se valor econômico para o mineral contido em cada ingrediente da dieta e, na sequência, somam-se os valores econômicos do mineral em todos os ingredientes que compõem determinada dieta, através da análise bromatológica de cada dieta.

A eficiência de uso de cada nutriente foi calcula pela Equação 1.

$$Y_{mi} = \left(\frac{E_{mi}}{I_{mi}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Onde: Y_{mi} o nutriente excretado m (%) pelo animal a partir do consumo da dieta do tratamento i ; E_{mi} é a quantidade de mineral m excretado (g/dia) a partir do consumo da dieta do tratamento i e I_{mi} é a quantidade de mineral m ingerido (g/dia) a partir do consumo da dieta do tratamento i .

A partir do custo do mineral na composição da dieta e da sua excreção, mensurada por Y_{mi} , pode-se obter a perda econômica (Pec_{mi}) pela não utilização do mesmo pelo animal (Equação 2).

$$Pec_{mi} = CM_{mi} \times \frac{Y_{mi}}{100} \quad (2)$$

Onde: CM_i é o valor econômico do nutriente m na dieta referente ao tratamento i .

A eficiência econômica (EE_i) do uso dos nutrientes, em relação ao custo total da dieta CD_i , foi obtida pela Equação 3.

$$EE_i = \frac{CD_i - Pec_i}{CD_i} \quad (3)$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 as eficiências econômicas. Não foi possível calcular as quantidades excretadas de potássio, cobre e zinco do tratamento 1 por possíveis inconsistências nos resultados obtidos na análise bromatológica. O T4 obteve melhor aproveitamento do nitrogênio seguido do T5, para os demais, foi observado que o T5 demonstrou melhor aproveitamento do fósforo, potássio, cobre e zinco.

O resultado da eficiência econômica demonstrou que conforme há mais tecnologia nutricional inserida na dieta, menor é a excreção de minerais, auxiliando na tomada de decisão nutricional e ambiental.

Nas Tabelas 2, 3 e 4 são apresentadas as perdas econômicas. Observou-se que o T4 seguido do T5 apresentaram melhor aproveitamento do nitrogênio, já para o fósforo e potássio o T5 demonstrou menor perda econômica. Em relação ao cobre e zinco, o T2 obteve menor perda econômica em relação aos demais tratamentos. Os resultados referentes ao cobre e zinco foram maiores para o T5 devido à inclusão de premix orgânico e inorgânico que possui elevado preço de mercado, o que não acontece com o T2 que não houve inclusão desse tipo de premix.

As análises econômicas demonstraram que através dos cálculos de perda econômica foi possível identificar o valor monetário do desperdício de nutrientes. Na unidade de produção de maior escala essa perda representou R\$ 63.725,00 para o nitrogênio.

Os resultados demonstram que a conciliação da análise econômica com a ambiental do manejo nutricional auxilia na tomada de decisão de qual a melhor estratégia nutricional, considerando a viabilidade econômica e o menor impacto ambiental.

CONCLUSÃO

O método proposto se mostrou válido, pois foi capaz de identificar que dietas com maior aporte tecnológico apresentaram vantagens frente à dieta controle.

AGRADECIMENTOS

À Fapesp pela bolsa concedida e à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

PALHARES, J.C. P; MIELE, M.; LIMA, G.J.M.M. Impacto de Estratégias Nutricionais no Custo de Armazenagem, Transporte e Distribuição de Dejetos de Suínos. In: I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais. Florianópolis, SC, 2009.
PALHARES, J.C.P.; GAVA, D.; MIELE, M.; LIMA, G.J.M.M. Influência da estratégia nutricional sobre o consumo de água de suínos em crescimento e terminação e sobre o custo do uso dos dejetos como adubo, 2010. Disponível em: <http://pt.engormix.com/MA-suinocultura/nutricao/artigos/influencia-estrategia-nutricional-sobre-t239/141-p0.htm>. Acesso em 03 jun 2013.

Tabela 1. Eficiência econômica (*EE_i*) (%) do uso de nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco.

Nutrientes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	%	56,00	57,00	62,00	65,00	61,00
Fósforo	%	45,00	60,00	59,00	58,00	63,00
Potássio	%		7,00	2,00	9,00	16,00
Cobre	%		6,00	1,00	13,00	15,00
Zinco	%		13,00	9,00	21,00	24,00

*Tratamentos: Dieta controle (T1), com redução do nível de proteína bruta pela adição de aminoácidos industriais (T2), com fitase (T3), com minerais orgânicos (T4) e todas as três estratégias nutricionais mencionadas (T5).

Tabela 2. Perda econômica pela não utilização (*Pecmi*) (R\$/ano) dos nutrientes para uma granja de 300 matrizes.

Nutrientes		Tratamentos				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	R\$/ano	19.098	19.864	16.451	14.690,	15.728
Fósforo	R\$/ano	337	390	252	395	199
Potássio	R\$/ano		768	1.023	921	615
Cobre	R\$/ano		29	32	101	94
Zinco	R\$/ano		81	84	134	120

Tabela 3. Perda econômica pela não utilização (*Pecmi*) (R\$/ano) dos nutrientes para uma granja de 650 matrizes.

Nutrientes		Tratamentos				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	R\$/ano	41.380	43.040	35.644	31.830	34.078
Fósforo	R\$/ano	731	846	546	857	406
Potássio	R\$/ano		1.664	2.217	1.996	1.333
Cobre	R\$/ano		62	70	220	204
Zinco	R\$/ano		175	182	290	262

Tabela 4. Perda econômica pela não utilização (*Pecmi*) (R\$/ano) dos nutrientes para uma granja de 1.001 matrizes.

Nutrientes		Tratamentos				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	R\$/ano	63.725	66.282	54.892	49.018	52.481
Fósforo	R\$/ano	1.126	1.304	841	1.320	666
Potássio	R\$/ano		2.563	3.414	3.074	2.054
Cobre	R\$/ano		96	109	339	315
Zinco	R\$/ano		270	280	447	403

GLOBAL WARMING POTENTIAL OF THREE SWINE MANURE MANAGEMENT SYSTEMS USED IN BRAZIL

Sardá, L.G.^{1*}; Grave, R.A.²; Falkosky, C.³; Ribeiro, S.M.S.³; Nicoloso, R.S.⁴; Higarashi, M.M.⁴

¹Ph.D. Student - Federal University of Santa Catarina, Chemical Engineering Dept.; ²Ph.D. Student - State University of Santa Catarina, Agronomy Dept.; ³graduation students – University of Contestado, Environmental Engineering; ⁴research scientists of EMBRAPA

ABSTRACT: The experiment was run in triplicate; the greenhouse gases were monitored for 180 days in different manure management systems (composting, raw slurry deposit and open lagoon post-anaerobic digester). Methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O) emissions rate (g/h) and the accumulated emissions were calculated. The Global Warming Potential (GWP) was estimated from these data. Results has shown that in this study composting had the higher GWP with 200 g eq CO₂ per kg of manure, while raw slurry deposit had 165 g eq CO₂ per kg of manure, and the set (anaerobic digester + open lagoon) had 78 g eq CO₂ per kg of manure. The biggest contributor for composting GWP was N₂O (42,3%), whether the CH₄ accounted for 92,6% and 96,8% of GWP in raw slurry deposit and open lagoon post-anaerobic digester, respectively.

Keywords: composting, greenhouse gas, lagoon, livestock waste, raw slurry deposit.

INTRODUCTION

Agriculture accounts for the largest share of greenhouse gas emissions in Brazil (Tolleffson, 2013). In 2010, the sector was responsible for about 35% of Brazil's emissions, from which approximately 4,9% corresponded to emissions from livestock manure management (MCTI, SEPED, CGMC, 2013).

The current manure management most used in Brazilian swine facilities consists in storing the slurry or liquid manure in open earthen deposits outside the animal housing followed by its spread on crops or pasture as an organic fertilizer. Nevertheless, there has been an environmental policy program called Low Carbon Agriculture Program (in Portuguese – *Programa ABC*) since 2010, which encourages and supports the installation of manure treatment technologies that could mitigate greenhouse gas (GHG) emissions. This initiative is aimed at helping the Country to meet climate goals announced in Copenhagen 2009, when Brazil made a commitment to reducing its GHG emissions by 36-39% by 2020.

Anaerobic digester/covered lagoon (responsible for trapping and burning biogas) and composting are both technologies included in *Programa ABC* for swine manure treatment. In spite of that, there is lack of information about the real reduction (in percentages) that could be reached by adopting these treatments under Brazilian conditions.

Global warming potential (GWP) is a worldwide used parameter that expresses how much heat the greenhouse gases emitted by a certain source can retain in the atmosphere. Therefore, the aim of this work is to monitor and compare emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from three management/treatment systems that are used in Brazil: raw slurry deposit, open lagoon post-anaerobic digester and composting (sawdust + piggery slurry) in order to estimate the Global Warming Potential (GWP) of each technology.

MATERIAL AND METHODS

The experiment was conducted at Embrapa Swine and Poultry, located in the municipality of Concordia, Santa Catarina, Brazil. Monitoring of gases (CO₂, CH₄ and N₂O)

was conducted in three systems for management and treatment of swine manure, in a period of 180 days (from August 22/2013 to February 18/2014). The experiment consisted in three treatments with three replications. Treatments were composting, raw slurry deposit and open lagoon post-anaerobic digester, which were developed in nine reactors, each with 3 m³.

The composting process was conducted by mixing fresh pig slurry with 400 kg of sawdust in a total of six applications distributed over time (days): 300 L (1), 300 L (7), 300 L (14), 300 L (28), 100 L (48), 100 L (55). To promote aeration the compost pile was mixed every three days. The leachate produced during the process was collected and reintroduced onto the piles. The same frequency and volume of manure used for composting was supplied to the slurry deposits and to the lagoons (swine effluent from an anaerobic digester instead of raw manure).

Emissions of CO₂, CH₄, and N₂O were measured using a dynamic chamber connected to a multipoint, with a continuous streaming air outlet of 2 m³/h. The gases concentrations were measured every 20 minutes by Photoacoustic Gas Monitor (INNOVA 1412).

The total emission of each gas in the period evaluated for each experimental unit was calculated by integrating data of graphics of average emission rate of each day vs. days during the whole period when the systems was evaluated. The emission rate (g/h) was calculated with the equation 1.

$$F = Q \cdot (C_o - C_i) \quad (1)$$

Where: F is the emission rate (g/h), Q is the air flow (m³/h), C_o and C_i are the concentration of the exit gas and the inlet gas (g/m³), respectively.

The Global Warming Potential (GWP) was obtained from the equation 2:

$$GWP = CO_2 + 34 CH_4 + 298 N_2O \quad (2)$$

Data were evaluated by analysis of variance for the model, considering only the effect of the waste treatment used (SAS, 2008).

RESULT AND DISCUSSION

Results in Figure 1 showed that composting was very effective in reducing CH₄ emissions, when compared to slurry storage. That had already been expected as it is an aerobic process. Therefore, emissions of CO₂ as well as N₂O were intensified in composting, because it accelerates the organic matter degradation and stabilization. It was found that composting lost about 32 kg of carbon as CO₂, one kg as CH₄, and 250 g of nitrogen as N₂O. The raw slurry deposit had an accumulated carbon emission of almost 4,8 kg as CH₄. The open lagoon post-anaerobic digester presented low emissions of greenhouse gases, with cumulative emissions of 0,8 kg of CH₄-C; that occurred because most of the organic matter of swine manure was mineralized in the anaerobic digester (70-80%).

After 180 days of monitoring, this study showed that the composting had higher GPW, with 200 g eq CO₂ per kg of manure; emissions of N₂O accounted for 42,3%, CO₂ for 39,2%, and CH₄ for 18,5%. The raw slurry deposit had 165 g eq CO₂ per kg of manure; emissions of CH₄ contributed with 92,6% of GWP and CO₂ with 7%. The system (anaerobic digester + open lagoon) had 78 g eq CO₂ per kg of manure (considering a flare installed in the digester and burning the biogas with 98% of efficiency). The open lagoon post-anaerobic digester emitted 26 g eq CO₂ per kg of manure and almost whole GWP may be credited to CH₄ emission with 96,8% of CO₂ equivalent.

Corroborating these results, Higarashi et al (2013) conducted a study that compared the emissions of greenhouse gases (CH₄, CO₂, and N₂O) in the storage and composting of liquid swine manure within 40 days, and observed that in the swine manure lagoon the GWP was equal to 9,46 grams CO₂ equivalent. Emissions of CH₄ and CO₂ corresponded to 97,6 % and 2,7 %, respectively. In composting, the authors found that the GWP was equal to 16,08 g CO₂ equivalent; CO₂ accounted for 55,7 %, CH₄ for 20,3%, and N₂O for 24 %.

Emissions of N₂O and CO₂ are low or zero in lagoons and storage of pig slurry due to the ongoing maintenance of anaerobic conditions; the origin of these emissions is in the crust formed on the liquid waste stored (Wood et al, 2014). Whereas, in the composting, emissions of N₂O and CH₄ occur due to increased density of the mass, since it forms two microenvironments with low and high O₂ concentration, which favors the presence of methanogen, nitrifying, and denitrifying microorganisms (Chadwick et al, 2011).

Thus, was noticed that, comparatively, the open lagoon post-anaerobic digester issued less greenhouse gases. However, composting has the potential to reduce greenhouse gases, but technological development is necessary to reduce losses of nitrogen in the form of N₂O; as well as handling techniques should be used to reduce the emission of CH₄ in storage systems.

CONCLUSION

The open lagoon post-anaerobic digester has the lowest GPW, followed by raw slurry deposit and composting. Emissions from the subsequent use of these residues in the soil as fertilizer must be considered in future issues as compost tends to emit less GHG during this stage compared to liquid effluents. Although the GPW of the whole cycle of production and the utilization of swine manure in both liquid and solid form are required, the results of this work showed that composting is a technology that demands studies in order to mitigate N₂O emission.

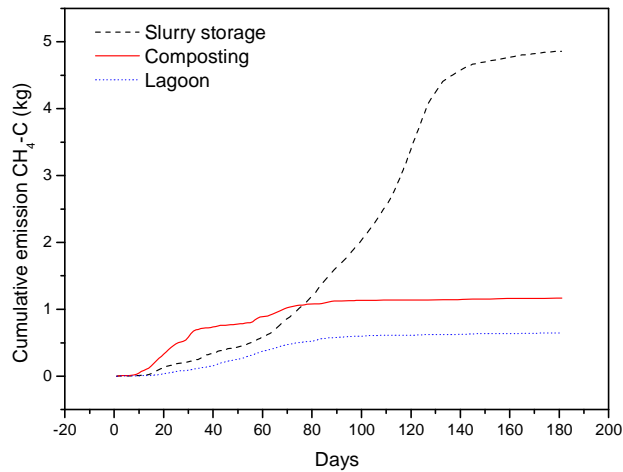
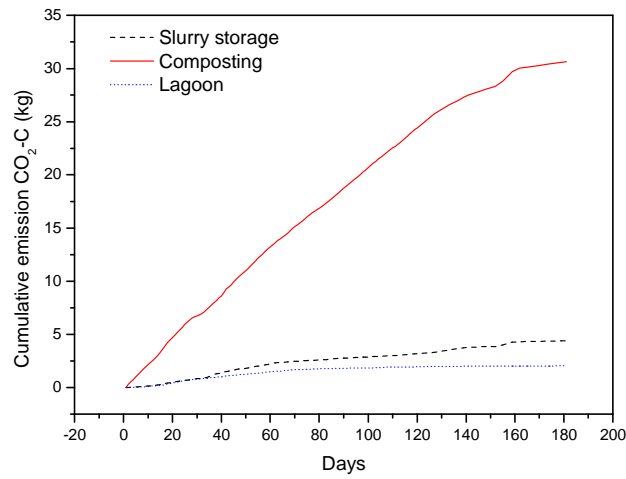
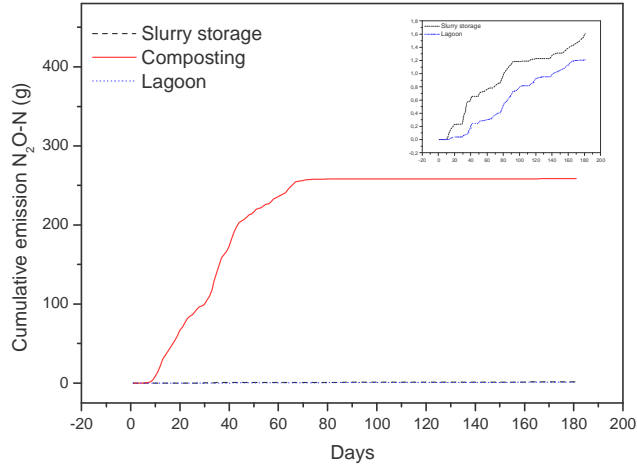
ACKNOWLEDGEMENT

The authors would like to thank BIOGASFERT Network (Embrapa and ItaipuBinacional) for the financial support of this work and CAPES for the Ph.D. scholarships.

BIBLIOGRAPHY

- Chadwick, D; Sommer, S; Thorman, R; Fanguero, D; Cardenas, L; Amon, B; Misselbook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science Technology*, **166-167**, 514-531.
- Higarashi, M.M; Angnes, G; Nicoloso, R. S; Oliveira, P. A. V. (2013). Greenhouse gases emissions during open pit storage and composting of swine slurry in Brazil. In: *Network on Recycling of Agriculture Municipal and Industrial Residues in Agriculture*, 15, Versailles.
- MCTI, SEPED, CGMC. (2013). *Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa no Brasil*, Brasília.
- SAS INSTITUTE INC. *System for Microsoft Windows*, Release 9.2, Cary, NC, USA, 2002-2008. (cd-rom).
- Tollefson, J. Brazil reports sharp drop in greenhouse emissions. (2013). *Nature*. <http://www.nature.com/news/brazil-reports-sharp-drop-in-greenhouse-emissions-1.13121>. (Accessed 15 August 2014).
- Wood, J. D; Vanderzaag, A. C; Wagner-Riddle, C; Smith, E. L; Gordon, R. J; (2014). Gas emissions from liquid dairy manure: complete versus partial storage emptying. *Nutr Cycl Agroecosust*, **105**, 95-99.

Figure 1: Accumulated emissions of CO₂-C, CH₄-C and N₂O-N throughout the processes of composting, swine manure storage, and anaerobic digester lagoon.



BACTERIAL COMMUNITY COMPOSITION IN MANURE FROM SWINE FED RATIONS WITH VARIOUS PROTEIN AND CARBOHYDRATE SOURCES

Santos, T.M.B.^{1*}, Pepple, L.M.², Li, D.³, Andersen, D.⁴, Gates, R.S.⁵, Kent, A.⁶

¹ Dr, Professor, Animal Production, State University of Mato Grosso do Sul – UEMS, Aquidauana-MS, Brazil, e-mail tania@uems.br; ² Livestock Extension Specialist, Agricultural & Biological Engineering Dept, UIUC/USA, lpepple2@illinois.edu; ³ Graduate Student, Natural Resources and Environmental Sciences Dept, UIUC/USA, dongfang.li1987@gmail.com; ⁴ Dr, Assistant Professor, Iowa State University, dsa@iastate.edu; ⁵ Dr, Professor, Agricultural & Biological Engineering Dept, UIUC/USA, rsgates@illinois.edu; ⁶ Dra, Professor, Natural Resources and Environmental Sciences Dept, University of Illinois at Urbana-Champaign – UIUC/USA akent@illinois.edu

SUMMARY: The objective of this study was to evaluate the bacterial community composition in manure collected from finishing swine in two controlled feeding trials with varying protein and carbohydrate sources and to assess the potential to produce foam. The protein source study included four diets that utilized different combinations of: soybean meal, canola meal, corn gluten meal, and poultry meal; and the carbohydrate source study included six diets with different combinations of: soybean meal, pearled barley, beet pulp, dried distillers grains with solubles (DDGS), soybean hulls and wheat bran. DNA was isolated from manure samples and Automated Ribosomal Intergenic Spacer Analysis (ARISA) was used to profile bacterial community composition. Manure physical properties related to foaming including: methane production rate (MPR, L CH₄/g VS day); foaming capacity index (FCI), foam stability (FS, min. Protein and carbohydrate sources tend to impact microbial community composition more than the amount used. Increased methane production rate is somewhat correlated to increased inclusion of corn gluten meal and soybean hulls. Foaming capacity and foaming stability were not strongly correlated to any particular ration or source used.

Keywords: ARISA, methane, swine production.

INTRODUCTION

Spontaneous foam production occurrence in deep-pit manure storages has become a major obstacle for the US swine industry (Pepple et al, 2013).

Causes for this foaming are not yet understood by the scientific community. One causality hypothesis to the foam production in swine manure is that protein and carbohydrate sources in dietary rations are influencing the bacterial populations in the liquid slurry and potentially leading to increased foam occurrence.

Therefore, the objective of this study was to evaluate the bacterial community composition in manure from finishing swine fed with diets varying protein and carbohydrate sources and assess its foaming potential.

MATERIAL AND METHODS

The protein and carbohydrate studies were conducted in two separate feeding trials. Each feeding trial was constructed with two 40-day block replicates. For each block, twenty-four commercial crossbred pigs weighing approximately 100 kg (initial body weight) were placed in individual metabolism crates and fed one of six rations. Animals were fed twice daily and manure (feces and urine) was collected daily from each crate and added to an independent storage tank for that crate. Upon completion of each block a manure sample was collected from each tank for analysis.

Diets were formulated with different levels of crude protein using corn and soybean meal (A, corn plus amino acids; B, corn-soybean meal plus amino acids; C, corn-soybean meal) or with different sources of protein (D, corn-canola meal; E, corn-corn gluten meal; F, corn-poultry meal). Diets A, B, and C represented low (8.7%), medium (14.8%), and

high (17.6%) levels of crude protein (CP), respectively due to the use of supplement amino acids added to the ration. Diets D, E, and F utilized alternative protein sources to the soybean meal used in diet C, but at the same overall level. All rations were formulated to have the same level of crude protein, except ration A, which was a corn ration supplemented with amino acids. The other rations evaluated different carbohydrate sources (B, pearled barley-soybean meal; C, corn-soybean meal-beet pulp; D, corn-soybean meal-distillers dried grains with solubles; E, corn-soybean meal-soybean hulls; F, corn-soybean meal-wheat bran).

In order to determine each rations potential for spontaneous foam production various physical analysis were performed on the manure by the Agricultural Waste Management Laboratory at Iowa State University. This analyzes included methane production rate (MPR, L CH₄/g VS day), foaming capacity index (FC), and foam stability (FS, min). Further descriptions of methods used can be found in Van Weelden et al. (2013).

To determine the microbial community composition in the manure D Genomic DNA was extracted from 200 mg manure samples using the FastDNA SPIN Kit for Soil (MP Biomedical). Bacterial community composition and richness was assessed using automated ribosomal intergenic spacer analysis (ARISA) as described previously (Kent et al., 2007; Yannarell and Triplett, 2005). The ARISA method uses polymerase chain reaction (PCR) to amplify the internal transcribed spacer region of the bacterial rRNA operon. Different lengths of this intergenic spacer region represent different bacterial populations, and can be used to develop a DNA fingerprint of the microbial community that is analogous to a census of microbial populations. Determination of DNA fragment sizes was carried out using GeneMarker version 1.95 (SoftGenetics, State College, PA). Patterns of similarity among bacterial communities were assessed using Bray-Curtis similarity and non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis implemented in PRIMER 6 for Windows (PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK). Analysis of similarity (ANOSIM) was used to evaluate patterns of microbial community similarity among groups of samples (Clarke and Green, 1988). ANOSIM generates a test statistic, R, whose magnitude indicates the degree of difference between groups of samples, with a score of 1 indicating completely different assemblages among samples, and 0 indicating no distinction in composition among samples. ARISA fragments that represent characteristic or distinguishing microbial populations of a group of samples were identified using Similarity Percentage analysis (SIMPER) (Clarke 1993). Canoco ordination plots were used to determine correlation between microbial community composition and physical foaming characteristics.

A correspondence analysis was used to relate foaming capacity, foaming stability and methane production rate of the manure to the microbial communities for each ration to indicate a ration potential to foam when used in a commercial production facility.

RESULTS AND DISCUSSION

In general, the microbial communities in the manure samples from each ration were found to be similar to one another (R values shown in Table 1). The largest distinctions were found when comparing diets A and D (R = .557, corn and canola meal) for the protein study and diets B and F (R = .455, pearled barley with soybean meal and corn-soybean meal with wheat bran) for the carbohydrate study. These results indicate that dietary sources rather than composition are stronger drivers of changes in microbial community structure.

Correspondence analysis showed that foaming manure storages will typically have higher MPR, FC and FS characteristics in the manure. Based on the ordination plots in Figure 1, ration E for both the protein and carbohydrate study are correlated to higher values of MPR. None of the diets had strong correlations to the FC or FS.

CONCLUSIONS

Protein and carbohydrate sources tend to impact microbial community composition more than the amount used. Increased methane production rate is somewhat correlated to increased inclusion of corn gluten meal and soybean hulls. Foaming capacity and foaming stability were not strongly correlated to any particular ration or source used.

Additional studies are needed to define the association of foam causality with other manures properties and diet composition.

ACKNOWLEDGEMENT

National Council for Scientific and Technological Development – CNPq – Brazil. Science without Borders Program; University of Illinois at Urbana-Champaign – UIUC/USA and Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS, Brazil.

REFERENCES

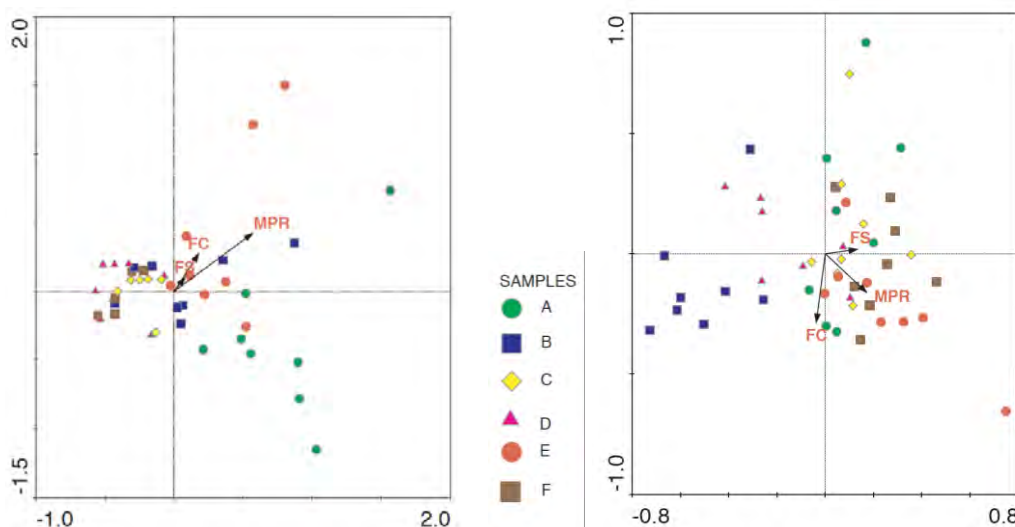
- CLARKE K.R., GREEN R.H. 1988. Statistical design and analysis for a biological effects study. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 213-226.
- CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.
- COTTA, M.A., WHITEHEAD, T.R., ZELTWANGER, R.L. 2003. Isolation, characterization and comparison of bacteria from swine faeces and manure storage pits. *Environmental Microbiology*. 5(9), 737–745.
- KENT, A.D., YANNARELL, A.C., RUSAK, J.A., TRIPLETT, E.W., AND MCMAHON, K.D. 2007. Synchrony in aquatic microbial community dynamics. *ISME Journal*, 1, 38–47.
- PEPPLE, L.M., R. S. GATES, A.D. KENT. 2013. Microbial community analysis of manure stored in deep-pits with and without foam production at USA swine farms. XLII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA 2013. Fortaleza, CE, Brazil. August 4-8.
- VAN WEELDEN M., ANDERSEN D., ROSENTRATER K., KERR B., TRABUE S. 2013. The impacts of carbohydrate and protein level and sources on swine manure foaming properties. ASABE International Meeting. Kansas City, KS. July 21-24,
- YANNARELL A.C. AND TRIPLETT E.W. 2005. Geographic and environmental sources of variation in lake bacterial community composition. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 227-239.

Table 1. Anosim microbial community comparisons for the protein and carbohydrate studies.

Diet	¹ R Statistic for protein study comparisons	² R statistic for carbohydrate study comparisons
A, B	0.291	0.173
A, C	0.308	0.171
A, D	0.557	-0.005
A, E	0.218	0.169
A, F	0.434	0.182
B, C	0.000	0.327
B, D	0.142	0.157
B, E	0.087	0.273
B, F	0.099	0.455
C, D	0.035	0.013
C, E	0.140	0.142

¹A: corn plus amino acids; B: corn-soybean meal plus amino acids; C: corn-soybean meal; D: corn-canola meal; E: corn-corn gluten meal; F: corn-poultry meal.

²A: corn-soybean meal; B: pearled barley-soybean meal; C: corn-soybean meal-beet pulp; D: corn-soybean meal-distillers dried grains with solubles; E: corn-soybean meal-soybean hulls; F: corn-soybean meal-wheat bran.



¹A: corn plus amino acids; B: corn-soybean meal plus amino acids; C: corn-soybean meal; D: corn-canola meal; E: corn-corn gluten meal; F: corn-poultry meal.

²A: corn-soybean meal; B: pearled barley-soybean meal; C: corn-soybean meal-beet pulp; D: corn-soybean meal-distillers dried grains with solubles; E: corn-soybean meal-soybean hulls; F: corn-soybean meal-wheat bran.

Figure 1. Correspondence analysis from each ration for the protein¹ (left) and carbohydrate² (right). Displayed as arrows: foaming capacity (FC), foaming stability (FS), and methane production rate (MPR).

CREATION OF FERTILE SOIL HORIZONS (ANTHROSOLS) IN THE PRE COLOMBIAN TIMES BY USING ORGANIC WASTES

Teixeira, W.G^{*1}

¹Embrapa Soils, Rio de Janeiro - RJ - Brazil
e-mail: wenceslau.teixeira@embrapa.br

SUMMARY:

The process of formation and evolution of distinct anthropic horizons found widespread in Brazil will be reviewed and discussed focusing in the waste management. The Amazonian Dark Earths (*Terra Preta de Índio*), the shell mounds (*sambaquis*) and ditches from human earthworks (called *geoglifos*) are the archeological sites reviewed in this article. The main source of P and Ca in TPI sites is believed to be from the bones. Ashes are also a key source of nutrients in antropic soils and responsible to enhance the pH. Leaves are also a important source of nutrient. TPI owes its name to the dark color originated from a large stocks of carbon and it is believed that large part is preserved because a pyrogenic origin. The use of carbonized organic waste (charcoal) as soil conditioner is now being largely studied in the world, this technology is called biochar. The *sambaquis* are found mainly along the Brazilian coast with have a large amount of phosphorus and carbon. The *geoglifos* are constructed earthworks mainly circular or rectangular. Until now is intriguing the absence of dark horizons or clearly chemical signatures typical of anthropic modifications caused by waste accumulation in or near the geoglifos. Understanding the waste management used to create these fertile anthropic soils have possibility to provide new soil management practices for soil reclamation, sustainable production, and to enhance soil carbon storage and nutrient holding capacity therefore to use marginal soils.

Keywords: anthrosols, Terra Preta de Índio, Sambaquis, Geoglifos, Shell monds,

INTRODUCTION

Many civilization have lived in South America when the Europeans arrived in the century XV. Many of these civilizations have changed their landscapes and soils to live in marginal areas. They developed hydraulic soil management techniques to lived in periodically or permanent flooded environments or in very dry and poor soils areas. The ancient civilization that lived in Llanos de Moxo (Bolivia) faced shallow floodwater that covered the the most part of the land, they develop a system to constructed raised field above the level of seasonally flood to cultivate their crops. The Moche civilization development very refined system of channels and an irrigation management in the north cost of Peru, this civilization seems to be destroyed by a long term El Niño event with unpredictable catastrophically events of rain. The Incas that lived in the Andean mountains developed a sophisticated soil erosion control system with terraces (Andenes) which are still being used by farmers. The Aztecas developed techniques to created hundred hectares of anthropic soils horizons by using lake sediments (terric Anthrosols). In Brazil the anthropic soil horizons are only relatively recently being thoroughly investigated. To understand their formation and evolution is a rare opportunity not only to clarify cultural practices of prior civilizations but also to comprehend mechanisms of waste management to preserve carbon and to hold nutrients in the constantly leached soils of the tropics. The characteristics and challenges to understand the process of formation and evolution of distinct anthropic horizons found widespread in Brazil will be reviewed and discussed.

MATERIAL AND METHODS

The material and methods used in the experiments were detailed described in the publications listed in the reference section. The discussion summarize the main results of many experiments conducted by the authors et al. during the last decade.

RESULTS AND DISCUSSION

The Amazonian Dark Earths (*Terra Preta de Índio - TPI*), the anthropic shell mounds (*sambaquis*) and large ditches from human earthworks (called *geoglifos*) are the site reviewed in this article. TPI refers to expanses of anomalously dark, fertile soil horizons, created by per-Columbian populations largely during the period from 500 to 2500 year B.P, they are found mainly in the Amazon Basin (Teixeira et al., 2010; Woods et al., 2009). TPI anthropic horizons exhibit high densities of ceramic sherds and greatly increased levels of total and available phosphorus and other minerals as P, Ca, Mg, Zn, Mn, Ba and Sr, when compared with surrounding soils in the upland. The main source of P and Ca is believed to be the bones, including fish bones (Table 1). Ashes are also a key source of nutrients in anthropic soils horizons and responsible to enhance the pH. Leaves, peels and other vegetable residues are also a important source of nutrients. The palm leaves used in the roof the houses may be an important source of some micronutrients (Table 1). TPI owes its name to the dark color originated from a large stocks of carbon and it is believed that large part is preserved because a pyrogenic origin from incomplete combustion of organic materials, the use of carbonized organic waste (charcoal) as soil conditioner is now being largely studied in the world, this technology is called biochar. Figure 1 summarize the scheme of accumulation of nutrients in archeological sites by importation of food (vegetables and animal from hunting) in the village. The human manure could also have been used by improvement soil fertility (Birk et al., 2011; Taube et al., 2013). The *sambaquis* are found mainly along the Brazilian coast and are predominantly constituted of piled up mollusk shells and sediments in very complex stratigraphic configurations. Frequently they contain burial remains covered by dark soil and rare lithic artifacts. The *sambaquis* are believed to have been intentionally built by a population that inhabited the region for over 6000 years. Some studies are trying to understand the contributions from natural depositional processes and cultural deposition to their characteristics and results also indicated that those dark horizons have a large amount of phosphorus and carbon (Teixeira et al., 2014). The mechanism of stabilization of the carbon in the *sambaquis* is not clear, but probably is involved in the heating of organic material (pyrolysis) and large amounts of available calcium carbonate from the shells. The *geoglifos* are constructed earthworks of large and precise geometric forms, mainly circular or rectangular (Figure 2). They are characterized by excavated ditches and earthen banks, formed by deposition of the excavated soil frequently. They are connected by roads believed to have built by a large and sophisticated per-Columbian civilization in the Upper Amazon Basin. Until now the investigations carried out have not found typical anthropic soil horizons related with the *geoglifos* or near them. What is intriguing in this case is the absence of dark horizons or clearly chemical signatures typical of anthropic modifications caused by waste accumulation in the archeological sites (Teixeira et al. 2014). To build ditches with a diameter larger than 300 meters with 10 meters wide and over four meters deep, surely a huge human work force was required and these people needed to be fed.

CONCLUSIONS

The results from different archeological sites in Brazil indicate that waste management was used to improve soils in the pre-Columbian times. The chemical

markers found in antropic soils are not only a consequence of kitchen middens but a more complex management involving carbonization. To understand so complexes processes and systemic and modeling approached will be necessary. Therefore, it is still a large open field for multidisciplinary research and many lessons are waiting to be learned about landscapes and soil waste management and mechanisms to preserve the carbon and hold the nutrients in the tropical environmental. Understanding the waste management used to create these fertile antropic soils horizons may provide a possibility to innovative soil management practices for soil reclamation, sustainable production, and to enhance soil carbon storage and nutrient holding capacity therefore to use marginal soils.

ACKNOWLEDGEMENT

Acknowledgment for Embrapa that founded the Project - MP2 Terra Preta de Índio, CNPq and Faperj for the scholarships. Many colleagues from soil science and archaeology discuss the ideas here in many forums and I'm indebted with them.

REFERENCES

BIRK, J. J.; TEIXEIRA, W. G.; NEVES, E. G. E.; GLASER, B. (2011). Faeces deposition on Amazonian Anthrosols as assessed from 5¹³C-stanols. **Journal of Archaeological Science**, 38 (6), 1209-1220, 2011.

TAUBE, P. S.; HANSEL, F. A.; MADUREIRA, L. A. D. S.; TEIXEIRA, W. G. (2012). Organic geochemical evaluation of organic acids to assess anthropogenic soil deposits of Central Amazon, Brazil. **Organic Geochemistry**, 58(0), 96-106.

WOODS, W. I.; TEIXEIRA, W. G.; LEHMANN, J.; STEINER, C.; WINKLERPRINS, A. M. G. A.; REBELLATO, L., (2009) **Amazonian Dark Earths: Win Sombroek's vision**. Berlin: Springer, p.504.

TEIXEIRA, W.G.; PLENS, C.; MACEDO; R.S.; FIGUTI; L. (2014). Caracterização de um perfil de solo desenvolvido no sambaqui fluvial Moraes, município de Miracatu – SP. *Revista do Museu Arqueologia e Etnologia*, São Paulo, n. 22, p. 00-00, (in press)

TEIXEIRA, W. G.; KERN, D. C.; MADARI, B. E.; LIMA, H. N.; WOODS, W. (2010). As Terras Pretas de Índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. Manaus: EDUA / Embrapa Amazônia Ocidental. 420 p

Table 1. Botanical and animal wastes - sources of the main chemical nutrients added in archeological sites in the Amazon

Waste source	pH	P	K	Ca	MG	FE	MN	ZN	C
		----- g kg ⁻¹ -----				----- mg kg ⁻¹ -----			%
Charcoal	7.15	0.61	1.24	3.7	0.73	172	35.5	10.8	40 - 70
Ashes	12.0	6.85	54.5	80.2	20.2	2833	1012	485	1-2
Bones	-	125	1.05	230	9.2	2440	163	83	tr
Palm leaves+	-	1.28	23.07	4.23	1.16	16	47	16	-

P- Phosporus, Ca- Calcium; Mg- Magnesium; K- Potassium; Sr – Strontium, Mn – Magnesium, Zn -Zinc + Data from leaves of *Elaeis oleifeira* (Caiuaé)

Figure 1 – Scheme of creation of fertile soil in the Amazon (Courtesy - William Woods)



Figure 2 – Aerial photograph of the JK geoglyphs (courtesy – Denise Schaan)





IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

IDENTIFICAÇÃO DO POTENCIAL DE USO E CARACTERÍSTICAS POLUENTES DO RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE BIOETANOL DE BATATA DOCE

SIQUEIRA, F.L.T.;¹ SIQUEIRA, G.B.;² BANDEIRA, C.³; RODRIGUES, W.B.⁴; NEIVA, I.⁵

¹ Prof^a. Dr^a. Mestrado em Agroenergia- UFT- email: flaviatonani@uft.edu.br

² Prof^o. Dr^o. Mestrado em Agroenergia- UFT- email: guibenkoi@uft.edu

³ Engenheiro Ambiental- UFT- email: cassiobandeira@uft.edu.br

⁴ Mestrando em Agroenergia. UFT. e-mail: walysonbernardo@gmail.com

⁵ Mestranda em Agroenergia- UFT- email: itananeyva@hotmail.com

Universidade Federal do Tocantins (UFT). Mestrado em Agroenergia, Av. NS 15, ALCNO 14, Campus de Palmas. Bloco III. Sala 25 A - CEP. 77.020-120

Palmas. TO. (063) 3232 – 8274

RESUMO:

O presente trabalho teve como principal objetivo identificar o potencial de uso e as características poluentes do resíduo da produção de etanol de batata doce. O resíduo da produção de etanol da batata doce apresentou potencial para a fertirrigação com base na sua composição química. Seu uso na alimentação humana e animal fica condicionado a redução no teor de umidade. Pelo elevado teor de matéria orgânica pode ser considerado com alto alto poder poluente, sendo assim, não deve ser lançado em corpos hídricos sem tratamento prévio, porém apresentou potencial para a fertirrigação com base na sua composição química.

Palavras-Chave: impactos ambientais, composição química, resíduos agroindustriais.

IDENTIFICATION OF POTENTIAL USES AND CHARACTERISTICS OF POLLUTANTS RESIDUE FROM THE PRODUCTION OF BIOETHANOL FROM SWEET POTATOES

ABSTRACT:

This study aimed to identify the potential uses and characteristics pollutants of the residue of ethanol production from sweet potato. The residue from the production of ethanol from sweet potato has potential for fertigation based on their chemical composition. Its use in food and feed is conditioned reduction in moisture content. At high content of organic matter can be considered with high high-polluting power, therefore, should not be released into water bodies without treatment, but showed potential for fertigation based on their chemical composition.

Key words: environmental, chemical composition, organic residues.

INTRODUÇÃO

O aproveitamento de resíduos agroindustriais advindo do processamento de matérias primas de maior valor agregado tornou-se um gargalo em cadeias pouco produtivas ou que apresentem pouca informação em algumas de suas etapas, pois a utilização incorreta desses resíduos representa perda de nutrientes, aumento do potencial poluidor, que se associado à disposição inadequada, causam poluição do solo, corpos hídricos e lixiviação de compostos (ROSA et al., 2011).

Diversos resíduos são originados do processo de produção de bioetanol da batata-doce, e diante da necessidade de reduzir os passivos ambientais e tornar esta cadeia produtiva mais competitiva e atraente a novos investidores objetivou-se, com este estudo, caracterizar o resíduo líquido da produção de bioetanol da batata-doce quanto a composição física, bromatológica e química e potencial poluidor. Assim, será

possível identificar o potencial de utilização deste resíduo permitindo agregar valor, gerar emprego e reduzir impactos ambientais.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram amostrados 1000 ml de resíduo líquido da fermentação etílica da batata doce para produção de etanol (RBD), armazenado já a seis meses e, submetidos a secagem em estufa de circulação forçada de ar à 55°C por 7 dias para determinação da Matéria (MS). A partir do material seco foram determinados os parâmetros de proteína bruta (PB), extrato etéreo (EE), Fibra bruta (FB), Matéria Mineral (MM) e Umidade segundo as metodologias descritas por SILVA & QUEIROZ (2002); e as concentrações de fibras insolúveis em detergente neutro (FDN) e em detergente ácido (FDA) segundo os procedimentos recomendados por GOERING & VAN SOEST (1970). Os teores de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) magnésio (Mg), enxofre (S), ferro (Fe), manganês (Mg), sódio (Na), zinco (Zn), cobre (Cu), cobalto (Co), flúor (F) foram determinados seguindo metodologia proposta pela EMBRAPA (1997). Para avaliação do potencial poluidor amostrou-se mais 200ml de resíduo, sendo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, oxigênio dissolvido (OD) e potencial hidrogênionico (pH), verificadas segundo a metodologia de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O RBD apresentou-se aquoso, coloração escura e odor fétido. A caracterização bromatológica e química é apresentada na tabela 1 e verificou-se que o teor de matéria seca do resíduo foi de 3,69% confirmando o caráter aquoso. Embora possa ser considerado um resíduo proteico, com 33,8% PB, o alto teor de umidade dificulta seu uso na alimentação animal. Quando comparado aos resultados obtidos por outros autores (Siqueira et al 2013, Silva (2010), Parente (2010) e Santos (2009) verificou-se que houve variação na maioria dos parâmetros avaliados, o que pode ser explicado pela heterogeneidade dos resíduos gerados após a fermentação etílica da batata doce e ainda pela estratificação que ocorre no material quando armazenado por longos períodos.

A composição química do RBD demonstrou a presença dos macronutrientes: nitrogênio, fósforo e potássio que são aqueles mais exigidos pela maioria dos vegetais, com destaque para as altas concentrações de nitrogênio e potássio. Também verificou-se a presença dos micronutrientes, evidenciando o potencial da utilização do resíduo na adubação forrageira. Marson et al., (2012) e Hackenhaar et al., (2012), utilizando esse resíduo como adubação orgânica associada à adubação mineral em pastagem de *brachiaria brizanta* cv marandu e CONVERT HD 364 em solos de cerrado do estado do Tocantins observaram maior perfilhamento, altura e rendimento de matéria seca dessas gramíneas. Silva et al., (2013) na substituição do adubo mineral NPK pelo resíduo na própria cultura da batata-doce obteve maior desenvolvimento das plantas e rendimento de tubérculos, corroborando com Silveira (2014) que destaca a viabilidade da substituição da adubação mineral potássica pelo RBD como fonte orgânica, obtendo resultados semelhantes quanto ao desenvolvimento e produtividade da batata doce.

Em relação a identificação ao potencial poluidor do RBD (Tabela 2), o pH apresentou-se próximo a neutralidade, podendo o resíduo, após armazenado, ser utilizado na fertirrigação. Quanto a turbidez (NTU), a grande concentração de sólidos solúveis (>100) pode dificultar a fotossíntese de plantas aquáticas. Valores de DBO e DQO foram considerados baixos comparados ao da vinhaça 20.000 e 35.000 mg.L



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

segundo Silva et al., (2007). O oxigênio dissolvido mostrou-se muito baixo, possibilitando pouca estabilização da matéria orgânica.

Tabela1. Composição bromatológica e química do resíduo líquido da fermentação da batata-doce para produção de bioetanol após seis meses de armazenamento.

Tabela 2. Valores de pH, Turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio e Oxigênio Dissolvido no resíduo líquido da fermentação da batata-doce para produção de bioetanol após seis meses de armazenamento.

CONCLUSÃO

Conclui-se que o resíduo da produção fermentação da batata doce para obtenção de bioetanol, após armazenamento, não apresenta composição constante e apresenta alto teor de umidade, o que dificulta seu emprego na alimentação animal.

Apresentou potencial de uso como fertirrigação, devendo atentar-se para os altos níveis de nitrogênio e potássio.

O alto teor de sólidos suspensos e baixo teor de oxigênio dissolvido atribui a este resíduo um elevado potencial poluidor, não devendo assim ser descartado em corpos hídricos, sem que haja tratamento prévio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. 2005.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro - RJ). **Manual de métodos de análise de solo** / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1997.

GOERING, H.K.; VAN SOEST, P.J. **Forage fiber analysis: apparatus reagents, procedures and some applications**. Washington, D.C.: Agricultural Handbook, 1970.

HACKENHAAR, C.; SIQUEIRA, F. T.; SIQUEIRA, G. B.; HACKENHAAR, N. M.; SANTOS, W. F.; PELUZIO, J. M. **Resíduo do biocombustível de Batata- doce (ipomoea batatas (lam.)) como fonte de adubo orgânico na formação de pastagem**. Dissertação (Mestrado em Agroenergia). Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2012.



IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de
Resíduos Agropecuários e Agroindustriais
05 a 07 de Maio de 2015 – Rio de Janeiro - RJ

- MARSON, A. C.; SILQUEIRA, F. T.; SIQUEIRA, G. B. **Utilização do resíduo da Batata-doce (ipomoea batatas (lam.)) como fonte de adubação orgânica em brachiaria brizantha cv marandú**. Dissertação (Mestrado em Agroenergia) Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2012.
- PARENTE, P. P. **Características nutricionais e utilização do resíduo de batata-doce em dietas de frangos de crescimento lento**. 2010. 58 p. Dissertação (Mestre e Ciência Animal Tropical), Universidade Federal do Tocantins. Araguaína. 2010.
- ROSA, M. F.; SOUZA FILHO, M S. M.; FIGUEIREDO, M. C. B.; MORAIS, J. P. S.; SANTAELLA, S.T.; LEITÃO, R.C. **Valorização de resíduos da agroindústria**. In: II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA. 15 a 17 de março de 2011 - Foz do Iguaçu, PR. Volume I – Palestras
- SANTOS, F. P.; ARAUJO, V. L.; BRITO, S. S. **Composição bromatológica de resíduo da produção do biocombustível com potencial de utilização na alimentação de ruminantes**. V Seminário de Iniciação Científica da UFT. Ano de 2009.
- SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. 3. ed. Viçosa: UFV, 2002.
- SILVA, G. L., RODRIGUES, M. F., **Composição química e bromatológica do resíduo de Biocombustível de batata-doce (Ipomoea batatas (LAM))**. In: Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia. V. 8. N 14; p. 234. Ano 2010.
- SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. **Uso de Vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v. 11, n. 1 p. 108-114, 2007.
- SILVA, A. L.; SILVA, E. R.; VIEIRA, T. A.; DELGADO, S. S. **Efeitos da vinhaça na nutrição orgânica da Batata - doce (ipomoea batatas (lam.))**. III Conferência Internacional de Gestão de Resíduos Sólidos. 2013. Disponível em: <http://gral.eng.br/g/images/easyblog_images/73/EFEITOS-DA-VINHAA-NA-NUTRICO-ORGNICA-DA-BATATA-DOCE.pdf>. Acessado em: 07/09/2014
- SILVEIRA, C. R. **O resíduo da produção de etanol de batata-doce (RBD) como fonte de adubação potássica orgânica**. 2014. Trabalho de Conclusão de curso (Graduação de Eng. Ambiental) - Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2014.
- SILVEIRA, M. A.; DIAS, L. E.; ALVIM, T. C.; TAVARES, I. B.; SANTANA, W. R.; SOUZA, F. R.. **Boletim Técnico - UFT A cultura da batata-doce como fonte de matéria-prima para produção de etanol**. Palmas-TO: UFT, 2008. 64p.
- SIQUEIRA, G.B , TONANI, F. L. , ALVIN, T. C , MAIRESSE, H S. **Composição química e parâmetros nutricionais do do resíduo da batata doce (Ipoema batatas L. (Lam))**. VIII Congresso Internacional de Bioenergia. 2013. São Paulo-SP.

DIAGNÓSTICO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS EM UM FRIGORÍFICO DE PESCADO

Duarte, B.A.F.¹, Rodrigues, L.S.², Dutra, J.C.F.³, Silva, I.J.², Sousa, S.R.³, Sampaio, R.R.³

¹Engenheiro Civil, Belo Horizonte-MG-Brasil.

²Professores da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG-Brasil

³Graduanda de Aquacultura da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte-MG-Brasil.
e-mail: lsantosrodrigues@gmail.com

RESUMO: O avanço da urbanização somado à crescente demanda por bens de consumo são fatores que tem favorecido o progressivo aumento da geração de resíduos sólidos. O Brasil vem apresentando ao longo dos últimos anos mais preocupação com a sustentabilidade ambiental. As atividades relacionadas à produção animal geram muitos resíduos sólidos e que devem ter sua adequação de acordo com a nova legislação nacional. O presente trabalho teve como objetivo realizar o diagnóstico da situação dos resíduos sólidos gerados em um frigorífico de pescado. Foi realizada a caracterização dos resíduos gerados por meio da composição gravimétrica e quantificação do frigorífico. Os resíduos mais significativos no empreendimento foram a cabeça, animais mortos e vísceras, representando respectivamente 283,4 kg.d⁻¹, 140,4 kg.d⁻¹ e 123,3 kg.d⁻¹. A geração dos resíduos por quilo de peixe abatido, foram obtidos 0,45 kg de carcaça, 0,22 kg de cabeça, 0,09 kg de vísceras, 0,04 kg de escama e 0,05 kg de couro. Concluiu-se que o gerenciamento dos resíduos do empreendimento pode otimizar a eficiência dos recursos empregados e assim adequar à sustentabilidade ambiental e econômica.

Palavras-Chave: resíduos sólidos, agroindustria, legislação ambiental.

DIAGNOSIS OF WASTE GENERATION IN A SLAUGHTERHOUSE TO FISH

ABSTRACT: The advancement of urbanization coupled with increasing demand for consumer goods are factors that have favored the progressive increase in solid waste generation. The Brazil has shown over the past few years more concern for environmental sustainability. An activity related to animal production generates many solid wastes and must have their suitability according to the new national legislation. The present study aimed to diagnose the situation of solid waste generated in a slaughterhouse fish. Characterization of waste generated by gravimetric composition of the slaughterhouse and quantification was performed. The most significant waste in the project were the head, dead animals and offal, representing respectively 283.4 kg.d⁻¹, 140.4 kg.d⁻¹ 123.3 kg.d⁻¹. The generation of waste per pound of fish slaughtered, 0.45 kg of carcass, 0.22 kg of head, 0.09 kg of offal, 0.04 kg and 0.05 kg of scales were obtained leather. It was concluded that the waste management of the enterprise can optimize the efficiency of the resources used, and thus adapt to environmental and economic sustainability.

Key Words: solid waste, agroindustry, environmental legislation..

INTRODUÇÃO

As atividades relacionadas à produção animal estão em constante evolução. Essa dinâmica tem buscado incluir alternativas sustentáveis para o gerenciamento desses sistemas no futuro. O desenvolvimento do setor da produção animal responde a uma série de fatores que induzem mudanças nos sistemas de produção. Em escala mundial, destaca-se entre esses fatores a crescente demanda por alimentos e a necessidade de preservar o meio ambiente para as gerações futuras.

No Brasil, apesar do consumo de pescado não ser representativo, essa realidade vem se modificando. A produção aquícola vem aumentando e fortalecendo sua cadeia produtiva. A literatura destaca a aquicultura como atividade sustentável e alternativa viável para o consumo de carne em nível mundial. Sabe-se que nos últimos anos começou a surgir um número significativo de consumidores cujas decisões de compra são influenciadas por preocupações relativas à saúde, ao meio ambiente, à ética, ao bem-estar animal e ao desenvolvimento social. No Brasil, já existe um mercado que se interessa por produtos que possuem um selo de qualidade ou certificação verde.

Em relação à legislação, algumas mudanças têm ocorrido no panorama da aquicultura. No início de 1998 foi aprovada a lei de crimes ambientais, que estabelece sanções para os responsáveis pela disposição inadequada de resíduos, os produtores. Existem diversas formas de aproveitamento de resíduos, sendo que algumas já estão sendo utilizadas na indústria de processamento, outras ainda são pouco utilizadas. As diferentes formas de se aproveitar o resíduo está diretamente relacionada com a quantidade que é gerada.

A política nacional de resíduos sólidos deu um novo passo em relação ao gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil. Todos os geradores de resíduos passam a serem legalmente responsáveis diretos pela geração e devem proceder conforme as novas exigências. O diagnóstico dos resíduos gerados por uma atividade é essencial por ser o primeiro passo para haver o gerenciamento de resíduos.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido em um frigorífico de pescado localizado no Sul do Estado de Minas Gerais, que processa uma tonelada de filés de tilápia por dia.

Durante a segunda quinzena de janeiro de 2014 foi realizada a coleta de dados desse trabalho, por meio do acompanhamento diário da rotina do frigorífico, aplicação de questionários, e programa de monitoramento dos resíduos.

O programa de monitoramento consistiu em uma análise qualitativa e quantitativa onde foram identificados os pontos geradores de resíduos, coletados, armazenados quando possível, segregados, classificados segundo o risco e pesado a fim de estabelecer uma relação entre a produção de pescado e a quantidade de resíduos gerados.

Nas figuras 1 e 2 são mostradas as etapas de segregação e pesagem dos resíduos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1 é apresentada a classificação quanto ao risco e quantificação dos valores médios dos resíduos identificados na granja estudada.

Foram identificados resíduos tipicamente da classe D, sendo que quantitativamente os resíduos que mais foram encontrados foram os orgânicos provenientes do processamento do pescado, destacando-se os animais mortos ($140,4 \text{ kg.d}^{-1}$), cabeças ($283,4 \text{ kg.d}^{-1}$) e vísceras ($123,3 \text{ kg.d}^{-1}$), sendo a disposição final a compostagem no caso dos animais mortos e o aterramento em vala na própria propriedade, para os outros resíduos orgânicos da produção.

Outros resíduos encontrados foram resíduos domiciliares dos funcionários, no qual a média per capita gerada de resíduos por pessoa foi de $0,45 \text{ kg d}^{-1}$, valores estes semelhantes a média nacional e mineira. Os resíduos domiciliares são transportados para um ponto de coleta na área rural do município e posteriormente coletados por caminhão da prefeitura e levados para o aterro municipal.

Obeve-se para cada quilo de pescado abatido, foram gerados 0,45kg de carcaças, 0,22 kg de cabeça, 0,09 kg de vísceras, 0,04 kg de escamas e 0,05 kg de couro. O percentual de peso relativo ao couro foi de 4,2%, próximo ao valor encontrado por Rodrigues (2013), que foi de 3%.

Rodrigues (2013) relata que os resíduos de descabeçamento, evisceração e filetagem podem representar cerca de 67% dependendo da espécie de peixe. Dessa forma, o aproveitamento das vísceras, aparas, cabeça para serem utilizados como insumo de ração se mostra como ótima alternativa como disposição final destes tipos de resíduos.

Baseado no fato de que o resíduo de pescado é uma fonte de nutrientes de baixo custo, muitos estudos têm sido realizados para utilizar os elevados teores de proteína, óleo e minerais presentes no resíduo de pescado, reduzindo o impacto ambiental e aumentando a rentabilidade do produto (Sucasas, 2011). Dessa forma, a utilização dos resíduos do frigorífico para a produção de ração se mostrou muito adequada ao gerenciamento dos resíduos, de forma economicamente e ambientalmente sustentável.

Sobre os resíduos oriundos dos peixes mortos e moribundos removidos diariamente se mostraram muito significativos. Entre as diversas alternativas de aproveitamento dos resíduos pesqueiros, destaca-se o seu uso como fertilizante na agricultura. Estes resíduos podem disponibilizar nutrientes como o nitrogênio e o fósforo para os microrganismos e plantas, aumentando a produtividade e melhorando as condições físicas e químicas do solo. Sanes *et al.* (2011) mostra no seu estudo sobre a compostagem de resíduos de pescado em mistura com diferentes fontes de carbono, que a elaboração de adubos orgânicos a partir do processo de compostagem com resíduos de peixe, apresenta-se como uma alternativa viável para sistemas de produção.

CONCLUSÃO

Concluiu-se a segregação e o enquadramento dos resíduos sólidos em classes ou categorias se mostrou importante para o seu gerenciamento, de forma a minimizar os danos ambientais ou à saúde pública devido à disposição inadequada dos mesmos. Além disso, a análise da composição gravimétrica dos resíduos sólidos permitiu avaliar a origem e a geração desses resíduos, fornecendo subsídios para avaliação da eficiência do gerenciamento de resíduos em vigor.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

RODRIGUES, E.A. Avaliação dos resíduos gerados no processo produtivo de pescado na colônia de pescadores z3, pelotas – rs. 2013. 58 p. Trabalho de conclusão de curso (TCC). Graduação em engenharia ambiental e sanitária. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

SANES, F.S.M; COSTA, J.B.; ARAÚJO, F.B.; STRASSBURGUER, A.S.; MEDEIROS, C.A.B. Avaliação do processo de compostagem de resíduos de pescado em mistura com diferentes fontes de carbono. In: VII congresso Brasileiro de Agroecologia, Fortaleza, v.6, n.2, 2011.

SUCASAS, L.F.A. Avaliação do resíduo do processamento de pescado e desenvolvimento de co-produtos visando o incremento da sustentabilidade na cadeia produtiva. 166 f. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo – São Paulo, 2011.



Figura 1. Segregação dos resíduos do frigorífico



Figura 2. Quantificação dos resíduos do frigorífico

Tabela 1. Caracterização dos resíduos gerados no frigorífico

Tipo	Classe	Geração Kg d ⁻¹	Armazenamento	Destinação final
Vísceras	D	123,3	Galões	Reaproveitamento
Cabeça	D	283,4	Galões	Reaproveitamento
Escama	D	49,63	Galões	Aterro próprio
Couro	D	55,75	Galões	Aterro próprio
Animais mortos	D	140,4	Galões	Compostagem
Resíduo doméstico orgânico	D	1,9	Sacos plásticos	Aterro prefeitura
Plásticos	D	2,38	Galões	Aterro prefeitura
Papéis	D	1,33	Galões	Aterro prefeitura
Rejeitos	D	5,87	Galões	Aterro prefeitura

OBTENÇÃO DE ÓLEOS UNICELULARES A PARTIR DE RESÍDUOS AGROINDÚSTRIAS

Rodrigo Stefanello Bizello^{1*}; Karem Rodrigues Vieira¹; Érika Cristina Francisco²; Leila Queiroz Zepka¹; Eduardo Jacob-Lopes¹

¹Departamento de Tecnologia e Ciência de Alimentos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil

²Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade de Passo Fundo

RESUMO: O objetivo do estudo foi obter óleos unicelulares a partir de resíduos agroindustriais. Os experimentos foram conduzidos em um biorreator em batelada de coluna de bolhas, com volume de trabalho de 2L. As condições experimentais utilizadas foram: razão carbono/nitrogênio de 68, concentração inicial de inóculo de 100mg/l, pH de 7,6, temperatura de 30°C, aeração constante de 1VVM (volume de ar por volume de meio por minuto) e ausência de luminosidade. As culturas em batelada alimentada foram conduzidas com as mesmas condições do sistema em batelada, quando a concentração de carbono orgânico chegou ao intervalo de 6000mg/L, a alimentação foi iniciada. O meio de alimentação foi adicionado a uma concentração de 6000mg/L e continha manipueira. O cultivo em biorreator operado em batelada apresentou melhor desempenho na produção de óleos unicelulares (7,45mg/L.h) quando comparado a operação de batelada com alimentação descontínua (2,32 mg/L.h). Os resultados mostram que foi possível obter óleos unicelulares a partir de resíduos agroindustriais, demonstrando a potencialidade do tipo de processo empregado para a obtenção de bioprodutos.

Palavras-Chave: cianobactéria, manipueira, batelada, batelada alimentada, ácido graxo

GETTING OIL FROM WASTE UNICELLULAR AGROINDUSTRIAL

ABSTRACT: The aim of the study was get unicellular oils from waste agroindustrial. The experiments were conducted bubble column bioreactor with working volume of 2.0L. Experimental conditions used were initial concentration of inoculum of 100mg/l, temperature of 30°C, carbon/nitrogen ratio of 68, pH adjusted to 7.6, aeration of 1 VVM (volume of air per volume of culture per minute) and absence of light. In fed-batch cultures were conducted under the same conditions of the system in batch, when organic carbon concentration came to the range of 6000 mg / L, the feed was started. The feed medium was added to a concentration of 6000 mg / L and contained cassava wastewater. Cultivation in bioreactor operated in batch showed better performance in the production of single cell oils (7,45mg/L.h), when compared to batch operation with discontinuous power (2,32 mg/L.h). The results show that it was possible to obtain unicellular cell oils from agroindustrial residues, demonstrating the potentiality of the type of process employed for obtaining bioproducts.

Key Words: cyanobacterium, cassava wastewater, batch, fed-batch, fatty acid

INTRODUÇÃO

O interesse no cultivo de microalgas baseia-se na variedade de possibilidades para a sua aplicação, tais como na alimentação humana, produção de energia química e extração de pigmentos, entre outras substâncias celulares de interesse industrial. Outro fato de atrair o interesse nestes micro-organismos é que eles são caracterizados por elevadas taxas de crescimento, o que torna sua produção conveniente (Thajuddin e Subramanian, 2005). Segundo Francisco et al. (2010) algumas microalgas acumulam óleos que podem ser transformados em combustíveis.

A obtenção de elevados rendimentos em biomassa é uma função primária do meio de cultura, que deve fornecer macro e micronutrientes necessários ao crescimento celular. A escolha de matérias-primas baratas é de grande importância para a economia global de processos biotecnológicos, dado que representam 50% do custo final do produto. As fábricas de amido de mandioca geram uma grande quantidade de águas residuais ricas em matéria orgânica, denominado de manipueira. O Brasil foi o segundo produtor mundial de mandioca no ano de 2010, demonstrando a alta disponibilidade dos resíduos a partir deste setor agroindustrial (FAO, 2011).

De acordo com Queiroz et al. (2007) resíduos agroindustriais fornecem uma fonte economicamente viável de nutrientes para as culturas de microalgas. Neste sentido, o objetivo do estudo foi obter óleos unicelulares a partir de resíduos agroindustriais.

MATERIAL E MÉTODOS

Microrganismos, manutenção e propagação

A microalga utilizada foi a *Phormidium* sp. obtida a partir de um isolamento de uma área localizada no deserto de Cuarto Cienégas (26° 59' N, 102° 03' W – México). A cultura estoque foi mantida e propagada em agar inclinado, nas condições de 20°C e 1klux. O meio de cultura utilizado foi o meio sintético BGN (Rippka et al., 1979) adicionado de agar-agar na concentração de 15g/L.

Água residuária

O efluente proveniente da indústria de farinha de mandioca (Garça, SP, Brasil). Foi recolhida a partir do ponto de descarga da etapa de esmagamento num período de 12 meses.

Biorreator e condições de cultivo

Os experimentos foram conduzidos em um biorreator em batelada de coluna de bolhas com relação altura/diâmetro (L/D) igual a 1,28, com volume de trabalho de 2L. As condições experimentais utilizadas foram: razão carbono/nitrogênio de 68 (14000mg/L de carbono orgânico), concentração inicial de inóculo de 100mg/l, pH de 7,6, temperatura de 30°C, aeração constante de 1VVM (volume de ar por volume de meio por minuto) e ausência de luminosidade.

As culturas em batelada alimentada foram realizadas num biorreator de 2L. As condições experimentais foram como se segue: concentração inicial do inóculo de 100 mg/L, a temperatura de 30°C, razão de carbono/nitrogênio de 68 (14000mg/L de carbono orgânico), pH ajustado para 7,6, aeração de 1 VVM (volume de ar por volume de cultura por minuto) e na ausência de luz. Quando a concentração de carbono orgânico chegou ao intervalo de 6000mg/L, a alimentação foi iniciada. O meio de alimentação foi adicionado a uma concentração de 6000mg/L e continha manipueira.

Métodos analíticos

As amostras foram coletadas de forma asséptica numa câmara de fluxo laminar, previamente esterilizado em intervalos de 24 horas. O pH foi determinado por potenciometria, a demanda química de oxigênio determinou-se conforme a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). A concentração celular foi determinada gravimetricamente por meio da filtração de um volume conhecido do meio de cultivo em filtro de 0,45 µm de diâmetro. A concentração de carbono orgânico foi expressa em termos de demanda química de oxigênio (DQO) analisados de acordo com o método colorimétrico do refluxo fechado (APHA, 2005). Os testes foram realizados em duplicata e os dados cinéticos referem-se à média de duas repetições. Para a extração de lipídeos totais da biomassa, foi utilizado o método de bligh e dyer (1959), levando-se em conta a proporção entre os solventes:

metanol, clorofórmio e água destilada (2:1:0.8). Para os ácidos graxos foram determinados por transesterificação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O uso de microalgas em sistemas de tratamento de efluentes vem sendo proposto através da manipulação das rotas metabólicas heterotróficas que permitem a remoção simultânea de matéria orgânica, além da possibilidade de reutilização da biomassa formada, valorizando assim os resíduos industriais. Neste sentido, a Tabela 1 apresenta os parâmetros cinéticos para os diferentes sistemas operacionais utilizados.

Tabela 1. Parâmetros cinéticos para diferentes sistemas operacionais

Sistemas	rS (mg/L.h)	X _{máx} (mg/L)	Lipídio (%)	Px (mg/L.h)	PL (mg/L.h)
Batelada	102,55	5200	14,03	53,12	7,45
Batelada alimentada	97,99	8162	9,06	25,6	2,32

r_s: taxa de consumo do substrato, x_{máx}: concentração celular máxima, p_x: produtividade em biomassa, p_l: produtividade lipídica

Com base nos parâmetros cinéticos, observou-se que a microalga *Phomidium* sp. apresentou para o cultivo em batelada taxas de consumo de carbono orgânico de 102,55 mg/L.h, concentração celular máxima de 5200 mg/L, produtividade em biomassa de 53,12 mg/L.h, com teor de lipídios de 14,03%, obtendo uma produtividade lipídica de 7,45 mg/L.h. Os cultivos em batelada alimentada, por outro lado, apresentaram menor desempenho cinético para todos os demais parâmetros, com exceção das concentrações celulares máximas (8162 mg/L), que foram substancialmente superiores quando comparadas aos cultivos em batelada.

A definição da melhor estratégia de condução do bioprocessamento, entretanto, foi realizada com base na produtividade em óleo, no qual o processo de batelada demonstrou uma capacidade produtiva superior à batelada alimentada descontínua, como reflexo principalmente da baixa capacidade de acúmulo de óleo na célula nos cultivos descontínuos alimentados. De acordo com Queiroz et al., (2013) os lipídeos microbianos são produtos intracelulares, e desta forma, a produtividade lipídica global é o produto do conteúdo lipídico da célula, multiplicado pela produtividade em biomassa, o que faz da produtividade em biomassa um critério primário na obtenção de lipídeos microbianos.

O perfil de ácidos graxos de biomassa está descrito na Tabela 2, sendo que o ácido oleico (C18:1N9C), capríco (C8:0) e o palmítico (C16:0) foram os componentes majoritários, evidenciando uma composição predominantemente de saturado e monoinsaturado. Knothe (2005) reporta que óleos com composição predominantemente saturada e monoinsaturada são os mais adequados para a síntese de biodiesel, pois produzem combustíveis com propriedades ideais ao uso em motores a diesel.

Tabela 2. Perfil de ácidos graxos

Ácidos Graxos (%)	C6:0	C8:0	C12:0	C14:0	C16:0	C16:1	C18:0	C18:1N9C
	1,74	25,16	1,49	1,04	16,95	9,24	4,33	40,03

CONCLUSÃO

O cultivo em biorreator operado em batelada apresentou melhor desempenho na produção de óleos unicelulares (7,45mg/L.h) quando comparado a operação de batelada com alimentação descontínua (2,32 mg/L.h). Neste sentido, os resultados mostram que foi possível obter óleos unicelulares a partir de resíduos agroindustriais, demonstrando a potencialidade do tipo de processo empregado para a obtenção de bioprodutos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF (American Public Health Association, American Waterworks Association, Water Environmental Federation), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21sted. Prot City Press, Baltimore, Maryland, 1325p., 2005.

Food and Agricultural Organization of United Nations (FAO). Available: http://www.fao.org/index_en.htm

FRANCISCO, E.C.; NEVES, D.B.; JACOB-LOPES, E.; FRANCO, T.T. Microalgae as feedstock for biodiesel production: carbon dioxide sequestration, lipid production and biofuel quality. *Journal of Chemistry Technology and Biotechnology*, v.85, p.395-403, 2010.

KNOTHE, G. Dependence of biodiesel fuel properties on the structure of fatty acid alkyl esters. *Fuel Processing Technology*, n.86, p.1050-1070, 2005

QUEIROZ, M.I.; HORNES, M.; MANETTI, A.G.S.; ZEPKA, L.Q.; JACOB-LOPES, E. Fish processing wastewater as a platform of the microalgal biorefineries. *Biosystems Engineering*, n. 115, p. 195-202., 2013.

QUEIROZ, M.I.; JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L.Q.; BASTOS, R.; GOLDBECK, R. The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cyanobacteria in a stirred batch reactor. *Bioresourcetchnology*. V.98 n.98 p.2163-2169, 2007.

THAJUDDIN, N. & SUBRAMANIAN, G. Cyanobacterial BNiodiversity and potential application in Biotechnology. *Current Science* p. 47-57, 2005.

AValiação DE PARâMETROS DA ESTaÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UM ABATEDOURO DE BOVINOS

Landi Neto, M. ¹; Gonçalves, M.S. ²; Halmeman, M.C.R.²; Passig, F.H.³; Gomes, S.D.⁴; Castro, T.M.*²

¹Engenheiro Ambiental, Campo Mourão-PR-Brasil.

²Docente da UTFPR, Campo Mourão-PR-Brasil.

³Docente da UTFPR, Curitiba-PR-Brasil.

⁴Docente da UNIOESTE, Cascavel-PR-Brasil.

e-mail: thiagocastro @utfpr.edu.br

RESUMO: A presente pesquisa tem como objetivo avaliar os efluentes líquidos gerados em um abatedouro de Mato Grosso do Sul, Brasil. Para a avaliação dos efluentes e do sistema de tratamento foram avaliados os seguintes parâmetros físico-químicos: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, óleos e graxas, pH e sólidos sedimentáveis. O sistema de tratamento apresentou variações nas concentrações dos parâmetros analisados nos efluentes brutos, alterações que foram observadas com relação à eficiência de remoção de DBO, por exemplo, que oscilou entre 42 e 95,55%. Além disto tem-se em algumas épocas baixas eficiências de remoção de DQO, com variação entre 40,98 e 91,09% de remoção. Para óleos e graxas o sistema mostrou-se eficaz apresentando apenas no mês de setembro de 2012 desconformidade com relação a legislação vigente. De maneira geral o sistema de tratamento necessita de adequações em sua estrutura para se mostrar mais eficiente no atendimento aos padrões de lançamento em relação aos valores preconizados nas resoluções CONAMA N° 357/2005 e N° 430/2011.

Palavras-Chave: abatedouro, carga orgânica, tratamento de efluentes.

EVALUATION OF PARAMETERS OF STATION FROM A WASTEWATER TREATMENT BEEF SLAUGHTERING

ABSTRACT: This research aims to evaluate the wastewater generated in a slaughterhouse in Mato Grosso do Sul, Brazil. For the evaluation of effluent treatment system were evaluated the following physico-chemical parameters: Biochemical Oxygen Demand, Chemical Oxygen Demand, Oils and Greases, pH and Settling Solids. The treatment system presented varied concentrations of the analyzed parameters in the effluent gross, changes that were observed with respect to the removal efficiency of BOD, for example, varied between 42 and 95.55%. It has at certain times lower removal efficiencies of COD, ranging between 40.98 and 91.09% removal. For oils and greases the system was effective, presenting only in the month of September 2012 disagreement with respect to legislation. Regarding the overall treatment system requires adjustments to its structure to be efficient and effective in meeting the discharge standards in relation to the values recommended in CONAMA n° 357/2005 and n° 430/2011.

Key Words: slaughterhouse, organic load, wastewater treatment.

INTRODUÇÃO

Os abatedouros e frigoríficos são atividades industriais consideradas de alto potencial poluidor de acordo com o anexo VIII da Lei Federal n° 6.938, de 1981, introduzido pela Lei n° 10.165, de 27 de dezembro de 2000, que classifica essas atividades de acordo com o potencial poluidor e/ou o grau de utilização de recursos

naturais de cada uma delas. Desta forma para o funcionamento das empresas deste ramo é necessário o licenciamento ambiental, dentre outras obrigações.

Empreendimentos de abate de animais caracterizam-se pelo grande volume utilizado de água em seus processos produtivos, e conseqüentemente elevada geração de efluentes líquidos. Estes efluentes caracterizam-se por apresentar em sua composição elevada carga orgânica, devido à presença de sangue, esterco, conteúdo estomacal não digerido, alto conteúdo de gordura, variações de pH, nitrogênio e fósforo.

O tratamento de efluentes de abatedouros deve atender aos padrões estabelecidos pelas legislações vigentes, todavia estas diretrizes impostas nem sempre são atendidas, muitas vezes por falta de estrutura nos próprios empreendimentos e até mesmo por negligência dos que gerenciam o empreendimento. Caracterizações físico-químicas do efluente são ferramentas de relevante importância para avaliação do desempenho do processo de tratamento.

Desta forma este trabalho possui a proposta de avaliar os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), óleos e graxas, pH e sólidos sedimentáveis (SS) do sistema de tratamento de efluentes de um abatedouro do estado do Mato Grosso do Sul, confrontando as características dos efluentes tratados com a legislação vigente.

MATERIAL E MÉTODOS

A empresa atua no mercado de abate de bovinos, possui licença ambiental e abate em média 630 bovinos mensalmente. A indústria possui um sistema de tratamento de efluentes que é composto por sistemas primário e secundário.

O tratamento primário é composto por duas peneiras estáticas, sendo uma para a linha verde onde são encaminhadas as águas dos boxes de lavagens dos animais, vômito e fezes e outra para a retenção na linha vermelha, efluentes gerados pela lavagem da carcaça do animal e cavidades, bem como as águas de higienização da parte interna do abatedouro. O efluente da linha vermelha passa pela outra peneira estática e o mesmo é encaminhado para o sistema de retenção de gorduras que é formado por duas linhas paralelas e subdividido em seis estágios de retenção.

Após a passagem destes efluentes pelo tratamento preliminar, os mesmos são direcionados para o tanque de equalização, neste os efluentes da linha verde e da linha vermelha são homogeneizados para posteriormente seguirem para o sistema de lagoas de estabilização.

O sistema de lagoas refere-se ao tratamento secundário que é composto por uma lagoa anaeróbia seguida por uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação, após o efluente passar por estes processos de tratamento o mesmo é então lançado no corpo hídrico mais próximo, este localizado a aproximadamente 250 metros do ponto de saída do sistema de tratamento.

As análises foram realizadas nos meses de dezembro de 2010, março, julho, setembro e dezembro de 2011, e março, julho e setembro de 2012, totalizando oito amostras. As coletas foram realizadas na entrada do efluente no sistema de lagoas de estabilização, ou seja, após a mistura (homogeneização) das linhas de efluentes das linhas verde e vermelha e outro ponto de coleta na saída do sistema de tratamento.

As amostras coletadas foram analisadas de acordo com a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), e foram analisados os seguintes parâmetros: Sólidos Sedimentáveis (SS), pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Óleos e Graxas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O sistema de tratamento apresentou oscilações quanto à eficiência de remoção de DBO durante o período que o monitoramento foi realizado. As amostras das coletas de dezembro de 2010 e nos meses de setembro de 2011 e 2012 (Tabela 1) o sistema apresentou os menores índices de remoção de carga orgânica em todo o período de monitoramento.

A Resolução CONAMA 430/2005 determina que efluentes industriais devam apresentar uma eficiência mínima de 60% de remoção de DBO para que seu lançamento se encontre dentro dos padrões estabelecidos para corpos hídricos classe 2.

O sistema de tratamento do abatedouro apresentou variações na eficiência de remoção de DQO no período de monitoramento (Tabela 2), onde nos meses de setembro de 2011 e 2012 foram obtidos os menores índices de eficiência em remoção de DQO. As Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 não parametrizam valores de referência para remoção deste parâmetro em efluentes industriais.

Alguns fatores que podem apresentar interferências para a DQO são os produtos de limpeza e desinfecção que estão sendo utilizados nos processos de higienização do abatedouro, além disto, a quantidade de sangue que está sendo drenado para o sistema de tratamento pode interferir nos valores deste parâmetro, mostrando assim a ineficiência do sistema de coleta de sangue dentro do abatedouro.

Quanto à remoção de óleos e graxas (Tabela 3) houve oscilações quanto à redução da quantidade de óleos e graxas no tratamento dos efluentes, entretanto apenas no mês de setembro de 2012 o efluente foi lançado no corpo receptor apresentando concentrações superiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011, que é de 50 mg/L.

Durante o monitoramento do pH dos efluentes do abatedouro notou-se que apenas nos meses de dezembro de 2010 e junho de 2012 o efluente tratado foi lançado em desconformidade referente ao parâmetro pH já que o mesmo possuía valores fora das faixas aceitáveis estabelecidas na Resolução CONAMA 430/2011, que varia entre 5,00 a 9,00.

A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece ainda um padrão máximo de 1 mL/L de Sólidos Sedimentáveis nos efluentes tratados, e a partir dos dados de monitoramento do sistema verificou-se que somente na coleta de setembro de 2012 este parâmetro encontrou-se acima dos padrões estabelecidos pela mesma resolução, resultando em 2 mL/L de sólidos sedimentáveis.

CONCLUSÃO

Por meio das análises foram notadas algumas falhas operacionais ou necessidade de adequações no projeto para atendimento às exigências legais. É importante que todo o sistema seja revisto e reavaliado para que se possa realizar uma caracterização mais detalhada do mesmo.

O parâmetro DQO, apesar da não parametrização por parte da legislação apresentou-se com índices elevados, pode-se sugerir ao empreendedor que o mesmo melhore seus pontos de captação de sangue e que o mesmo solicite a avaliação dos produtos de limpeza utilizados no processo de higienização do abatedouro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA/AWWA/WEF. EATON, A.D (2005).; et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association. 1082p.

BRASIL. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Política Nacional do Meio Ambiente seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF. Diário Oficial da União, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF. Diário Oficial da União, 2005.

Tabela 1 – Concentrações de DBO nas análises de entrada, saída e eficiência do sistema

Mês/ano	DBO - efluente bruto (mg/L)	DBO - efluente tratado (mg/L)	Eficiência de remoção (%)
DEZ/10	936,0	379,1	59,49
MAR/11	2470,0	109,8	95,55
JUN/11	840,0	200,0	76,20
SET/11	450,0	261,0	42,00
DEZ/11	650,0	208,0	68,00
JUN/12	2290,0	207,0	90,96
SET/12	908,0	440,0	51,54

Tabela 2 – Concentrações de DQO das análises de entrada e saída do sistema

Mês/ano	DQO - efluente bruto (mg/L)	DQO - efluente tratado (mg/L)	Eficiência de remoção (%)
DEZ/10	1401,5	808,4	42,30
MAR/11	3774,5	416,0	88,97
JUN/11	1896,0	779,0	58,90
SET/11	1349,0	779,0	42,25
DEZ/11	1946,0	625,0	67,88
JUN/12	5780,0	515,0	91,09
SET/12	1830,0	1080,0	40,98

Tabela 3 – Concentrações de Óleos e Graxas nas análises de entrada e saída do sistema.

Mês/ano	Óleos e Graxas - efluente bruto (mg/L)	Óleos e Graxas - efluente tratado (mg/L)
DEZ/10	24,7	3,0
MAR/11	96,7	28,1
JUN/11	81,3	28,8
SET/11	126,0	42,0
DEZ/11	26,0	10,0
JUN/12	392,0	15,4
SET/12	367,0	65,0



Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos
das Produções Agropecuária e Agroindustrial



Suínos e Aves
Pecuária Sudeste
Solos

Patrocínio



Sistema Federação das
Indústrias do Estado
do Paraná



Apoio

Ministério da
**Agricultura, Pecuária
e Abastecimento**

