



CÉLIO MOREIRA RICARDO

**AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE BIODIGESTOR DE FLUXO
TUBULAR, COM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO, NO TRATAMENTO
DE DEJETOS DE SUÍNOS**

**LAVRAS - MG
2012**

CÉLIO MOREIRA RICARDO

**AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE BIODIGESTOR DE FLUXO
TUBULAR, COM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO, NO TRATAMENTO
DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções Rurais e Ambiente, para obtenção do título de Mestre.

Orientador

Prof. Dr. Alessandro Torres Campos

Coorientadores:

Prof. Dr. Paulo Cesar Hardoim – DEG-UFLA
Prof. Dr. Tadayuki Yanagi Junior – DEG-UFLA
Prof. Dr. Marcos Aurélio Lopes – DMV-UFLA

**LAVRAS - MG
2012**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Ricardo, Célio Moreira.

Avaliação econômica de biodigestor de fluxo tubular, com sistema de recirculação, no tratamento de dejetos de suínos / Célio Moreira Ricardo. – Lavras : UFLA, 2012.

71 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Alessandro Torres Campos.

Bibliografia.

1. Biogás. 2. Instalações para suínos. 3. Resíduos. 4. Viabilidade econômica. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 665.776

CÉLIO MOREIRA RICARDO

**AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE BIODIGESTOR DE FLUXO
TUBULAR, COM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO, NO TRATAMENTO
DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções Rurais e Ambiente, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de fevereiro de 2012

Prof. Dr. Marcos Aurélio Lopes	DMV-UFLA
Prof. Dr. Paulo Cesar Hardoim	DEG-UFLA
Prof. Dr. Tadayuki Yanagi Junior	DEG-UFLA

Prof. Dr. Alessandro Torres Campos
Orientador

**LAVRAS - MG
2012**

A Deus meu guia e protetor.

*Ao Nathanael Ricardo, meu pai, e Iris Alves Moreira, minha mãe, pelo amor,
confiança, apoio e dedicação que me impulsionaram a seguir em frente.*

Ao meu irmão Nathanael, pela amizade e companheirismo,

*Aos meus amigos e familiares, por sempre acreditarem em meu esforço e serem
constantes motivadores de meus ideais.*

À Ângela, por participar de toda a minha criação e educação.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Engenharia (DEG), pela oportunidade concedida para a realização do Mestrado e da graduação.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia da UFLA, pelos ensinamentos transmitidos, pela convivência e por toda ajuda na concretização deste curso.

Ao Prof. Dr. Alessandro Torres Campos, pela orientação, amizade, convivência, paciência, confiança e apoio aos trabalhos desenvolvidos, e por toda a transmissão de conhecimentos;

Ao Sr. Antônio Donizete de Oliveira, proprietário da Granja Niterói, por toda a ajuda e disponibilidade de sua propriedade e de dados imprescindíveis para a realização deste trabalho.

Aos Professores Dr. Ronaldo Fia, Dra. Fátima Resende Luiz Fia e Dr. Marcos Aurélio Lopes, por toda a ajuda na realização deste trabalho, pela transmissão de conhecimentos.

Ao meu amigo Alessandro Vieira Veloso, pela amizade e pela grande contribuição em todos os trabalhos por nós desenvolvidos durante o curso.

À Francine Aparecida Sousa, Regina Batista Vilas Bôas, pela grande ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

À Greice da Costa Oliveira, por toda atenção, disposição e pelo seu bom humor ao auxiliar-me na secretaria da Pós-Graduação.

E aos amigos e colegas que estiveram sempre ao meu lado e contribuíram para que fosse possível a conclusão de meu curso.

“Dá instrução ao sábio, e ele se fará mais sábio ainda; ensina ao justo, e ele crescerá em prudência.”

Provérbios 9:9

RESUMO

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a viabilidade econômica de um conjunto de biodigestores tubulares, com sistema de recirculação, no tratamento de dejetos de suínos. Para caracterizar o afluente e efluente do sistema, com vistas à estimativa da produção de biogás, foram realizadas amostragens dos resíduos na entrada e saída de cada biodigestor e determinados os valores médios dos parâmetros físico-químicos: pH, temperatura, DQO total (demanda química de oxigênio), sólidos totais, fixos e voláteis. Os valores médios obtidos para os parâmetros citados foram, respectivamente: 7,2, 24,9°C, 25363mg l⁻¹, 26067mg l⁻¹, 7764mg l⁻¹, 30026mg l⁻¹, na entrada dos biodigestores; 7,6, 24,6°C, 15474mg l⁻¹, 11827mg l⁻¹, 5008mg l⁻¹, 56,28mg l⁻¹, para o efluente do biodigestor sem recirculação; e 7,5, 24,6, 17221mg l⁻¹, 13738mg l⁻¹, 5732mg l⁻¹ e 10961mg l⁻¹, para o efluente do biodigestor com recirculação. De acordo com os resultados, o processo de biodigestão anaeróbia mostrou-se eficiente na remoção de sólidos e na diminuição da demanda química de oxigênio. Pela análise econômica, observou-se que o valor presente líquido (VPL) foi de R\$11.413,56. O percentual estimado para taxa interna de retorno (TIR) de 7% a.a, foi 1% superior à taxa de atratividade mínima. A relação benefício custo (RBC), estimada em 1,42, é considerada alta para esse tipo de investimento, representando uma eficiência econômica de 42%. O período de recuperação do capital investido simples (PRC) foi de sete anos e o período de recuperação do capital econômico (PRCe) foi estimado em oito anos, tempo compatível para o nível de investimento. A avaliação econômica do sistema permitiu concluir que o projeto é economicamente atrativo. A venda de energia elétrica, através da cogeração, mostra-se como uma oportunidade de negócio que permite a viabilidade econômica, gerando receita, agregando valor ao sistema de tratamento de dejetos, trazendo ainda benefícios ao meio ambiente.

Palavras-chave: Biogás. Construções Rurais. Instalações para Suínos. Dejetos. Sustentabilidade. Viabilidade econômica.

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the economic viability of a tubular set biodigesters with recirculation system in the swine manure treatment. For characterize the affluent and effluent of the system, in order to estimate the biogas production, samples were taken of manure at the inlet and outlet of each biodigester and determined the average values of physico-chemical parameters: pH, temperature, COD total (chemical oxygen demand), total solids, fixed and volatiles. The average values for the above mentioned parameters were, respectively: 7,2, 24,9°C, 25363mg l⁻¹, 26067mg l⁻¹, 7764mg l⁻¹, 30026mg l⁻¹, at the inlets of the biodigesters; 7,6, 24,6°C, 15474mg l⁻¹, 11827mg l⁻¹, 5008mg l⁻¹, 56,28mg l⁻¹, for the effluent of the biodigester without recirculation; and 7,5, 24,6, 17221mg l⁻¹, 13738mg l⁻¹, 5732mg l⁻¹ and 10961mg l⁻¹, for the effluent of the biodigester with recirculation system. Accordingly to the results, the anaerobic biodigestion process has shown efficient in removing solids and in decreasing chemical oxygen demand. According to the economical analysis it could be seem that the net present value (NPV) was R\$11.413,56. The percentage estimated for internal rate of return (IRR) of 7 % per year was 1% upper that the minimum rate attractiveness. The benefit-cost ratio (BCR) estimated in 1,42, is considered high for this type of investment, representing an economical efficiency of 42%. The recovery period of the simple capital invested (SCI) was 7 years and the recovery period of economic capital (SCIE) was estimated in 8 years, compatible time for the investment level. The economical evaluation of the system allowed concludes that the project is attractive economically. And the trade of electric power, through co-generation, shows up as a business opportunity, which allows the economic viability, generating income, adding value to the manure treatment system, also, bringing further benefits to the environment.

Keywords: Biogas. Rural Buildings. Swine facilities. Manure. Sustainability. Economic viability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Passos metabólicos envolvidos na digestão anaeróbia.	22
Figura 2 Esquema tridimensional de um biodigestor indiano.....	28
Figura 3 Esquema tridimensional de um biodigestor chinês.	29
Figura 4 Esquema tridimensional de um biodigestor batelada.	30
Figura 5 Reator <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>	31
Figura 6 Biodigestor modelo tubular.	32
Figura 7 Galpão de terminação.	36
Figura 8 Galpão de gestação e pré-gestação.	37
Figura 9 Cella de parição - galpão de maternidade.....	38
Figura 10 Galpão de creche.	39
Figura 11 Biodigestor modelo tubular.	40
Figura 12 Equipamento motobomba para recirculação dos dejetos.	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do ...	47
Tabela 2 Investimentos realizados para a montagem do sistema de tratamento de efluentes, biodigestor e grupo moto gerador de energia	50
Tabela 3 Custo de depreciação dos bens utilizados na construção do sistema de tratamento de efluente da granja em estudo.....	53
Tabela 4 Custo de operação e manutenção preventiva do grupo moto-gerador a biogás utilizado na granja em estudo	53
Tabela 5 Fluxo de caixa – ano 0 ao ano 5.....	55
Tabela 5 Fluxo de caixa – ano 6 ao ano 10.....	56
Tabela 6 Indicadores econômicos do sistema de tratamento de	57
Tabela 7 Simulação dos indicadores econômicos com e sem venda de energia elétrica – cogeração	61

LISTA DE SIGLAS

BD	Benefícios Diretos
BI	Benefícios Indiretos
CF	Custo Fixo
CV	Custo Variável
DQO	Demanda Química de Oxigênio
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PRC	Período de Recuperação de Capital
PRCe	Período de Recuperação de Capital econômico
PVC	Policloreto de Vinila
RBC	Relação Benefício Custo
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TIR	Taxa interna de Retorno
TMA	Taxa mínima de atratividade
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
<i>UASB</i>	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UCC	Unidade de Ciclo Completo
VPL	Valor Presente Líquido
VR	Valor Anual de Referência

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 A suinocultura no Brasil, o ambiente e a possibilidade de geração de energia	15
2.2 Potencial poluidor das águas residuárias da suinocultura	17
2.3 Biodigestão anaeróbia	19
2.4 Tipos de biodigestores mais empregados	25
2.4.1 Biodigestor modelo indiano	27
2.4.2 Biodigestor modelo chinês	28
2.4.3 Biodigestor de batelada	29
2.4.4 Reator anaeróbio de fluxo ascendente (<i>UASB</i>)	30
2.4.5 Biodigestor modelo tubular	31
2.5 Análise da viabilidade econômica da implantação e uso de biodigestores ...	33
3 MATERIAL E MÉTODOS	35
3.1 Instalações	35
3.2 Sistema de limpeza e tratamento dos dejetos	39
3.3 Execução do experimento	41
3.4 Análise econômica	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1 Análise econômica	49
4.1.1 Cenário econômico real	50
4.1.2 Simulação de cenário a partir da venda de energia elétrica - cogeração	59
5 CONCLUSÕES	63
REFERENCIAS	Erro! Indicador não definido.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da economia mundial, assistido nas últimas décadas, proporcionou o aumento do consumo *per capita* de alimentos e o crescimento da população mundial demandou mudanças na estrutura dos sistemas de produção devido ao aumento no consumo de alimentos.

A tradicional agricultura familiar, caracterizada pela criação de pequena quantidade de animais, está sendo substituída por um sistema tecnificado, de alta produtividade de proteína por animal, em reduzido espaço físico, visando atender ao consumo da população, ocasionando a concentração de dejetos em pequenas áreas que, quando manejados inadequadamente, comprometem a qualidade do ar, da água e do solo.

Diante desse fato, a cada dia, os produtores brasileiros têm investido em tecnologias e práticas de cultivo e manejo que possibilitem o aumento da produtividade da agropecuária, mas que também reduzam o impacto ambiental causado pela atividade.

Mesmo com toda relevância socioeconômica, é importante considerar que a suinocultura intensiva possui alto potencial poluidor em face da elevada carga orgânica e da quantidade de contaminantes encontrados nos efluentes.

Para que as propriedades rurais produtoras de suínos de maneira intensiva consigam produzir, minimizando o impacto ambiental, é necessário encontrar sistemas de tratamento de dejetos que reduzam os problemas e as dificuldades ambientais, atendam à legislação vigente e possibilitem a redução dos custos de tratamento, possibilitando agregar maior renda financeira ao sistema produtivo.

Nesse sentido, o emprego da técnica de biodigestão anaeróbia, por meio de biodigestores, visando à redução da carga orgânica produzida em sistemas de confinamento de suínos, surge como uma possibilidade para minimização dos

problemas ambientais, legais e econômicos encontrados na suinocultura. Como vantagens, esta tecnologia apresenta a produção do biofertilizante e do biogás, como produtos finais.

A forma mais usual para a destinação do efluente do biodigestor é sua aplicação direta no solo, como condicionador e fertilizante orgânico. Essa prática tem sido intensificada, uma vez que o biofertilizante contém vários elementos químicos prontamente disponíveis, e, também, disponíveis após o processo de mineralização, quando poderão ser absorvidos pelas plantas.

O biogás, por sua vez, é uma fonte alternativa de energia, podendo ser utilizado diretamente no sistema de produção de suínos, reduzindo os custos energéticos do sistema, bem como, na cogeração de energia para distribuição na rede elétrica pública.

Análises econômicas desses sistemas são escassas na literatura, ficando evidenciada a necessidade de maiores estudos acerca do retorno financeiro que os biodigestores podem proporcionar aos suinocultores, agregando renda à atividade ao mesmo tempo em que colabora na busca da sustentabilidade.

O objetivo do presente trabalho foi desenvolver uma análise econômica de um sistema de tratamento de dejetos de suínos por meio de biodigestores tubulares, com recirculação dos dejetos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A suinocultura é um dos setores da agropecuária brasileira que mais se desenvolveu nas últimas décadas. Modernizou-se rapidamente e alcançou elevados níveis de produtividade, principalmente pela intensificação dos sistemas confinados. Ainda que o emprego da técnica de confinamento de animais tenha contribuído com muitos benefícios à sociedade, a atividade suinícola tem sido fortemente acusada de contribuir para a poluição ambiental, em decorrência da quantidade de dejetos gerados no confinamento dos animais (BOSCO et al., 2008).

2.1 A suinocultura no Brasil, o ambiente e a possibilidade de geração de energia

No Brasil a suinocultura é predominantemente localizada em pequenas propriedades rurais. Cerca de 81,7% dos suínos são criados em unidades de até 100 hectares. Essa atividade se encontra presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no país, emprega mão de obra tipicamente familiar e constitui uma importante fonte de renda e de estabilidade social (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA - ABIPECS, 2009).

Cruz, Wander e Sousa (2007) salientam que, os impactos ambientais causados pela atividade podem ser minimizados com a disseminação de novas tecnologias para tratamento dos dejetos suínos. Além de melhorar o meio ambiente, elas podem promover mudanças nas práticas produtivas, com possibilidade de aumentar a sustentabilidade ambiental e econômica das granjas e, conseqüentemente, da própria suinocultura. Os retornos econômicos,

financeiros, ambientais e sociais, se intensificariam na medida em que a sustentabilidade da atividade aumentasse.

Uma forma interessante de se agregar valor ao sistema de tratamento de dejetos, e, por conseguinte, à criação intensifica como um todo é a possibilidade de aproveitamento do gás, subproduto do processo, como fonte de energia. Quando o gás metano é convertido em energia elétrica, no próprio sistema produtivo, o valor agregado se torna ainda mais atrativo. De acordo com Costa (2005), em Portugal, a receita associada à venda de energia elétrica pode variar de 10% a 40% do valor total das receitas.

Em alguns países da Europa, assim como na Austrália, existe legislação específica para a geração de energia a partir de fontes alternativas. Na Austrália, por exemplo, as concessionárias de energia elétrica devem fornecer, no mínimo, 2% de energia de fontes alternativas. Isso faz com que o valor de mercado para esse tipo de energia seja melhor remunerado (ZAGO, 2003).

Nogueira e Zürn (2005), em estudo sobre o desenvolvimento de um novo modelo para dimensionamento de sistemas integrados de recursos energéticos renováveis, aplicados em ambientes rurais, com a utilização de ferramentas de simulação e otimização, concluíram que o dimensionamento dos sistemas energéticos e os custos são fundamentais para a tomada de decisões em projetos de energização rural, considerando critérios técnicos e econômicos.

A criação de fontes energéticas de pequena escala de suprimento e descentralizadas é fundamental para o desenvolvimento sustentável. Unidades que utilizam fontes renováveis e não demandam alta tecnologia para instalação ou mão de obra especializada para sua execução, são boas soluções, principalmente para produtores rurais que podem diminuir sua dependência das concessionárias de energia elétrica (COLDEBELLA, 2006).

A utilização de grupo-geradores movidos a biogás, além de reduzir a dependência dos suinocultores por energia fornecida pelas concessionárias e

promover a sustentabilidade, também poderá influenciar os custos de produção, permitindo a suspensão da aquisição de energia. Portanto, como ressalta Noronha e Gimenes (2008), faz-se necessário conhecer a influência do custo da energia elétrica na estrutura de custo da suinocultura.

2.2 Potencial poluidor das águas residuárias da suinocultura

Os atuais moldes da suinocultura têm despertado a preocupação ambiental da sociedade, devido ao grande impacto causado aos recursos naturais pelo manejo inadequado dos resíduos gerados. As consequências desse desequilíbrio se pronunciam na exaustão de muitos recursos naturais e na necessidade de repensar o desenvolvimento dos modelos adotados (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009).

A criação de suínos em sistemas de confinamento é um concentrador de dejetos em pequenas áreas, gerando grande volume de águas residuárias de grande potencial poluidor, por se tratar de efluente rico em sólidos em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), sódio (Na), magnésio (Mg), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), agentes patogênicos, metais pesados e sais diversos (BRANDÃO et al., 2000; CAMPOS et al., 2005; MAGALHÃES et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2005).

Dependendo do sistema de manejo e alimentação adotados, os dejetos podem apresentar grandes variações em seus componentes, principalmente na quantidade de água e nutrientes (LEITE; CUNHA NETO; RESENDE, 2009).

Quando os dejetos líquidos de suínos são aplicados diretamente ao solo, a rapidez com que o N amoniacal é nitrificado irá condicionar a quantidade de nitrato (NO_3^-) no solo. Se a taxa de nitrificação for elevada, os teores de N na forma de NO_3^- aumentarão rapidamente, muitas vezes em épocas em que a

demanda de N pelas culturas ainda é pequena. Dependendo da intensidade e da quantidade de chuvas nesse período, poderão ocorrer perdas significativas de N via lixiviação de NO_3^- , pois, o N nítrico é solúvel em água e possui baixa ligação com os colóides do solo, o que contribui para a contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Elevados teores de NO_3^- no solo, também podem resultar em acúmulo dessa forma de N no tecido vegetal, o que pode comprometer a qualidade das plantas para o consumo humano e animal. Além disso, em condições anaeróbicas, algumas bactérias utilizam o NO_3^- como aceptor final de elétrons na cadeia respiratória, reduzindo-o para N atmosférico (N_2), no processo de desnitrificação. Um dos gases intermediários desse processo é o óxido nitroso (N_2O), o qual pode afetar a camada de ozônio, além de contribuir para o aquecimento global (AITA; GIACOMINI; HÜBNER, 2007).

A prática comumente adotada por grande parte dos suinocultores no Brasil tem sido a armazenagem dos resíduos em lagoas ou tanques e sua posterior aplicação como fertilizante e condicionador do solo. Em regiões em que a geração de efluente supera a capacidade de suporte do solo ou as concentrações de aplicação recomendadas pelos órgãos de fiscalização ambiental, surge a demanda por tratamento ou exportação das águas residuárias para áreas externas ao local de produção (KUNZ et al., 2009).

Depreende-se, dessa forma, que os problemas ambientais associados aos resíduos da suinocultura apresentam-se como um grande desafio para a pesquisa, haja vista que no passado os dejetos eram considerados como fertilizantes agrícolas (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). Mas, atualmente, considera-se que, se não tratados, os dejetos geram um risco muito grande de poluição ambiental, a exemplo da emissão de gases e odores, bem como da lixiviação de nutrientes (PEREIRA; DEMARCHI; BUDIÑO, 2009).

2.3 Biodigestão anaeróbia

A biodigestão anaeróbia tem sido usada como alternativa para a remoção de altas concentrações de matéria orgânica presente em muitos tipos de resíduos orgânicos (NIELSEN; ANGELIDAKI, 2008).

Massé et al. (2010) comentaram que várias formas de biomassa têm sido estudadas e utilizadas no processo de biodigestão anaeróbia, podendo ser citadas: resíduos sólidos urbanos, resíduos da agropecuária e da agroindústria, esgoto, carcaças de animais, dentre outras.

Apesar da tecnologia de digestão ou biodigestão anaeróbia ser conhecida há séculos em todo o mundo, só recentemente, o estudo e aplicação dessa tecnologia para produção de energia renovável tem despertado maior interesse de diversos setores da sociedade (WU et al., 2010).

A emissão de gases de efeito estufa por ações antrópicas é algo que tem trazido grande preocupação à sociedade moderna. Fato que resultou no Protocolo de Kyoto, que se constitui de uma coletânea de propostas internacionais em busca de reduzir as emissões dos gases poluentes. Para tanto, foram criados mecanismos de comércio de créditos de carbono por meio dos projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), de modo a proporcionar melhores condições ambientais, as quais poderão implicar num desenvolvimento econômico e social sustentável (NEIVA, 2007). Assim, o interesse pela tecnologia da digestão anaeróbia tem aumentado significativamente em virtude dos benefícios econômicos, da busca por fontes renováveis de energia e das legislações ambientais (CHAE et al., 2008).

Tabatabaei et al. (2010) e Zheng et al. (2009) ressaltaram que, através do processo de digestão anaeróbia, pode-se produzir biogás a partir de vários tipos de resíduos orgânicos.

A biodigestão anaeróbia consiste na degradação bioquímica da matéria orgânica complexa em compostos orgânicos simples e nutrientes dissolvidos, através da ação de um grupo de bactérias que, na ausência de oxigênio livre, produz metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), amônia (NH_3), traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular e envolvem uma série de reações metabólicas em que componentes complexos são reduzidos a uma mistura. Essas reações são divididas em etapas, tais como: fermentação, hidrólise e metanogênese, reduzindo a demanda química e bioquímica de oxigênio e os sólidos totais e voláteis deixando, ao mesmo tempo, uma série de outras substâncias que são refratárias à degradação e dois produtos valiosos: o biogás e o biofertilizante, efluente com grande quantidade de nutrientes (CÔTE; MASSÉ; QUESSY, 2006; LANSING; BOTERO; MARTIN, 2008; LOPES; LEITE; PRASAD, 2004; MARCOS et al., 2010; ORRICO; LUCAS JÚNIOR; ORRICO JÚNIOR, 2007; ORRICO JÚNIOR; ORRICO; LUCAS JÚNIOR, 2009; SIEGERT; BANKS, 2005).

O biogás, combustível renovável, pode ser empregado para geração de calor, eletricidade e combustível veicular e, o substrato digerido, por sua vez, pode ser utilizado como adubo orgânico (HOLM-NIELSEN; AL-SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; KAPARAJU; RINTALA, 2011; MÖLLER; STINNER, 2009).

Weiss et al. (2009) explanam que o processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro fases, ou seja, hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, sendo que as três primeiras etapas do processo são realizadas por bactérias estritamente anaeróbias.

Vários tipos diferentes de bactérias trabalham simbioticamente, para degradar resíduos orgânicos complexos (polissacarídeos, proteínas e lipídios), o que resulta na produção de biogás. Há quatro grupos básicos de microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia (SUNDH et al., 2003; ZHENG et

al., 2009): Bactérias hidrolíticas: quebram as moléculas orgânicas complexas (polissacarídeos, proteínas e lipídios) em açúcares simples, aminoácidos e ácidos graxos; Bactérias acidogênicas: convertem os produtos gerados no processo de hidrólise em ácidos orgânicos; Bactérias acetogênicas: digerem os ácidos orgânicos em hidrogênio, dióxido de carbono e uma grande quantidade de acetato; Bactérias metanogênicas: produzem o biogás a partir do acetato, do hidrogênio e do dióxido de carbono.

Os microrganismos acidogênicos e metanogênicos, presentes num sistema de digestão anaeróbia, divergem não só em termos de exigências nutricionais e pH, mas também com relação à sua fisiologia, crescimento e cinética de absorção de nutrientes, bem como na sua capacidade de tolerar estresses ambientais. Por isso, condições favoráveis para o crescimento dos organismos acidogênicos, tais como, curto tempo de retenção hidráulica e pH baixo, podem ser inibidoras para as bactérias metanogênicas (DEMIRER; CHEN, 2005).

Na Figura 1, pode-se observar, de forma esquematizada, os principais passos do processo de biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

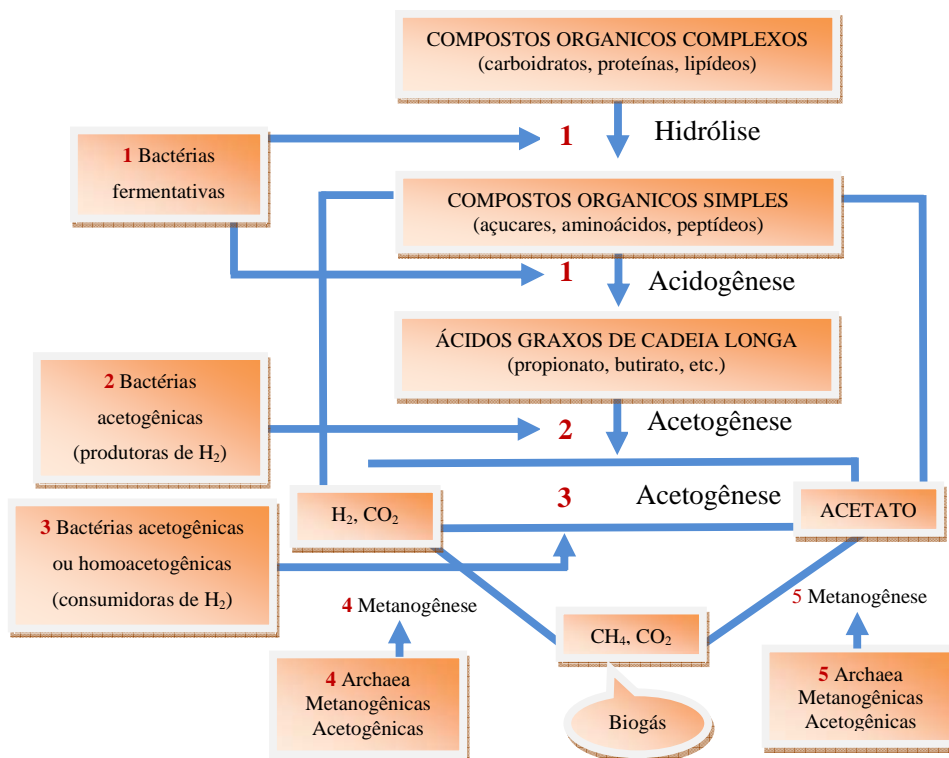


Figura 1 Passos metabólicos envolvidos na digestão anaeróbia

Fonte: Lucas Júnior (2009).

A taxa de hidrólise depende do pH, da temperatura e da composição e concentração dos componentes intermediários. Os componentes orgânicos solúveis, incluindo os produtos da hidrólise, são convertidos em ácidos orgânicos, alcoóis, hidrogênio e dióxido de carbono pelas bactérias acidogênicas. Os produtos da acidogênese são convertidos em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. O metano é produzido pelas bactérias metanogênicas a partir do acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, bem como de outros substratos. O processo é catalisado por um consórcio de microrganismos que convertem macromoléculas complexas em componentes de

baixo peso molecular, tais como, metano, dióxido de carbono, água e amônia (FANTOZZI; BURATTI, 2009).

Pelo exposto, evidencia-se que a biodigestão anaeróbia se mostra um processo complexo e é influenciada por muitos fatores. Esses fatores incluem a especificidade das águas residuárias, tempo de retenção hidráulica, concentração orgânica afluyente, taxa de carga orgânica, temperatura, pH, exigências nutricionais, relação carbono/nitrogênio (C:N), dentre outros (GAO et al., 2010; RASTOGI et al., 2008).

Tem sido relatada que a variação do pH exerce grande influência sobre o metabolismo microbiano, incluindo a utilização de carbono e fontes de energia, a eficiência de degradação do substrato, síntese de proteínas e vários tipos de materiais, armazenamento e liberação de produtos metabólicos das células. Além disso, a variação do pH pode também afetar a morfologia e a estrutura celular e, portanto, a floculação e os fenômenos de adesão (GAO et al., 2010).

Várias condições físico-químicas afetam a produção de metano e inibem a atividade bacteriana, quando as concentrações de determinado substrato ou produto se tornam extremamente aumentadas. Por exemplo, elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis causam a inibição da metanogênese. Sob condições de sobrecarga e na presença de inibidores, a atividade metanogênica não pode remover hidrogênio e ácidos orgânicos voláteis tão rapidamente quanto eles são produzidos; como resultado, ocorre o acúmulo de ácidos, o esgotamento da capacidade tampão e a depressão do pH para níveis que também inibem a hidrólise/acidogênese. Foi demonstrado que, mesmo quando o pH do processo é ideal, o acúmulo de ácidos graxos voláteis pode contribuir para reduzir a taxa de hidrólise do substrato orgânico sólido, ou ainda, inibir em níveis extremamente elevados (SIEGERT; BANKS, 2005).

Devido à baixa produção de energia, muitos microrganismos anaeróbios crescem muito lentamente, em especial, os organismos metanogênicos. Portanto,

em sistemas completamente mistos com baixos tempos de retenção hidráulica, a acumulação de substâncias inibidoras ou a presença de contaminantes antropogênicos, podem afetar a atividade dos microrganismos e resultar em um mau funcionamento do processo (SUNDH et al., 2003).

A fase metanogênica é normalmente considerada a etapa limitante do processo, devido à lenta taxa de crescimento das bactérias metanogênicas. Quando o substrato é composto predominantemente de partículas de celulose, então, a hidrólise pode ser a etapa controladora do processo de conversão (SIEGERT; BANKS, 2005).

A acidogênese aumenta rapidamente e é menos sensível à variação de pH que a acetogênese/metanogênese. Por isso, é difícil manter o equilíbrio adequado entre a acidogênese e a acetogênese/metanogênese em substrato de alta carga em um biodigestor anaeróbio (YU; FANG; GU, 2002).

Dos fatores que influenciam o processo, a temperatura é o parâmetro mais crítico para o sucesso da produção de biogás, pois afeta não apenas o fluxo de carbono e de elétrons, mas também determina a composição da comunidade de bactérias metanogênicas. A temperatura mesofílica de 35°C é ideal para o processo de produção de biogás (RASTOGI et al., 2008).

Chae et al. (2008) ilustram que o ajuste da temperatura ótima do biodigestor, considerando tanto a produção de biogás, quanto a necessidade de calor, é um dos fatores mais críticos para a viabilidade econômica do processo em países de clima temperado, uma vez que a maioria das temperaturas médias anuais são inferiores às condições desejáveis aos organismos mesofílicos.

Há diferentes intervalos de temperatura dentre os quais se realiza a fermentação anaeróbia: a temperatura psicrófila (menor que 20°C), a temperatura mesofílica (que varia de 20 a 40°C) e a temperatura termofílica (compreendida entre 40 a 60°C). É importante que se evite variações abruptas da temperatura, uma vez que muitos microrganismos podem ser sensíveis a isso, o

que pode comprometer o processo de produção de biogás (YADVIKA et al., 2004).

O processo anaeróbio de digestão termofílica de resíduos orgânicos elimina patógenos dos materiais tratados devido às elevadas temperaturas que são atingidas, enquanto que, o processo mesofílico, somente, pode não ser adequado (LUSTE; LUOSTARINEN, 2010).

A taxa de produção de biogás depende da faixa de temperatura de operação dos biodigestores. A faixa termofílica produz maior quantidade de biogás por unidade de tempo, que a faixa mesofílica, resultando em menores tempos de retenção, permitindo reduzir o sistema de tratamento e reduzir custos (SOUZA et al., 2008).

A produção de biogás também pode ser otimizada através do emprego da agitação da biomassa como interferente no processo de digestão, com a finalidade de manter a temperatura uniforme no substrato e evitar a formação de crostas, podendo ser feita por meio de agitadores mecânicos ou de recirculação do efluente ou do biogás (SOUZA et al., 2004).

O uso de dispositivos para agitação e/ou aquecimento do substrato pode aumentar a produção de biogás por massa de resíduo, reduzindo o volume dos biodigestores; porém esses dispositivos tornam os biodigestores mais caros, nem sempre viabilizando economicamente o empreendimento (XAVIER; LUCAS JÚNIOR, 2010).

2.4 Tipos de biodigestores mais empregados

Os biodigestores são estruturas físicas que facilitam a biodigestão anaeróbia, proporcionando um ambiente favorável aos microrganismos responsáveis por essa digestão. Através dos biodigestores anaeróbios, o processamento de resíduos animais, bem como de outras formas de biomassa,

captura o metano, que pode ser usado como fonte de energia, reduzindo as emissões deste gás de efeito estufa (LANSING; BOTERO; MARTIN, 2008; SOUZA et al., 2004).

A utilização de biodigestores contribui para integração e sustentabilidade de diversas atividades, aproveitando o resíduo que, normalmente, é dado pouco ou mesmo nenhum valor comercial, convertendo-o em duas fontes de desenvolvimento: energia e fertilizante orgânico (GALBIATTI et al., 2010; QUADROS et al., 2010).

Vários modelos de biodigestores têm sido desenvolvidos e adaptados, buscando a estabilização de resíduos, visando tanto aumentar a eficiência, quanto também a redução de custos de implantação. No entanto, o uso desta tecnologia ainda enfrenta algumas limitações, principalmente no que diz respeito ao entendimento, por parte dos usuários, de alguns aspectos microbiológicos básicos, vitais ao bom funcionamento do conjunto, que nem sempre são compreendidos, acarretando perda de eficiência do biodigestor (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). Em todo o mundo, a construção dessas estruturas varia em função de sua complexidade, dos materiais de construção utilizados e dos custos. Nos países desenvolvidos, frequentemente, os reatores são constituídos de uma estrutura em concreto, em que uma parte do biogás produzido é utilizado para aquecer o biodigestor. Nos países em desenvolvimento, muitos dos biodigestores não têm a mistura dos componentes e não necessitam de monitoramento contínuo

Os modelos de biodigestores de fluxo contínuo mais conhecido são: indiano, chinês, *UASB* e do tipo tubular.

Nessas estruturas, a biomassa se move através da diferença de potencial hidráulico entre o substrato que entra e o biofertilizante que sai do biodigestor. Nas estruturas de fluxo contínuo, cada carga orgânica que chega necessita, geralmente, de um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 a 50 dias,

dependendo da temperatura ambiente em que o biodigestor está implantado. Todavia, o TRH pode ser reduzido com a agitação e/ou aumento da temperatura (FLORENTINO, 2003).

2.4.1 Biodigestor modelo indiano

Esse modelo de biodigestor caracteriza-se por possuir uma campânula como gasômetro, a qual pode estar mergulhada na biomassa em fermentação ou em um selo d'água externo, e uma parede central, que divide o tanque de fermentação em duas câmaras (Figura 2). A função da parede divisória é fazer com que o material circule por todo o interior da câmara de fermentação (BENINCASA; ORTOLANI; LUCAS JÚNIOR, 1991; ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JÚNIOR, 1991).

Esse modelo de equipamento apresenta alto custo de construção e principalmente de manutenção, devido sua campânula ser constituída, na grande maioria das vezes, em material metálico, que rapidamente oxida, resultando em uma vida útil curta, em torno de cinco anos (ANDRADE et al., 2002).

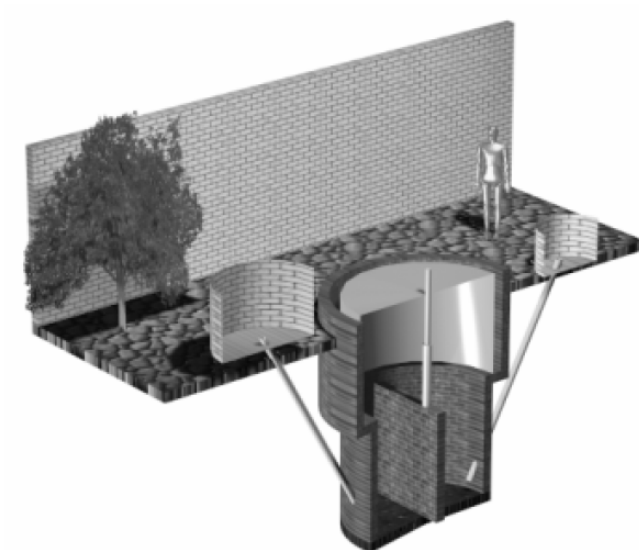


Figura 2 Esquema tridimensional de um biodigestor indiano.

Fonte: Deganutti et al. (2002).

2.4.2 Biodigestor modelo chinês

O biodigestor modelo chinês é formado por uma câmara cilíndrica em alvenaria para a fermentação, com teto abobadado, impermeável, destinado ao armazenamento do biogás (Figura 3). Esse biodigestor funciona com base no princípio da prensa hidráulica, de modo que aumentos de pressão em seu interior, resultantes do acúmulo de biogás, promoverão deslocamentos do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída, e em sentido contrário, quando ocorre descompressão (BENINCASA; ORTOLANI; LUCAS JÚNIOR, 1991; ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JÚNIOR, 1991).

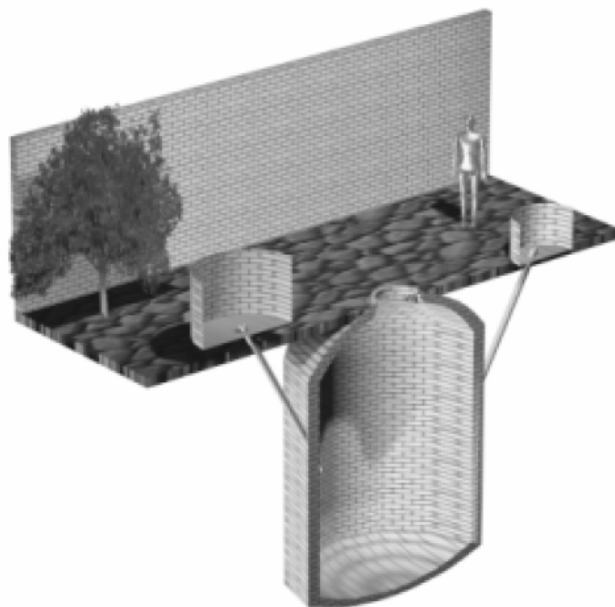


Figura 3 Esquema tridimensional de um biodigestor chinês.
Fonte Deganutti et al. (2002).

2.4.3 Biodigestor de batelada

Os biodigestores operados em batelada (Figura 4) caracterizam-se por serem alimentados de uma só vez e são de construção mais simples em relação a outros biodigestores; podem ser recomendados para resíduos que contenham restos de palhas e areia, e podem ser úteis também para a obtenção de parâmetros de dimensionamento (XAVIER; LUCAS JÚNIOR, 2010).



Figura 4 Esquema tridimensional de um biodigestor batelada.

Fonte: Deganutti et al. (2002).

2.4.4 Reator anaeróbio de fluxo ascendente (*UASB*)

O Reator anaeróbio de fluxo ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB*), (Figura 5), possui mecanismos de retenção de sólidos, baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), é capaz de suportar altas cargas volumétricas, além de ser compacto e apresentar boa eficiência na remoção da carga poluidora dos efluentes. A parte superior do reator é dividida em zonas de sedimentação, que permitem a saída do efluente clarificado, o retorno dos sólidos (biomassa) para o leito de lodo e a coleta de gás. Com o reator *UASB* é possível o tratamento de uma variedade de águas residuárias, incluindo, águas residuais da indústria, doméstica, agroindústria, dentre outras (PRADO; CAMPOS; SILVA, 2010).

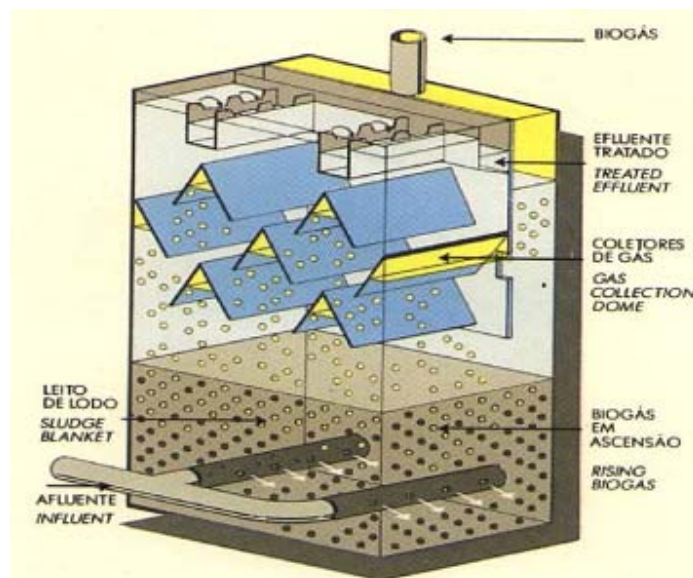


Figura 5 Reator *UASB*.

Fonte: Kunz (2010).

2.4.5 Biodigestor modelo tubular

Popularmente conhecido como Modelo Canadense (Figura 6), trata-se de uma estrutura horizontal, com configuração geométrica prismática trapezoidal abaixo do nível do solo, com o comprimento maior que a largura e profundidade em torno de dois metros e meio, possuindo, portanto, maior área de exposição ao sol, o que possibilita um aumento na produção de biogás. As principais partes constituintes desse tipo de biodigestor são: leito e cúpula recobertos (o material mais comum para o recobrimento tem sido a lona maleável do tipo PVC (policloreto de vinila) ou PEAD (polietileno de alta densidade), podendo ser empregados outros materiais impermeabilizantes, como, por exemplo, o concreto); a campânula de armazenamento de biogás é composta por uma lona de PVC ou PEAD; um tanque de equalização ou lagoas

facultativas ou anaeróbias onde ocorre o polimento do biofertilizante, a partir de então o biofertilizante é conduzido para as áreas onde será aplicado no solo; um registro para saída do biogás e um queimador, conectado ao registro de saída do biogás (PEREIRA; CAMPOS; MOTERANI, 2010). Os autores recomendam que o biodigestor deva estar cercado e seus arredores limpos, ou seja, deve-se proporcionar o menor risco de ocorrer furos na manta superior que venham a causar vazamento de gás.

Kunz (2010) relata que, nos últimos anos, o biodigestor modelo tubular vem sendo bastante utilizado em granjas suinícolas da região Sul do Brasil.

Apesar de sua boa aceitação e difusão comercial, o número de trabalhos de pesquisa desenvolvidos com esse tipo de biodigestor no Brasil ainda é incipiente. Visando deixar o sistema mais atraente aos suinocultores, análises econômicas desse [modelo de biodigestor](#) são importantes, no sentido de demonstrar como o mesmo [pode](#) agregar renda à produção suinícola, além de contribuir para sustentabilidade da atividade.



Figura 6 Biodigestor modelo tubular.

Fonte: Kunz (2010).

2.5 Análise da viabilidade econômica da implantação e uso de biodigestores

A utilização do metano produzido por biodigestores pode reduzir os custos de produção, a partir do emprego de conjunto gerador de eletricidade movido a gás, permitindo autossuficiência em energia para as granjas.

Dentre os fatores que levam os consumidores a decidirem por um produto ou outro, o preço é o que tem maior peso na decisão final. As empresas, através da redução de seus custos em geral, buscam apresentar preços condizentes com as expectativas dos consumidores, ao mesmo tempo em que proporcionem margens compatíveis com suas metas de rentabilidade.

A estrutura de custos na suinocultura é composta dos seguintes custos fixos: depreciação das instalações, depreciação de equipamentos, remuneração sobre capital médio e sobre reprodutores (MARTINS, 2006).

Os custos variáveis são compostos por: alimentação, mão de obra, gastos veterinários, gastos com transportes, despesas com energia, combustível, despesas com manutenção e conservação, empréstimos e eventuais (MARTINS, 2006).

Nos custos variáveis, os itens de maior incidência são alimentação e mão de obra, representando aproximadamente 72% e 8%, respectivamente, sobre o custo variável total, enquanto que o item energia e combustíveis tem a menor representatividade, 1,68% dos custos variáveis (NORONHA; GIMENES, 2008). Os mesmos autores citam que nos custos fixos três itens apresentam com maior incidência sobre o total: os custos sobre capital médio, com 47%; a depreciação sobre instalações com 27,92% e a remuneração sobre o capital de giro com 10,75%.

Apesar da pequena participação da energia elétrica nos custos, as propriedades rurais que utilizam fontes renováveis de energia que não demandam alta tecnologia para instalação, ou, mão de obra especializada para

sua execução, podem diminuir sua dependência de energia das concessionárias de energia elétrica aproveitando o potencial energético na própria propriedade rural, ou até mesmo, vir a gerar receita com a venda de energia elétrica para a concessionária local (COLDEBELLA, 2006).

É necessário agregar vantagens econômicas para que ocorra o interesse pela tecnologia de tratamento de dejetos como o desenvolvimento tecnológico de pequenas unidades de geração elétrica baseadas em fontes renováveis alternativas de energia. Com a redução dos custos e agregação de receita a partir da venda de energia, é favorecida a expansão da geração distribuída, abrindo mercado para essas fontes (SOUZA et al., 2004).

3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido na Granja Niterói, município de Lavras, no Sul do Estado de Minas Gerais, localizada geograficamente na latitude de 21° 11' 37'' sul e longitude de 45° 25' 41'' oeste, com altitude média de 812 m.

O clima de Lavras, segundo a classificação climática de Köppen, é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical e temperatura média do mês mais quente de 22,1°C em fevereiro (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007).

3.1 Instalações

O tipo de exploração adotado pela granja é o confinamento total dos animais, em uma unidade de ciclo completo (UCC), ou seja, unidade de produção composta por todas as fases do ciclo produtivo de suínos, do nascimento à engorda.

As edificações da suinocultura somam 4.514 m², onde são alojados, em média, 3.600 suínos. As instalações são compostas por 13 galpões em alvenaria, cobertos com telhas de fibrocimento, orientadas no sentido norte sul. As estruturas de sustentação são mistas, com pilares de concreto armado e engradamento de cobertura metálico, piso em concreto. Os dejetos são conduzidos para o sistema de tratamento em canaletas externas às instalações.

Os galpões ocupados com suínos em terminação são divididos em 26 baias, sendo que três baias comportam 150 animais e as outras vinte e três comportam 70 animais cada uma. Dispõem de comedor automático e bebedouros tipo chupeta. As divisórias internas das baias são construídas em alvenaria. As instalações possuem beirais de 0,90m, visando evitar a entrada de água da chuva nas canaletas e promover maior sombreamento (Figura 7).



Figura 7 Galpão de terminação.

O galpão da gestação e pré-gestação, não possui fechamento lateral, somente cortinas em lona. Os animais são distribuídos em três linhas de gaiolas, com alimentação e dessedentação em cocho contínuo, dotado de sistema automatizado de distribuição de alimento e água (Figura 8).



Figura 8 Galpão de gestação e pré-gestação.

Os galpões de maternidade foram construídos em arquitetura semelhante às instalações de terminação, porém são dotados de gaiolas dispostas em linhas, com alimentação e dessedentação em cocho individual, com sistema automatizado de distribuição de alimento e água (Figura 9).



Figura 9 Cella de parição - galpão de maternidade.

A instalação para creche é construída em arquitetura semelhante a dos galpões de terminação, porém é dividida em seis salas com seis baias. Cada baia comporta vinte e quatro animais. O sistema de distribuição de ração é automatizado e o bebedouro do tipo chupeta (Figura 10).



Figura 10 Galpão de creche.

3.2 Sistema de limpeza e tratamento dos dejetos

A higienização da granja é realizada diariamente através da lavagem dos dejetos sólidos e líquidos, utilizando sistema motobomba para elevação da pressão da água de limpeza.

O sistema de tratamento de dejetos da granja consiste em: um tanque de equalização dotado de conjunto motobomba helicoidal de $25 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ de vazão e 15cv de potência, que propicia a elevação do efluente até uma caixa difusora de fluxo, que distribui os resíduos para dois biodigestores tubulares, localizados em um ponto mais alto do terreno. A caixa difusora de fluxo, construída em fibra de vidro, tem por objetivo garantir a uniformidade de distribuição dos dejetos para os dois biodigestores.

Os dois biodigestores, com 2,5m de profundidade, 12 m de largura e 32 m de comprimento cada, são cobertos com lona de policloreto de vinila (PVC) (Figura 11) e possuem sistema de recirculação dos dejetos. A parte inferior dos biodigestores, subterrânea, é revestida com lona de PVC.



Figura 11 Biodigestor modelo tubular.

O sistema de recirculação é composto por um tubo de PVC de 100 mm, instalado no terço final de cada biodigestor, dotado de quatro orifícios de 100mm, espaçados entre si de 2,5 m, que conduz os dejetos até um conjunto motobomba helicoidal de $8 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ de vazão e 3cv de potência (Figura 12). Os dejetos são bombeados para o terço inicial do biodigestor através de um tubo de PVC de 100mm e distribuídos por de seis orifícios de 200 mm.



Figura 12 Equipamento motobomba usado para recirculação dos dejetos.

Os dejetos, depois de estabilizados e cumprido o tempo de retenção hidráulica de trinta dias nos biodigestores, são escoados, por gravidade, por meio de tubos de PVC de 200 mm, a uma lagoa facultativa, para depois serem distribuídos em áreas de pastagem e culturas anuais.

3.3 Execução do experimento

Para a execução do experimento, somente uma das células de digestão teve o sistema de bombeamento acionado, três horas por dia, tempo que permitia o bombeamento equivalente ao volume de dejetos injetado na célula de digestão diariamente (24 m^3).

Foram coletadas amostras de resíduos de acordo com as recomendações da American Public Health Association - APHA (1995), para determinação de parâmetros físico-químicos, com o objetivo de estimar a produção de biogás.

Foram feitas amostragens na entrada do sistema, coletadas em alíquotas de 500 ml cada, na caixa difusora de dejetos, durante o processo de bombeamento dos resíduos, duas vezes por semana.

Durante o período de descarga, amostras foram coletadas na saída de cada biodigestor, com e sem recirculação, constituídas por alíquotas de 500 ml cada, devidamente identificadas.

Foram determinados os parâmetros físico-químicos: pH, temperatura, demanda química de oxigênio (DQO) total, sólidos totais, fixos e suspensos.

3.4 Análise econômica

Visando analisar a viabilidade econômica do sistema de tratamento de resíduos, foram levantados todos os valores nominais (custo, investimento e receita) e os respectivos valores atualizados, conforme metodologia proposta por Casarotto Filho e Kopittke (2010).

Foram analisados os indicadores de rentabilidade do sistema: valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR), relação benefício custo (RBC), período de recuperação do capital simples e econômico (PRC e PRCe). Para o cálculo desses indicadores, foi adotado um horizonte de 10 anos e uma taxa de juros correspondente ao custo de oportunidade do capital aplicado em conta poupança com juros de 6% a.a., conforme utilizado por Junges et al. (2009) e Lopes (2011), para ser empregado como fator de desconto dos fluxos de benefícios e custos.

A tarifa praticada pela concessionária local, CEMIG (COMPANHIA DE ENERGIA DE MINAS GERAIS), para propriedades rurais, é de R\$ 0,29988167/kWh, incluindo impostos e tarifas, valor auferido nas contas de energia elétrica.

A taxa mínima de atratividade utilizada foi de 6% a.a, correspondente a aplicações em conta poupança.

O valor presente líquido (VPL) dos fluxos de caixa, instrumento que relaciona somatório dos ingressos e saídas (desembolsos) de recursos monetários no âmbito de uma empresa, de um projeto ou renda líquida, em determinado intervalo de tempo, é obtido por:

$$VPL = \sum_{i=0}^n \frac{B_i - C_i}{(1 + j)^i} \quad (1)$$

Sendo:

- B_i = fluxo de benefícios;
- C_i = fluxo de custos;
- j = taxa de juros considerada.

Fonte: Casarotto Filho e Kopittke (2010).

O período de recuperação do capital investido (*payback*) (PRC) empregado considera a dimensão tempo do dinheiro. Consiste essencialmente em determinar o tempo necessário para que o somatório do fluxo de caixa seja igual ao investimento inicial.

$$PRC = \sum_{i=0}^n B_i - C_i = k \quad (2)$$

Sendo:

- k = investimento inicial;
- B_i = fluxos de benefícios do projeto;
- C_i = fluxos de custos do projeto.

Fonte: Casarotto Filho e Kopittke (2010).

Já o período de recuperação do capital investido econômico (PRCe) empregado neste trabalho, consiste em determinar o tempo necessário para que o somatório do fluxo de caixa seja igual ao investimento inicial, acrescido de uma taxa mínima de atratividade.

$$PRCe = \sum_{i=0}^n \frac{B_i - C_i}{(1+j)^i} = k \quad (3)$$

Sendo:

- k = investimento inicial;
- B_i = fluxos de benefícios do projeto;
- C_i = fluxos de custos do projeto;
- j = taxa de juros considerada.

Fonte: Casarotto Filho e Kopittke (2010).

O método da taxa interna de retorno (TIR) tem por objetivo determinar a taxa de capitalização que zera o VPL do fluxo de caixa e é dado por:

$$TIR = Investimento + \sum_{i=0}^n \frac{B_i - C_i}{(1+r)^i} = 0 \quad (4)$$

Sendo:

- r = taxa de retorno considerada;
- B_i e C_i = fluxos de benefícios e custos no período i .

Fonte: Casarotto Filho e Kopittke (2010).

Para estimar a depreciação dos bens, foi adotado o método linear de depreciação, que equivale à perda de valor de determinado bem, seja por

deterioração ou obsolescência, e o valor de sucata foi considerado nulo dado o objeto de estudo ser uma benfeitoria.

$$D = \frac{Vi - Vf}{Vu} \quad (5)$$

Sendo:

- D = depreciação anual, R\$;
- Vi = valor inicial, R\$;
- Vf = valor final ou de sucata, R\$;
- Vu = vida útil, anos.

Fonte: Casarotto Filho e Kopittke (2010).

O consumo anual de energia elétrica foi estimado com base na potência nominal dos motores, em kWh de trabalho, a um custo conforme valor de mercado, aplicado no meio rural.

Foi computado o consumo anual de mão de obra, em dias/homem (dh), nas operações de manejo do sistema, como: limpeza das instalações, bombeamento do efluente tratado para áreas de produção vegetal, considerando o valor da diária sobre 1,42 salários mínimos, tendo por base o salário do trabalhador mais acréscimo de 42%, referente aos encargos sociais praticados contabilmente nos empreendimentos rurais.

Os benefícios diretos (BD) são provenientes da produção de efluente tratado ou esterco líquido estabilizado anaerobiamente (biofertilizante), utilizados para fertirrigação do solo. O valor anual dessa produção foi estimado com base na equivalência do esterco líquido (biofertilizante), em corretivos e fertilizantes. O valor da matéria orgânica foi estimado atribuindo a esta o valor de mercado do adubo nitrogenado ureia (45%).

Os benefícios indiretos (BI) são decorrentes da existência do projeto, que são caracterizados em consequência do saneamento ambiental, de ordem econômica e socioeconômica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores dos parâmetros físico-químicos determinados na entrada e saídas dos biodigestores estão representados na tabela 1.

Tabela 1 Valores médios de alguns parâmetros obtidos na caracterização do afluente na entrada do biodigestor

Parâmetros	Resultados		
	Entrada	Biodigestor 1	Biodigestor 2
Temperatura (°C)	24,9	24,6	24,6
Sólidos Totais (mg l ⁻¹)	30.656,0	11.508,0	17.687,0
Sólidos Fixos (mg l ⁻¹)	7.764,0	5.008,0	5.732,0
Sólidos Voláteis Totais (mg l ⁻¹)	30.026,0	5.628,0	10.916,0
Demanda química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	25.363,0	15.474,0	17.221,0

Apesar do processo de biodigestão encontrar-se dentro da faixa de temperaturas mesofílicas (na faixa entre 20 a 45°C), onde as reações biológicas se processam rapidamente, resultando em uma operação mais eficiente, a temperatura média observada no presente trabalho está abaixo daquela considerada ideal para esse tipo de digestão, que é da ordem de 35°C, quando ocorre a máxima produção de biogás (RASTOGI et al., 2008).

Dos parâmetros avaliados, a temperatura é considerada o mais crítico para o sucesso da produção de biogás, pois afeta não apenas o fluxo de carbono e de elétrons, como também determina a composição da comunidade de bactérias metanogênicas presentes no substrato a ser digerido (RASTOGI et al., 2008).

Os biodigestores, objetos do presente trabalho, possuem sua base subterrânea, o que contribui para a redução de variações da temperatura. Chae et al. (2008) destacam a importância de se garantir a uniformidade da temperatura de operação dos biodigestores, pois, as bactérias metanogênicas são sensíveis a choques de temperatura. Esses autores encontraram reduções de 7,2% na

produção de biogás em biodigestores anaeróbios que sofreram choques de temperatura de 35 para 30°C.

Os valores de pH médios amostrados foram: entrada - 7,2, biodigestor 1 - 7,6 e biodigestor 2 - 7,5. Esses valores estiveram na faixa entre 6 e 8, recomendada por Cantrell et al. (2008), Hessami, Christensen e Gani (1996) e Yadvika et al. (2004), para o processo de biodigestão anaeróbia, tanto na entrada do sistema como na saída dos dois biodigestores. Valores abaixo da concentração ideal de pH são inibidores da biodigestão. Entretanto o pH é variável ao longo das fases da biodigestão.

Na fase da hidrólise, as bactérias liberam no meio, enzimas extracelulares, que têm por função realizar a hidrólise das partículas, reduzindo os polissacarídeos em ácidos orgânicos (ácido láctico e ácido butílico), alcoóis, H₂ e CO₂. Essas mesmas bactérias realizam ainda, a fermentação de proteínas e lipídeos, originando compostos semelhantes dos mesmos. Na fase ácida, as bactérias que produzem enzimas extracelulares reduzem as moléculas de proteínas, gorduras e carboidratos em moléculas de ácidos orgânicos, etanol, amônia, hidrogênio, dióxido de carbono, dentre outros compostos. Somente na fase metanogênica é que as bactérias, denominadas metanogênicas, atuam sobre o hidrogênio e o dióxido de carbono e os transforma em metano, ocorrendo o aumento do potencial hidrogeniônico (YU; FANG; GU, 2002).

No processo de biodigestão anaeróbia, é importante considerar-se os teores de sólidos totais (ST) e de sólidos voláteis SV, pois, esses são os próprios precursores do metano, do gás carbônico e dos ácidos voláteis na biodigestão anaeróbia. Portanto, se a diluição do substrato for excessiva, pode inibir a hidrólise por acúmulo de amônia livre e a metanogênese, pelo acúmulo de ácidos voláteis (VEDRENNE et al., 2008). A diluição é um fator que contribui para o equilíbrio dinâmico das fases da biodigestão anaeróbia (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) e conseqüentemente para a eficiência

do processo. No presente trabalho, os teores médios de sólidos totais encontrados foram de 3,06% para o afluente dos dois biodigestores, 1,16% para o biofertilizante efluente do biodigestor 1 e de 1,77% para o biofertilizante efluente do biodigestor 2. Portanto, a biodigestão foi capaz de reduzir a concentração de sólidos totais em 62% para o biodigestor 1 e 42% para o biodigestor 2. De forma semelhante, Orrico Júnior, Orrico e Lucas Júnior (2009) obtiveram redução de 66% dos ST para um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 36 dias, no tratamento sem separação da fase sólida em biodigestores submetidos a diferentes TRH, com e sem separação da fase sólida.

Os biodigestores apresentaram expressiva eficiência na redução da DQO, sendo capazes, em média, de reduzir a carga orgânica em 75% para biodigestor sem recirculação e em 68% para o biodigestor com recirculação. Os valores médios determinados para a DQO de entrada foi de 25.363 mg l⁻¹, para a DQO do efluente do biodigestor 1 foi de 15.474 mg l⁻¹ e para a DQO do efluente do biodigestor 2 foi de 17.221 mg l⁻¹.

Os valores encontrados para a DQO estão próximos ao encontrado por Orrico Júnior (2009), que em sua pesquisa determinou redução de 81,7% da concentração da DQO para TRH de 36 dias.

4.1 Análise econômica

A contabilização dos gastos com investimento foi realizada em função da tecnologia adotada e do nível de desempenho da planta, sendo a soma dos custos dos diversos equipamentos e componentes, mais os custos de implantação, que por sua vez incluíram transporte, seguros, taxas, obras civis e mão de obra para montagem.

4.1.1 Cenário econômico real

Os investimentos realizados para a montagem do sistema de tratamento de efluentes, biodigestor e grupo moto gerador de energia estão relacionados na Tabela 2.

Tabela 2 Investimentos realizados para a montagem do sistema de tratamento de efluentes, biodigestor e grupo moto gerador de energia

Discriminação dos investimentos	Valor R\$	%
Terraplenagem	64.300,00	21,81
Lona biodigestor	95.000,00	32,22
Lona lagoa facultativa e tanque equalização	31.000,00	10,52
Obra civil biodigestor	27.600,00	9,36
Ferragem de ancoragem da lona biodigestor	5.250,00	1,78
Construção abrigo para o conjunto grupo gerador	1.800,00	0,61
Conjunto grupo gerador	50.000,00	16,96
Tubulação PVC condução de dejetos	2.640,00	0,90
Tubulação PVC condução de biogás	836,00	0,28
Filtro de gás sulfídrico	380,00	0,13
Conjunto motobomba para condução e elevação do dejetos	9.000,00	3,05
Conjunto motobomba para recirculação do dejetos	7.000,00	2,37
Total	294.806,00	

A princípio, trata-se de valores elevados, quando comparados aos verificados em estudos de caso encontrados na literatura. Junges et al. (2009) estimaram um investimento de R\$365.052,91, no ano de 2007, para a instalação de um sistema de tratamento de dejetos, utilizando biodigestor tubular e conjunto grupo gerador, em uma granja localizada próximo à cidade de Toledo – PR, em unidade de terminação para quinze mil leitões, com porte 288% superior à granja em estudo. Esses autores também estimaram os custos de instalação de um sistema de tratamento de dejetos que utiliza biodigestores e conjunto grupo

gerador para uma granja de quatrocentas e cinquenta matrizes, 20% maior que a Granja em questão, em R\$163.120,50.

A variação entre os resultados obtidos na literatura e os contabilizados no presente estudo podem ser justificados pela variação dos valores econômicos devido à incidência da inflação acumulada nos últimos cinco anos; devido ao posicionamento geográfico das granjas, que contribui fortemente para variação entre valores de serviços, materiais e equipamentos, por ter sido necessário montar uma estação elevatória de dejetos na granja em estudo, dada a topografia e espaço físico disponível para a montagem do sistema de tratamento; e, por último, devido à utilização de lagoa facultativa para tratamento final dos dejetos.

Observou-se também que, por característica intrínseca da topografia da granja em estudo, o custo da terraplenagem foi elevado, totalizando R\$64.300,00, enquanto que Junges et al. (2009) estimaram custo de R\$35.750,00 para execução da terraplenagem em unidade de terminação para quinze mil leitões e R\$45.000,00 para a granja de quatrocentas e cinquenta matrizes.

As receitas auferidas para a Granja em estudo são: a venda de biofertilizante (uma vez que a propriedade não possui área para plantio próprio) e também, a independência energética. Não há comercialização de créditos de carbono e a concessionária local de energia não possui programa de compra de energia a partir de cogeração.

A receita anual referente à venda de $18.250 \text{ m}^3\text{ano}^{-1}$ de biofertilizante, totalizando 4.910,52 kg de nitrogênio por ano, foi estimada em R\$15.129,18, equivalente ao valor de mercado do adubo nitrogenado (Ureia – 45%; R\$1.386,43 ton^{-1}).

O consumo energético anual, por toda a granja, incluindo fábrica de ração, sistema de tratamento automatizado, aquecedores elétricos e motobombas

utilizadas para bombeamento de água e dejetos, totalizou 140.058 kWh nos últimos doze meses de fevereiro de 2011 a janeiro de 2012.

Considerando o valor do kWh, o custo anual de energia elétrica foi de R\$42.000,83. Esse valor foi considerado como receita no fluxo de caixa.

Os custos foram divididos em custos fixos (CF) e custos variáveis (CV). No caso dos CF, foram considerados aqueles que não sofrem alteração com um nível maior ou menor de geração de eletricidade (Tabela 3). Portanto, custos referentes à manutenção do biodigestor não sofrem grandes alterações em função de uma maior produção elétrica.

Os custos variáveis estão relacionados à manutenção do motor, que deve atender especificações determinadas pelo fabricante. A cada determinado número de horas, peças do gerador devem ser substituídas. Isso significa que quanto maior o uso, mais frequente serão as trocas e reparos (Tabela 4).

Tabela 3 Custo de depreciação dos bens utilizados na construção do sistema de tratamento de efluente da granja em estudo

Descrição	V. Inicial (R\$)	V. final (R\$)	V. útil (anos)	Depreciação anual
Terraplenagem	64.300,00	-	25	2.572,00
Lona Biodigestor	95.000,00	-	10	9.500,00
Lona Lagoa facultativa e tanque equalização	31.000,00	-	10	3.100,00
Obra civil biodigestor	32.850,00	-	25	1.314,00
Construção abrigo para o conjunto grupo gerador	1.800,00	-	25	72,00
Conjunto grupo gerador	50.000,00	-	10	5.000,00
Tubulação PVC condução de dejetos	2.640,00	-	10	264,00
Tubulação PVC condução de biogás	792,00	-	10	79,20
Filtro de limalha de ferro	380,00	-	10	38,00
Conjunto motobomba para condução e elevação do dejetos	9.000,00	-	10	900,00
Conjunto motobomba para recirculação do dejetos	7.000,00	-	10	700,00
Total	294.762,00	-	-	23.539,20

Fonte: Índice de vida útil (BRASIL, 1998).

Tabela 4 Custo de operação e manutenção preventiva do grupo moto-gerador a biogás utilizado na granja em estudo

Componente	Intervalos (horas)	Custo de operação e manutenção (R\$)	Custo anual de operação e manutenção (R\$)
Óleo lubrificante	100	33,00	2.890,80
Filtro de óleo	400	56,00	1.226,40
Filtro gás sulfídrico	200	100	4.380,00
Filtro de ar	2000	96,00	480,00
Correia dentada e esticador	1000	240,00	2.160,00
Total			11.137,20

A operação do sistema de tratamento de dejetos é diária e exige a presença de um funcionário responsável pelo acionamento dos motores, limpeza e zelo das instalações. Assim, o tempo de operação foi estimado em 450 h ano^{-1} , e os gastos com salários, de $\text{R\$}6,45 \text{ h}^{-1}$. Dessa forma, o custo da mão de obra necessária para a manutenção, tempo de operação exigido em função do salário, foi de $\text{R\$}2.902,50 \text{ ano}^{-1}$.

Os gastos totais com manutenção e operação do biodigestor e grupo gerador foram estimados em $\text{R\$}14.362,20$, representando 4,32% do investimento inicial para a implantação do sistema. Coldebela et al. (2006) utilizaram 4% do investimento total para estimar os gastos com operação e mão de obra, empregados na manutenção de um sistema, composto por um biodigestor tubular, para tratamento de dejetos bovinos e um conjunto grupo gerador.

O fluxo de caixa do projeto foi estimado considerando-se um período de 10 anos, que representa a vida útil do grupo gerador de energia elétrica e as lonas utilizadas no sistema de tratamento de dejetos, bens de maiores valores os quais são descontados a uma taxa de 10% ao ano. O fluxo de caixa foi considerado como o fator de recuperação do capital inicial (Tabela 5).

Dessa maneira, a receita operacional foi interpretada como a economia em função do tempo de operação da planta da tarifa de energia elétrica paga, bem como a venda de biofertilizante.

Tabela 5 Fluxo de caixa – ano 0 ao ano 5

Dados macroeconômicos	0	1	2	3	4	5
DER	Ano 0	Ano1	Ano 2	Ano 3	Ano 4	Ano 5
Receita operacional	0	57.130,01	57.130,01	57.130,01	57.130,01	57.130,01
(+) Energia elétrica		42.000,83	42.000,83	42.000,83	42.000,83	42.000,83
(+) Venda Biofertilizante		15.129,18	15.129,18	15.129,18	15.129,18	15.129,18
(+) Valor residual	-	-	-	-	-	-
Custo operacional	0	43.475,02	43.475,02	43.475,02	43.475,02	43.475,02
(-) Custos variáveis (CV)		14.039,70	14.039,70	14.039,70	14.039,70	14.039,70
(-) Manutenção		5.896,12	5.896,12	5.896,12	5.896,12	5.896,12
(-) Depreciação (CF)		23.539,20	23.539,20	23.539,20	23.539,20	23.539,20
Saldo de caixa		13.654,99	13.654,99	13.654,99	13.654,99	13.654,99
(+) Depreciação	0	23.539,20	23.539,20	23.539,20	23.539,20	23.539,20
(=) Disponibilidade de caixa		37.194,19	37.194,19	37.194,19	37.194,19	37.194,19
(+) Recursos Próprios	294.806,00					
(=) Fluxo de caixa	-294.806,00	37.194,19	37.194,19	37.194,19	37.194,19	37.194,19
(=) Recursos Acumulados	-294.806,00	37.194,19	74.388,38	111.582,57	148.776,76	185.970,95
(=) Saldo	-294.806,00	-257.611,81	-220.417,62	-183.223,43	-146.029,24	-108.835,05

Tabela 6 Fluxo de caixa – ano 6 ao ano 10

Dados macroeconômicos	6	7	8	9	10
DER	Ano 6	Ano 7	Ano 8	Ano 9	Ano 10
Receita operacional	57.130,01	57.130,01	57.130,01	57.130,01	116.500,01
(+) Energia elétrica	42.000,83	42.000,83	42.000,83	42.000,83	42.000,83
(+) Venda Biofertilizante	15.129,18	15.129,18	15.129,18	15.129,18	15.129,18
(+) Valor residual					59.370,00
Custo operacional	43.475,02	43.475,02			
(-) Custos variáveis (CV)	14.039,70	14.039,70	43.475,02	43.475,02	43.475,02
(-) Manutenção	5.896,12	5.896,12	14.039,70	14.039,70	14.039,70
(-) Depreciação (CF)	23.539,20	23.539,20	5.896,12	5.896,12	5.896,12
Saldo de caixa	13.654,99	13.654,99	23.539,20	23.539,20	23.539,20
(+) Depreciação	23.539,20	23.539,20	13.654,99	13.654,99	73.024,99
(=) Disponibilidade de caixa	37.194,19	37.194,19	23.539,20	23.539,20	23.539,20
(+) Recursos Próprios			37.194,19	37.194,19	96.564,19
(=) Fluxo de caixa	37.194,19	37.194,19			
(=) Recursos Acumulados	223.165,14	260.359,33	37.194,19	37.194,19	96.564,19
(=) Saldo	-71.640,86	-34.446,67	2.747,52	39.941,71	136.505,90

O demonstrativo de fluxo de caixa do projeto, com projeções de dez anos, permitiu elaborar os indicadores econômicos conforme proposto por Casarotto Filho e Kopittke (2010), para apresentação dos resultados referentes à granja em estudo, conforme tabela 6.

Tabela 7 Indicadores econômicos do sistema de tratamento de efluentes da granja em estudo

Receita operacional	RBC	VPL R\$	PRC Anos	PRCe Anos	TIR %
57.130,01	1,42	11413,56	7	8	7

RBC – relação custo benefício

VPL – valor presente líquido

PRC – período de recuperação de capital

PRCe – período de recuperação de capital econômico

Observa-se pela Tabela 4 uma receita anual, que corresponde exclusivamente à venda de biofertilizantes e redução da taxa de energia elétrica, que somados totalizam uma receita anual de R\$57.130,01. Após deduzir os custos de operações obteve-se um saldo de caixa anual de R\$13.654,99, que somado à depreciação anual torna disponível em caixa R\$37.194,19, já no primeiro ano de operação do sistema de tratamento de efluente.

O valor presente líquido (VPL) foi estimado em R\$11.413,56. Quando o VPL é maior do que zero, indica que a taxa de retorno do investimento TIR é maior do que a taxa mínima de atratividade estipulada, nesse caso 6% a.a.

O percentual determinado para TIR foi de 7% a.a, o que corrobora com a justificativa do VPL positivo. Esta taxa foi 1% superior à taxa de atratividade mínima, ou seja, o projeto é economicamente viável, uma vez que o retorno econômico é mais atrativo do que aplicar o dinheiro em conta poupança.

Apesar dos indicadores VPL e TIR serem otimistas com relação à implantação do projeto, em se tratando de sistemas para tratamento de águas residuárias, sua instalação faz-se por força de lei. A resolução nº 357/2005 do

CONAMA, que classifica os corpos d'água, estabelece os padrões de qualidade das águas e estabelece os padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). Portanto, é importante que os projetos ambientais sejam elaborados fundamentados na legislação. Entretanto, torna-se muito interessante a adoção de sistemas que também possibilitem a geração de receitas para o empreendimento, fato que pode ser verificado pela análise da RBC.

A RBC estimada de 1,42 é considerada alta para esse tipo de investimento, representando uma eficiência econômica de 42%, ou seja, para cada unidade de real (R\$1,00) investido no projeto, obter-se-á um retorno líquido de R\$0,42, tornando assim a RBC um critério prático de tomada de decisão, quando é importante o conhecimento dos efeitos a longo prazo. Nogueira (2001) aponta que para um projeto ser viável economicamente, a RBC, em princípio, deverá ser maior do que 1, ou seja, $RBC > 1$.

O período de recuperação do capital investido simples PRC, definido como período de tempo em que o custo do investimento é coberto pelas entradas líquidas de caixa, foi de 7 anos. O PRC é mais conservador e confiável pois, leva em consideração a desvalorização monetária ao decorrer do tempo e para essa planta foi estimado em 8 anos. Cassarotto Filho e Kopittke (2010) consideram que para que um projeto possa ser economicamente viável, o somatório do fluxo líquido de caixa para o período de PRC simples e o PRCe precisam ser, no mínimo, igual ao investimento inicial.

Junges et al. (2009), avaliando dois sistemas intensivos de produção de suínos na cidade de Toledo – PR, obtiveram para uma das granjas avaliadas resultados pessimistas em relação aos encontrados no presente trabalho, sendo TIR de 5,20%, VPL de -R\$14.182,20, PRC negativo, para uma TMA de 8,0%.

Os indicadores econômicos determinados para a granja estudada indicam que o investimento apresenta viabilidade econômica de implantação do sistema, haja vista que a TIR foi superior à TMA e o VPL foi positivo. A pesar

de o sistema avaliado apresentar viabilidade econômica, é interessante, visando elevar a rentabilidade da atividade, buscar alternativas que tornem os sistemas de tratamento de efluentes economicamente ainda mais atrativos, seja com a venda de créditos de carbono, ou através da venda de energia elétrica à concessionária local, a partir da cogeração.

4.1.2 Simulação de cenário a partir da venda de energia elétrica - cogeração

Com intuito de avaliar os impactos da cogeração de energia sobre a viabilidade econômica, foi construído um cenário alternativo baseado na venda de energia elétrica à concessionária local – CEMIG.

O valor pago aos suinocultores, pelo kWh, pelas concessionárias que já trabalham com o sistema de cogeração é regulado pela ANEEL (AGENCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA) e é baseado no Valor Anual de Referência (VR), que regula o repasse das tarifas aos consumidores finais dado o custo de aquisição de energia elétrica.

Atualmente o VR é de R\$141,72 por *megawatt* (ANEEL, 2012). Assumindo-se que esse valor será o aplicado pela CEMIG para compra de energia de fontes geradoras distribuídas, pode-se avaliar a variação dos indicadores econômicos frente à receita adicional pela venda de energia elétrica.

O gerador instalado na Granja possui potência de 50 kVA, com fator de potência de $\cos \phi = 0,90$. Assim, a granja possui potencial anual de geração energética de 394.200 kWh, dos quais, a mesma, utiliza 140.058 kWh. O consumo energético anual da Granja corresponde a 35,5% da sua capacidade de geração energética, sendo que o excedente poderia ser vendido.

Segundo o Centro para Conservação de Energia - CCE (2000), o poder calorífico inferior do biogás é de $6,5 \text{ kWh m}^{-3}$ e a eficiência de conversão do biogás em energia elétrica com grupos geradores é de aproximadamente 25%.

Portanto, para a geração de 394.200 kWh ano⁻¹, seria necessário ter disponível 1.576.800 kWh ano⁻¹ advindo do biogás, o que corresponderia a 242.584,61 m³ de biogás por ano.

Segundo Souza et al. (2008), a estimativa da produção volumétrica de metano (PM), em litros de CH₄ por litro de volume útil do biodigestor por dia, pode ser estimado em função do TRH e da temperatura, conforme a equação 6, a seguir:

$$\begin{aligned} \hat{PM} = & -1,797 + 0,126 \times T - 0,000760 \times T^2 - 0,00269 \times TRH \\ & + 0,000987 \times TRH^2 - 0,00174 \times T \times TRH \end{aligned} \quad (6)$$

Sendo:

- \hat{PM} = estimativa da produção volumétrica de metano, em litros de CH₄ por litro de volume útil do biodigestor por dia;
- TRH = Tempo de retenção hidráulica em dias;
- T = temperatura de digestão, em °C.

A temperatura média da saída dos biodigestores foi de 24,62°C, o TRH de 30 dias e o volume útil dos dois biodigestores é de 1500 m³. Com esses dados pode-se estimar que a produção volumétrica anual de metano é de 200.870 m³, o que corresponde a 309.031 m³ de biogás. Portanto, a Granja possui potencial para ser uma cogeneradora de energia distribuída para abastecimento da CEMIG.

Desse modo, foi estimada a venda de 64,5% de toda energia que poderia ser gerada pela granja, obtendo uma receita anual de R\$36.312,91.

Essa nova renda, caso viesse a ser efetivada, corresponderia por 63,54% do total da receita advinda do sistema de tratamento, o que evidencia que novas políticas públicas devem ser adotadas para garantir a viabilidade econômica de sistemas de tratamento de efluentes, como pode ser observado na Tabela 7:

Tabela 8 Simulação dos indicadores econômicos com e sem venda de energia elétrica – cogeração

Cogeração	Receita operacional	RBC	VPL R\$	PRC Anos	PRCe Anos	TIR %
Não	57.130,01	1,42	11.413,56	7	8	7
Sim	93.432,92	2,25	263.482,03	4,08	4	22

RBC – relação custo benefício

VPL – valor presente líquido

PRC – período de recuperação de capital

PRCe – período de recuperação de capital econômico

Os dados da Tabela 6 mostram que, com a receita advinda da venda de energia elétrica, houve incremento significativo nos indicadores econômicos, uma vez que a receita operacional foi acrescida em 163,54%. A relação benefício/custo teve aumento de 158,45%, o valor presente líquido aumentou em 23 vezes, atingindo o valor total de R\$263.482,03, os períodos de recuperação de capital reduziram aproximadamente pela metade o tempo de reembolso e a taxa interna de retorno saltaram de 5% para 22%, valor superior em 366,6% à taxa mínima de atratividade.

Com base nas estimativas verificadas no cenário proposto, é possível afirmar que a Granja possui potencial para aumentar seus ganhos através da venda de energia elétrica. Pequenos investimentos no sistema de geração e distribuição de energia à rede pública garantiriam fornecimento de energia com qualidade. Contudo, é constatada a relevância da necessidade de participação das companhias geradoras e distribuidoras de energia elétrica, nesse caso a CEMIG, para promover o aproveitamento total de todo o potencial energético da propriedade, como já ocorre em alguns estados brasileiros.

O investimento inicial para aquisição e construção de sistema de tratamento de dejetos e cogeração de energia é aparentemente alto, em relação ao poder aquisitivo da maioria dos suinocultores brasileiros. Porém, como é

possível obter subprodutos desse processo, como a venda de créditos de carbono, venda ou utilização do biofertilizante e, ainda, venda de energia elétrica, o produtor passa a ter uma perspectiva econômica vantajosa frente a outros tipos de tratamento de dejetos que não possibilitam retorno financeiro. Essa renda proporciona acumulação de capital aos suinocultores, fato que permite investimentos na produção com consequentes ganhos de competitividade do setor.

A produção do biogás apresenta impactos socioeconômicos positivos, porque gera renda no campo e estimula a indústria de bens de capital, tendo em vista que os equipamentos que são utilizados na planta são ofertados pela indústria nacional, economizando divisas.

Já na dimensão ambiental, os benefícios são patentes. Conforme enfatizado, os dejetos oriundos da criação de suínos são grandes passivos ambientais, mas ao utilizá-los como fonte energética evita-se a emissão dos mesmos diretamente no solo e água.

5 CONCLUSÕES

O processo de biodigestão anaeróbia mostrou-se eficiente na remoção de sólidos e na diminuição da demanda química de oxigênio.

A avaliação econômica do sistema permite concluir que, quando não é praticada a venda de energia elétrica, o cenário aponta para fluxo líquido de caixa positivo.

A venda de energia elétrica através da cogeração é uma oportunidade de negócio que permite a viabilidade econômica da planta, gerando receita, agregando valor ao sistema de tratamento de dejetos, trazendo ainda benefícios ao meio ambiente.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Nota técnica nº 0043/2010-SRD/ANEEL**. Acesso em: <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/consulta_publica/documentos/Nota%20TC3%A9cnica_0043_GD_SRD.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2012.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 1, p. 95-102, jan. 2007.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington, 1995. 1134 p.

ANDRADE, M. A. N. et al. Biodigestores rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 4., 2002, Campinas. **Anais...** Campinas: ENGRENER, 2002. 1 CD-ROM.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. **Produção mundial de carne suína**. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html>>. Acesso em: 17 jun. 2009.

BENINCASA, M.; ORTOLANI, A. F.; LUCAS JÚNIOR, J. **Biodigestores convencionais**. Jaboticabal: FUNEP, 1991. 25 p.

BOSCO, T. C. D. et al. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola: estudo de caso. **Irriga**, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 139-144, 2008.

BRANDÃO, V. S. et al. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 327-333, 2000.

BRASIL. **Instrução Normativa SRF nº 162**, de 31 de dezembro de 1998. Depreciação de Bens do Ativo Imobilizado. Brasília, 1998. Disponível em: <<http://www.receita.fazenda.gov.br/PessoaJuridica/DIPJ/2003/PergResp2003/pr460a473.htm>>. Acesso em: 28 jan. 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 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. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>

CAMPOS, C. M. M. et al. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 4, p. 848-856, jul./ago. 2005.

CANTRELL, K. B. et al. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 17, p. 7941-7953, Sept. 2008.

CASAROTTO FILHO, N.; KOPITKE, B. H. **Análise de investimentos: matemática financeira, engenharia econômica, tomada de decisão, estratégia empresarial**. 10. ed. São Paulo: Atlas, 2010. 468 p.

CENTRO PARA CONSERVAÇÃO DE ENERGIA. **Guia técnico do biogás**. Algés: Projectos de Marketing, 2000. 92 p.

CHAE, K. J. 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, Jan. 2008.

COLDEBELLA, A. **Viabilidade do uso do biogás da bovinocultura e suinocultura para geração de energia elétrica e irrigação em propriedades rurais**. 2006. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agroindustriais) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

CÔTE, C.; MASSÉ, 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, Jan. 2006.

COSTA, M. **Biomassa: características e utilização**. Lisboa: Instituto Superior Técnico de Portugal, 2005. 90 p.

CRUZ, A.; WANDER, A.; SOUSA, A. Viabilidade econômica do uso do biodigestor na suinocultura. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE

BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina. **Anais...** Londrina: SOBER, 2007. 1 CD-ROM.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, nov./dez. 2007.

DEGANUTTI, R. et al. **Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada**. Campinas: UNICAMP, 2002. Disponível em: <<http://www.nipeunicamp.org.br/agrener/anais/2002/0004.pdf>>. Acesso em: 8 fev. 2012.

DEMIRER, G. N.; CHEN, S. Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 11, p. 3542-3549, Nov. 2005.

FANTOZZI, F.; BURATTI, C. Biogas production from different substrates in an experimental Continuously Stirred Tank Reactor anaerobic digester. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 23, p. 5783-5789, Dec. 2009.

FLORENTINO, H. O. Mathematical tool to size rural digesters. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 60, n. 1, p. 185-190, 2003.

GALBIATTI, J. A. et al. Estudo qualitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 4, p. 432-437, jul./ago. 2010.

GAO, W. J. J. et al. Influence of elevated pH shocks on the performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 45, n. 8, p. 1279-1287, Aug. 2010.

HESSAMI, M. A.; CHRISTENSEN, S.; GANI, R. Anaerobic digestion of household organic waste to produce biogás. **Renewable Energy**, Oxford, v. 9, n. 1/4, p. 954-957, 1996.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL-SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, Nov. 2009.

JUNGES, D. M. et al. Análise econômico-financeira da implantação do sistema de biodigestores no Município de Toledo (PR). **Revista de Economia**, Curitiba, v. 35, n. 1, p. 7-30, jan./abr. 2009.

KAPARAJU, P.; RINTALA, J. Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland. **Renewable Energy**, Oxford, v. 36, n. 1, p. 31-41, Jan. 2011.

KUNZ, A. **Dimensionamento e manejo de biodigestores**. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2010. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em: 22 abr. 2011.

KUNZ, A. et al. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, n. 5, p. 1815-1818, Mar. 2009.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, Nov. 2009.

LANSING, S.; BOTERO, R. B.; MARTIN, J. F. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 13, p. 5881-5890, July 2008.

LEITE, G. F.; CUNHA NETO, F. R.; RESENDE, A. V. Produtividade agrícola da cana-de-açúcar adubada com dejetos líquidos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 1, p. 132-138, jan./fev. 2009.

LOPES, M. A. Estudo da rentabilidade de sistemas de produção de leite no município de Nazareno, MG. **Ciência Animal Brasileira**, Goiânia, v. 12, n. 1, p. 58-69, jan./mar. 2011.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 94, n. 3, p. 261-266, Mar. 2004.

LUCAS JÚNIOR, J. Potencial de geração de biogás dos resíduos animais: perspectivas. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: SBERA, 2009. 1 CD-ROM.

LUSTE, S.; LUOSTARINEN, S. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge: effect of hygienization and organic loading rate. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 8, p. 2657-2664, Apr. 2010.

MAGALHÃES, M. A. et al. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 466-471, 2006.

MARCOS, A. et al. Combustible gas production (methane) and biodegradation of solid and liquid mixtures of meat industry wastes. **Applied Energy**, Oxford, v. 87, n. 5, p. 1729-1735, May 2010.

MARTINS, E. **Contabilidade de custos**. 9. ed. São Paulo: Atlas, 2006. 370 p.

MASSÉ, D. et al. Methane yield from switchgrass harvested at different stages of development in Eastern Canada. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 24, p. 9536-9541, Dec. 2010.

MÖLLER, K.; STINNER, W. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). **European Journal Agronomy**, Oxford, v. 30, n. 1, p. 1-16, Jan. 2009.

NEIVA, M. Ecologia e desenvolvimento. **Esperança para a Terra**, São Paulo, n. 112, p. 20-29, 2007.

NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 17, p. 7995-8001, Sept. 2008.

NOGUEIRA, C. E. C.; ZÜRN, H. H. Modelo de dimensionamento otimizado para sistemas energéticos renováveis em ambientes rurais. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 341-348, 2005.

NOGUEIRA, E. Análise de investimentos. In: BATALHA, M. O. (Ed.). **Gestão agroindustrial**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2001. v. 1, p. 223-285.

NORONHA, A. C. G. de; GIMENES, R. M. T. Mensuração dos custos de implantação de biodigestores na suinocultura. In: ENCONTRO DE PESQUISADORES LATINO-AMERICANOS DE COOPERATIVISMO, 5., 2008, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: USP, 2008. 1 CD-ROM.

OLIVEIRA, P. A. V. de et al. Uso dos resíduos de sistema de crescimento e terminação de suínos para a produção de biogás. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINARIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 12., 2005, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABRAVES, 2005. p. 512-513.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Compostagem da fração sólida da água residuária de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 483-491, jul./set. 2009.

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. 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, set./out. 2010.

_____. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 639-647, maio/jun. 2007.

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**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 474-482, maio/jun. 2009.

ORTOLANI, A. F.; BENINCASA, M.; LUCAS JÚNIOR, J. **Biodigestores rurais: modelos indiano, chinês e batelada**. Jaboticabal: FUNEP, 1991. 3 p.

PARAWIRA, W. et al. Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 9, p. 2945-2952, Sept. 2005.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2010.

PEREIRA, E. R.; DEMARCHI, J. J. A. A.; BUDIÑO, F. E. L. **A questão ambiental e os impactos causados pelos efluentes da suinocultura**. Disponível em: http://www.infobibos.com/Artigos/2009_3/QAmbiental/index.htm. Acesso em: 24 jan. 2010.

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**, Lavras, v. 34, n. 2, p. 475-484, mar./abr. 2010.

QUADROS, D. G. et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 326-332, maio/jun. 2010.

RASTOGI, G. et al. Investigation of methanogen population structure in biogas reactor by molecular characterization of methyl-coenzyme M reductase A (mcrA) genes. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 13, p. 5317-5326, July 2008.

SIEGERT, I.; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 11, p. 3412-3418, Nov. 2005.

SOUZA, C. de F. et al. Produção volumétrica de metano dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 1, p. 219-224, jan./fev. 2008.

SOUZA, S. N. M. et al. Custo da eletricidade gerada em conjunto moto-gerador utilizando biogás da suinocultura. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 26, n. 1, p. 127-133, 2004.

SUNDH, I. et al. Effects of glucose overloading on microbial community structure and biogas production in a laboratory-scale anaerobic digester. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 89, n. 3, p. 237-243, Mar. 2003.

TABATABAEI, M. et al. Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 45, n. 8, p. 1214-1225, Apr. 2010.

VEDRENNE, F. et al. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of the methane producing capacity of livestock wastes. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 1, p. 146-155, Jan. 2008.

WEISS, A. et al. Investigation of factors influencing biogas production in a large-scale thermophilic municipal biogas plant. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 84, n. 5, p. 987-1001, May 2009.

WU, X. et al. Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 11, p. 4042-4047, June 2010.

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**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 212-223, mar./abr. 2010.

YADVIKA, S. et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques: a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 95, n. 1, p. 1-10, Jan. 2004.

YU, H. Q.; FANG, H. H. P.; GU, G. W. Comparative performance of mesophilic and thermophilic acidogenic upflow reactors. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 3, p. 447-454, Mar. 2002.

ZAGO, S. **Potencialidade de produção de energia através do biogás integrada à melhoria ambiental em propriedades rurais com criação intensiva de animais, na região do meio oeste catarinense**. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2003.

ZHENG, Y. et al. Anaerobic digestion of saline creeping wild ryegrass for biogas production and pretreatment of particleboard material. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 4, p. 1582-1588, Feb. 2009.