

KELES REGINA ANTONY INOUE

**ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE EMISSÃO DE GASES DE EFEITO
ESTUFA EM DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA**

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

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2013**

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

T

I58e
2013

Inoue, Keles Regina Antony, 1975-

Estimativa do potencial de emissão de gases de efeito estufa em diferentes sistemas de tratamento de águas residuárias da suinocultura / Keles Regina Antony Inoue. – Viçosa, MG, 2013.

xii, 62 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Cecília de Fátima Souza.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 47-60.

1. Gases estufa. 2. Resíduos de animais. 3. Suíno.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.583

KELES REGINA ANTONY INOUE

**ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE EMISSÃO DE GASES DE EFEITO
ESTUFA EM DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA**

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

APROVADA: 03 de abril de 2013.

Francisco Carlos de Oliveira Silva

Melissa Izabel Hannas

Ilda de Fátima Ferreira Tinôco

**Antonio Teixeira de Matos
(Coorientador)**

**Cecília de Fátima Souza
(Orientadora)**

A Deus.

A meu esposo Gerson (*in memoriam*), meu filho Igor e aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, paciência e perseverança!

Ao meu esposo Gerson (*in memoriam*), pelo amor, carinho e paciência nos momentos difíceis e por acreditar em mim!

Ao meu filho Igor pelos momentos de felicidade e pela compreensão nos momentos ausência.

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

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

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

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

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudo.

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

Aos meus coorientadores, professores Antônio Teixeira de Matos e Paulo Roberto Cecon, pela paciência, disponibilidade e pelas valiosas sugestões.

Aos professores Ilda de Fátima Ferreira Tinôco, Fernando da Costa Baêta, pelas sugestões que contribuíram para a melhoria deste trabalho.

Aos membros da banca Francisco Carlos de Oliveira Silva e Melissa Isabel Hannas pelas valiosas contribuições.

Aos amigos do AMBIAGRO pela amizade, companheirismo e apoio em todos os momentos.

Aos amigos Débora, Fátima, Ronaldo, Elton, Robertinha, Tâmara, Edson, pelos momentos que passamos juntos, pelo apoio e contribuição no desenvolvimento desse trabalho.

Ao laboratorista Simão, pela disponibilidade, amizade, companheirismo e auxílio na realização das análises.

As minhas estagiárias Fernandinha e Fernandinha (Feh), pela dedicação e colaboração durante a montagem, coleta de dados e análises em laboratório.

A todos os meus amigos, pelo apoio, carinho e incentivo, em especial, Marilú, Fatinha, Laila, Alice, Rosângela, Alcir, Soelene, Stela, Edney, Marcos, Cristine, Josi, Ricardo “Cacaoio”, Cleber, Solange, Silmara, Rodrigo, Fabiane, Sarita, Onília, Ruth e Andrea.

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

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

BIOGRAFIA

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

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

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

Em Agosto de 2009, iniciou o Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, na área de Construções Rurais e Ambiente, submetendo-se a defesa da tese em abril de 2013.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Panorama da suinocultura	4
2.2 Características dos dejetos de suínos e seu efeito poluente	5
2.3 Tratamento de dejetos de suínos	9
2.3.1 Métodos de tratamento de dejetos de suínos	10
2.4 Sustentabilidade na suinocultura	14
2.4.1 Emissão de gases de efeito estufa	15
2.4.2 Protocolo de Kyoto	20
2.4.3 Medidas mitigadoras da emissão dos GEE	23
2.4.4 Estimativa das emissões de GEE pelas atividades agropecuárias	26
3. MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 Local do experimento, descrição das granjas e definição dos tratamentos	28
3.2 Monitoramento das emissões e demais variáveis nos sistemas ..	31
3.3 Estimativas das emissões de GEE nos sistemas de tratamento...	35
3.4 Análise estatística	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 Características físicas e químicas dos afluentes para os sistemas de tratamento avaliados	38
4.2 Características físicas e químicas dos efluentes para os sistemas de tratamento avaliados	39
4.3 Potencial de redução da emissão de metano (CH ₄) e óxido nitroso (N ₂ O)	41
4.4 Características do biofertilizante gerado no processo de digestão anaeróbia	44
4.5 Nitrogênio total	44
4.6 Carbono orgânico total	46
5. CONCLUSÕES	46
6. LITERATURA CITADA	47
APÊNDICE	61

LISTA DE TABELAS

		Páginas
1	Distribuição setorial dos projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil	22
2	Número de Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil por atividades	22
3	Manejo das instalações de suinocultura no que se refere ao modo de limpeza	24
4	Valores médios e desvios padrão de P, N, K, Na, pH, CE, DBO, DQO, ST, SF, SV, COT, E_{CH_4} e E_{N_2O} , assim como seus coeficientes de variação no afluente dos dois sistemas avaliados biodigestor e lagoas de estabilização	39
5	Valores médios e desvios padrão de P, N, K, Na, pH, CE, DBO, DQO, ST, SF, SV, COT, E_{CH_4} e E_{N_2O} , assim como seus coeficientes de variação nos efluentes dos dois sistemas avaliados biodigestor e lagoas de estabilização	40

LISTA DE FIGURAS

		Páginas
1	Contribuição dos gases de efeito estufa de origem antrópica para o aquecimento global	16
2	Participação das emissões atribuídas aos criatórios de animais Estado de São Paulo nos anos de 1990 e 2008 (CETESB, 2011)	27
3	Esquema de produção de suínos de ciclo completo, no qual as setas indicam o fluxo dos animais	29
4	Vista externa dos dois biodigestores instalados na granja “A”	30
5	Vista externa das lagoas anaeróbias, facultativa e de maturação, componentes do sistema de tratamento de dejetos da granja B	31
6	Caixa onde eram reunidos os efluentes dos galpões da granja “A” (a); coleta da amostra do afluyente dos biodigestores (b)	31
7	Coleta da amostra do efluente na caixa de saída dos biodigestores	32
8	Vista da caixa de entrada da lagoa anaeróbia (a); transferência da amostra coletada para o frasco (b)	32
9	Coleta de amostra na lagoa anaeróbia da granja B.	33
10	Amostrador utilizado na amostragem feita na lagoa facultativa pertencente à granja B	33
11	Vista da amostragem na lagoa de maturação pertencente à granja B	34

RESUMO

INOUE, Keles Regina Antony, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março, 2013. **Estimativa do potencial de emissão de gases de efeito estufa em diferentes sistemas de tratamento de águas residuárias da suinocultura.** Orientadora: Cecília de Fátima Souza. Coorientadores: Antonio Teixeira de Matos e Paulo Roberto Cecon.

Objetivou-se com a pesquisa avaliar o potencial de emissão dos gases metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), com base na quantidade de dióxido de carbono equivalente dos resíduos advindos de duas granjas suícolas de ciclo completo, com diferentes sistemas de tratamento de seus resíduos e bem como a caracterizar o biofertilizante produzido pelo sistema de digestão anaeróbia. O experimento foi realizado em uma unidade comercial suícola localizada em Oratórios - MG, Zona da Mata Mineira, no período de 29 de fevereiro a 11 de abril de 2012. O tipo de exploração adotado na unidade é o confinamento total dos animais, em Ciclo Completo (CC), ou seja, onde existem todas as fases do ciclo produtivo de suínos, do nascimento à engorda. Foram utilizadas duas granjas pertencentes à mesma unidade de produção comercial de suínos. Ambas possuíam as mesmas características arquitetônicas e eram manejadas de forma similar, com limpeza diária dos galpões. O monitoramento das emissões nos sistemas de tratamento foi feito por meio de análises feitas em amostras coletadas com periodicidade semanal, durante sete semanas, no afluente e no efluente dos biodigestores, um dos sistemas de tratamento avaliado. O mesmo procedimento foi realizado no afluente das lagoas de estabilização e em cada lagoa de tratamento. Após cada coleta, as amostras foram identificadas e conduzidas imediatamente ao Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola – DEA/UFV, para posterior análise das seguintes variáveis: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N), fósforo total (P), potássio (K), sódio (Na)

sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), pH e Condutividade elétrica (CE), para quantificação da concentração de nutrientes nos afluentes e efluentes dos sistemas de tratamento. Os valores de SV e N, determinados nos afluentes e efluentes foram utilizados para calcular os potenciais de emissão de metano e óxido nitroso, conforme metodologia AM0006 “Redução de emissão de gases de efeito estufa para sistemas de manejo de dejetos” (UFCCC, 2004), dentro do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), instituído no Protocolo de Kyoto. Verifica-se que houve diferença significativa em nível de 5% de probabilidade, pelo teste F, para os valores de emissão de CH₄ e N₂O entre os tratamentos avaliados. O metano apresentou valores médios de 149,25 t de CO_{2eq} ano⁻¹ no tratamento em biodigestores e 1120,22 t de CO_{2eq} ano⁻¹ no tratamento em lagoas de estabilização. Os valores médios para emissão de óxido nitroso foram 53,23 t de CO_{2eq} ano⁻¹ e 17,50 t de CO_{2eq} ano⁻¹, para o tratamento em biodigestores e lagoas de estabilização, respectivamente. O biofertilizante gerado no processo de biodigestão apresentou elevada concentração de nitrogênio e potássio com valores médios de 1481,30 mg L⁻¹ e 661,42 mg L⁻¹, respectivamente. Conclui-se que o maior potencial de emissão de metano foi observado no sistema de lagoas estabilização. No que se referiu ao óxido nitroso, ocorreu o contrário, o maior potencial de emissão foi verificado no tratamento em biodigestores. O biofertilizante apresentou elevada concentração de nutrientes, caracterizando-o como fertilizante orgânico de boa qualidade.

ABSTRACT

INOUE, Keles Regina Antony, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2013. **Estimating the potential emissions of greenhouse gases in different treatment systems for swine wastewater.** Adviser: Cecília de Fátima Souza. Co- Adviser: Antonio Teixeira de Matos and Paulo Roberto Cecon.

The aim of this research was to evaluate the potential emission of methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), based on the amounts of equivalent carbon dioxide (CO_{2eq}) of residues originated from two pig farms, during a complete cycle, with different residue treatment systems, and to characterize the biofertilizer produced by the anaerobic digestion system of each farm. The study was conducted in a commercial pig unit located in the municipality of Oratórios, Minas Gerais state, Brazil, in the Zona da Mata region, from February 29th to April 11th of 2012. The type of operation adopted in the unit includes total confinement of animals during the Full Cycle (FC), i.e. with all stages of the production cycle of pigs from birth to fattening held within the same facility. The study was conducted in two farms belonging to the same company's unit. Both had the same architectural characteristics and were handled in a similar manner, with daily cleaning of the barns. The monitoring of emissions from each system was done by analyzes of samples collected on a weekly basis for a total period of seven weeks at the influent and effluent of the digesters. The same procedure was performed in the influent of the stabilization ponds and in each treatment pond. After every collection procedure, the samples were identified and immediately brought back to the Water Quality Laboratory of the Department of Agricultural Engineering (DAE), at the Federal University of Viçosa (FUV), for analysis of the following variables: biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total organic carbon (TOC), total nitrogen (N), total phosphorus (P), potassium (K), sodium (Na), total solids (TS), volatile solids (VS), fixed solids (SS), pH and electrical conductivity (EC), to quantify the nutrient concentrations in the influent and effluent of each

treatment system. The values of VS and N determined at the influent and effluent were used to calculate the potential emissions of CH₄ and N₂O, according to the methodology AM0006 "Reduction of emission of greenhouse gases for manure management systems" (UFCCC, 2004) within the Clean Development Mechanism (CDM) established under the Kyoto Protocol. There was a significant difference at 5% probability, with the F test, for the emission of CH₄ and N₂O between treatments. Methane emissions presented values of 149.25 t CO_{2eq} yr⁻¹ at the digesters and 1120.22 t CO_{2,eq} yr⁻¹ at the stabilization ponds. Mean values for N₂O emissions were 53.23 t CO_{2eq} yr⁻¹ and 17 of 50 t CO_{2eq} yr⁻¹ at the digesters and stabilization ponds, respectively. The biofertilizer generated in the process of digestion showed high concentrations of N and K with values of 1481.30 mg L⁻¹ and 661.42 mg L⁻¹, respectively. It is concluded that the greatest potential for CH₄ emission was observed in the system of stabilization ponds. As referred to N₂O, the opposite occurred, the greatest potential emission was observed at the digester level. The biofertilizer presented high concentration of nutrients, being characterized as a good quality organic fertilizer.

1. INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade de fundamental importância para a economia brasileira, pois se destaca na geração de emprego e renda para a população, além da capacidade de produzir elevada quantidade de proteína de origem animal de alta qualidade em curto prazo de tempo e espaço físico reduzido, quando comparado com outros setores produtivos de grande porte, como a bovinocultura (SALGADO et al., 2003).

De acordo com a Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína, o Brasil é o quarto maior produtor e exportador mundial de carne suína, atividade em elevada e crescente importância econômica e social (ABICEPS, 2012).

O rebanho suínico brasileiro atingiu mais de 39 milhões de cabeças, sendo que os abates totais aumentaram 21,8 % nos anos de 2004 a 2011% (ANUALPEC, 2012). Entre 2004 e 2009, os abates sob SIF passaram de 77,7 % para 83,1 % dos abates totais, confirmando o avanço das garantias dadas à carne suína brasileira (ABICEPS, 2009). Essa produção representa quantidade excessiva de dejetos produzidos nessas unidades.

Até a década de 70, os dejetos dos suínos não representavam problema ao meio ambiente, uma vez que a suinocultura intensiva era incipiente. O desenvolvimento da suinocultura industrial trouxe consigo a produção de grande quantidade de dejetos que, pela falta de tratamento adequado, vem se transformando em uma das maiores fontes poluidoras dos mananciais hídricos, principalmente nas regiões de intensa produção (SOUZA et al., 2009).

O volume de dejetos produzidos em uma granja varia de acordo com o tipo da mesma (ciclo completo, unidade produtora de leitões, unidade de terminação) e com o nível de diluição dos dejetos (CASTAMANN, 2005). Os dejetos suínos são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório (DIESEL et al., 2002). O suíno adulto produz uma média de 2,3 kg a 2,5 kg de dejetos sólidos por dia (BECK, 2007). O manejo produtivo adotado na unidade é que define o nível de diluição dos dejetos e suas características físicas e químicas (DARTORA et al., 1998).

Para minimizar o impacto causado pelos efluentes das suinoculturas é necessário que os mesmos sejam manejados de forma adequada e que sejam utilizados sistemas de tratamento que possibilitem reduzir a emissão de odores, gases nocivos, bem como os riscos de poluição do solo e de recursos hídricos (OLIVEIRA; NUNES, 2002).

Vários são os processos de tratamento para os dejetos com alta concentração de matéria orgânica, tal como os provenientes de criação de suínos. A escolha do método de tratamento a ser adotado dependerá de fatores como: características do dejetos, que pode apresentar grande variação na concentração e seus componentes, da modalidade de manejo e armazenagem, além da dependência dos recursos financeiros. O essencial é que, com essa escolha se proporcione qualidade tal ao efluente, que atenda ao que está estabelecido na legislação ambiental vigente para a correta disposição do mesmo (DIESEL et al., 2002).

Além dos aspectos ambientais, os processos adotados devem permitir agregação de valor ao resíduo final, proporcionando sua valorização agrônômica como fertilizante, podendo o mesmo ser aproveitado na própria unidade de sua produção, comercializado ou utilizado na geração de energia (KAMINISHIKAWAHARA; RODRIGUES, 2010). Algumas alternativas de manejo de dejetos, visando a substituição dos sistemas convencionais, como as lagoas de estabilização e esterqueiras, vêm sendo empregadas, como a criação intensiva de suínos em cama sobreposta ou *Deep Bedding*.

No Brasil, a forma mais usual de manejo de dejetos é o armazenamento em esterqueiras ou em lagoas de estabilização e posterior aplicação no solo. As esterqueiras e lagoas são uma opção de baixo custo, desde que corretamente dimensionadas e operadas, bem como seguidas as recomendações agrônômicas, para aplicação do produto resultante final, levando-se em conta o balanço de nutrientes (KUNZ et al., 2005).

A digestão anaeróbia é uma alternativa tecnológica de tratamento, ainda que parcial, dos dejetos da suinocultura, em função da possibilidade de comercialização do biogás gerado no processo no mercado de créditos de carbono (MARQUES et al., 2007).

A compostagem é uma prática bastante utilizada para decomposição e bioestabilização dos resíduos orgânicos sólidos, sendo um processo biológico de transformação da matéria orgânica crua em substâncias húmicas, estabilizadas, com propriedades e características diferentes do material que lhe deu origem (SILVA, 2007).

A degradação biológica do material orgânico contido nos dejetos animais (fezes, urina, ração e outros) ocorre em todos os processos citados, porém, produz gases tóxicos que podem afetar a qualidade do ar, trazendo problemas para a saúde dos trabalhadores e animais, diminuindo o desempenho do plantel no que se refere ao ganho de peso. O dióxido de carbono, o metano, o óxido nitroso e a amônia são gases produzidos em suinoculturas e que merecem atenção, pois possuem a capacidade de aumentar o efeito estufa (PILLON & MIELNICZUK, 2002).

O conhecimento global das emissões gasosas em sistemas de produção animal e na armazenagem dos efluentes é importante para sua gestão e o desenvolvimento de ações para minimizar a emissão dos gases de efeito estufa (GEE) (ROBIN, 2010). Pesquisas têm sido realizadas em busca de alternativas para redução das emissões dos GEE; VANOTTI et al. (2008), verificaram que a substituição de lagoas anaeróbias por sistemas aeróbios no tratamento de dejetos em granjas de suínos, nos EUA, possibilitou redução de 96,6 % nas emissões de GEE, passando de 4.972 t para 153 t de $\text{CO}_2\text{-eq}$ ano⁻¹.

Carbono equivalente ($\text{CO}_{2\text{eq}}$) é uma medida utilizada para comparar as emissões de vários GEE baseado no potencial de aquecimento global (PAG). O $\text{CO}_{2\text{eq}}$ é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas de gases de efeito estufa (GEE) pelo seu potencial de aquecimento global (IPAM, 2013).

No Brasil, as pesquisas sobre emissões de GEE bem como sobre o poder fertilizante dos dejetos de suínos oriundos de tratamento biológico são escassas e, considerando-se que o Brasil é o quarto maior produtor e exportador e o estado de Minas Gerais é o quarto maior produtor nacional, torna-se necessário intensificar os estudos acerca de formas de minimizarem as emissões de GEE para a atmosfera.

Nesse contexto, objetivou-se com a pesquisa avaliar o potencial de emissão dos gases metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), com base na quantidade de

dióxido de carbono equivalente dos resíduos advindos de duas granjas suínicas de ciclo completo, com diferentes sistemas de tratamento de seus resíduos bem como a caracterizar o biofertilizante produzido pelo sistema de digestão anaeróbia.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Panorama da suinocultura

A carne suína consolidou-se como a mais importante fonte de proteína animal do mundo, após 1978. A produção mundial cresceu numa taxa anual de 3,1% nos últimos 46 anos (DAMBRÓS JUNIOR, 2010), com a produção de 100 milhões de toneladas, das quais aproximadamente metade é produzida na China e o restante na União Européia (UE), nos Estados Unidos (EUA) e no Brasil. O Brasil é o quarto maior produtor e exportador⁴ (MIELE; MACHADO, 2010).

Na última década, a participação do Brasil nas exportações saltou de 4% para 11%. Existe perspectiva de crescimento na inserção internacional mesmo num cenário marcado pelo acirramento da concorrência e aumento no protecionismo (MARTINS et al., 2010).

O rebanho suínico brasileiro atingiu mais de 37 milhões de cabeças; os abates totais aumentaram 27,6% nos anos de 2004 a 2009, com destaque para os realizados, sob Inspeção Federal - SIF, que cresceram 38,8% (ABICEPS, 2008). Entre 2004 e 2009, os abates sob SIF passaram de 77,7% para 83,1% dos abates totais, confirmando o avanço das garantias dadas à carne suína brasileira (ABICEPS, 2009).

De acordo com dados divulgados no ANUALPEC (2012), a produção/abate para o ano de 2012 foi de 3,51 milhões de toneladas, aumento de 3,34% em relação a 2011. Em 2010, segundo dados da Pesquisa Pecuária Municipal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Brasil possuía 38,9 milhões de cabeças, o maior rebanho suíno desde 2000. Um acréscimo de 2,9% em relação a 2009 e de 23,1% em relação a 2000.

A região Sul detém o maior rebanho de suínos do Brasil. Santa Catarina está na liderança, com 7,8 milhões de cabeças, 20,5% do rebanho nacional. (ALVES, 2012).

No entanto, para assumir tal posto dentro do agronegócio, a suinocultura passou por intensas transformações, como o aprimoramento da gestão, planejamento produtivo e a verticalização do sistema, através da implementação de tecnologias ligadas ao manejo, genética e sanidade do plantel, que proporcionaram altos índices de produtividade (FONSECA et al., 2009).

O nível técnico dos profissionais brasileiros, o empenho dos centros de pesquisa e a crescente introdução de tecnologia nas suinoculturas têm impulsionado a atividade no país, aumentando, assim, a participação no mercado internacional (MARTINS, 2010).

2.2 Características dos dejetos de suínos e seu efeito poluente

A suinocultura é uma atividade de fundamental importância para a economia brasileira, entretanto, é considerada um setor da economia gerador de baixa qualidade ambiental, poluindo as águas, os solos e afetando a qualidade do ar nas regiões produtoras, pela emissão de maus odores e proliferação descontrolada de insetos, ocasionando muito desconforto ambiental às populações (BELLI FILHO et al., 2001).

No ciclo completo da criação de suínos são produzidos de 140 a 170 litros diários de dejetos por fêmea no plantel; para o núcleo de produção de leitões, o volume por matriz no plantel é de 35 a 40 litros por dia e, na terminação (leitões de 25 a 110 kg), a produção diária varia de 12 a 15 litros por suíno, para os sistemas de manejo líquido. O grande desafio está em se encontrar medidas capazes de harmonizar a crescente produção de suínos com a enorme produção de dejetos, que, se não tratados e descartados de forma correta, podem constituir meio significativo de contaminação ambiental (RODRIGUES et al., 2010).

Pelos órgãos ambientais a suinocultura é considerada uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental. A atividade não possui uma legislação específica aplicável, o que existe são normas e recomendações

que interferem na produção da atividade, sendo enquadrada como uma atividade de grande potencial poluidor, pela Legislação Ambiental (Lei 9.605/98 - Lei de Crimes Ambientais), o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais. Em se tratando de dejetos, já que a suinocultura é uma atividade potencialmente poluidora, essa é uma das razões pela qual essa atividade rural está sujeita ao controle ambiental, pelo licenciamento ambiental, cuja aplicação encontra-se prevista no art. 60 da Lei Federal (ZANELLA, 2012).

A poluição provocada pelo manejo inadequado dos dejetos tornando-se cada vez mais visada, em decorrência de uma maior consciência ambiental dos produtores e aumento das exigências dos órgãos fiscalizadores e da sociedade em geral. Essa combinação de fatores provoca grande demanda junto aos técnicos, no sentido de viabilizar soluções tecnológicas adequadas ao manejo e disposição dos dejetos de suínos, que sejam concomitantemente compatíveis com as condições econômicas dos produtores e atendam às exigências legais (CANIATTO, 2011).

Os dejetos de suínos, constituídos por uma mistura de fezes e urina e outros materiais orgânicos, como restos de alimentos, além de uma quantidade variável de água, são normalmente manejados na forma líquida.

A produção total de dejetos em granjas de suínos é variável, dependendo principalmente do método de limpeza adotado em cada granja, determinando o uso de maior ou menor quantidade de água. De qualquer forma, a água estará sempre presente, diluindo e fazendo parte do resíduo final gerado, o que dá aos dejetos de suínos, na maior parte dos sistemas, a característica de efluente líquido (LUCAS JÚNIOR, 2004).

Os nutrientes contidos nos dejetos têm alto valor agregado, sobretudo quando é considerada a alta dos preços dos fertilizantes químicos nos últimos anos. Portanto, a aplicação racional (balanço de nutrientes), quando respeitada, traz muitas vantagens e agrega valor aos resíduos. No entanto, quando esses são aplicados em excesso causam problemas de poluição no solo, na água e no ar, necessitando de estratégias para seu tratamento ou exportação para regiões de menor pressão ambiental (KUNZ, et al., 2005; HIGARASHI et al., 2007).

O manejo inadequado dos resíduos da suinocultura (extravasamento de esterqueiras e aplicação excessiva no solo) pode ocasionar a contaminação de rios (como a eutrofização), de lençóis subterrâneos (o aumento da concentração do íon nitrato é um exemplo), do solo (patógenos e excesso de nutrientes dentre outros) e do ar (como emissões gasosas) (KUNZ et al., 2005).

Os efeitos dos dejetos sobre o solo ocorrem em função da quantidade de material líquido depositado, alterando sua capacidade de filtração e retenção de nutrientes (PEREIRA et al., 2008).

A adição de dejetos suínos nos corpos d'água resulta no rápido aumento populacional das bactérias, que utilizam o oxigênio dissolvido (OD) da água para degradação da matéria orgânica, ocasionando uma perda na qualidade ambiental do corpo d'água, que pode causar mortandade de peixes (SCHULTZ, 2007).

A poluição do ar está associada ao problema do odor desagradável dos dejetos e a emissão de gases poluentes para a atmosfera. Isto ocorre devido à emissão dos compostos voláteis, que causam efeitos prejudiciais ao bem estar humano e animal. Os contaminantes do ar mais comuns nos dejetos são: amônia, metano, ácidos graxos voláteis, gás sulfídrico, óxido nitroso, etanol, propanol, dimetil sulfidro e carbono sulfidro (DIESEL et al., 2002).

Nos criatórios, os odores representam um problema, não só para os animais e tratadores, mas também para a vizinhança, pois esses causam grande prejuízo tanto para a saúde física quanto para o bem-estar da população rural (SILVA; MARQUES, 2004).

Os principais fatores que influenciam a produção de gases nos criatórios animais são má circulação do ar, superlotação e falta de higienização das instalações, com acúmulo de fezes e urina nos pisos e deficiente limpeza periódica das canaletas de efluentes (BARCELLOS et al., 2008).

A qualidade do ar nos sistemas de criação está diretamente relacionada ao metabolismo dos suínos, que libera calor, vapor d' água e dióxido de carbono provenientes da respiração, além de gases oriundos da digestão e poeira. Indiretamente, outros produtos são liberados para o ar, por causa da decomposição dos dejetos (SAMPAIO et al., 2005).

A maior parte do odor associado aos criatórios de animais confinados vem dos dejetos produzidos por estes. Os sistemas de manejo de dejetos na forma líquida, nos quais os resíduos são diluídos com água, formando águas residuárias para facilitar o manejo, criam condições favoráveis para a produção de compostos odoríferos superiores as do dejetos fresco ou seco, notadamente quando esta água residuária não é submetida à adequada aeração ou tratamento (MATOS, 2010).

O tratamento de dejetos animais é uma alternativa tecnológica para minimizar os GEEs e mitigar as mudanças climáticas. Por isso, integra as estratégias do Programa Agricultura de Baixo Carbono (ABC), coordenado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). O objetivo é tratar 4,4 milhões de metros cúbicos de resíduos da suinocultura e de outras atividades, para deixar de lançar 6,9 milhões de toneladas de CO_{2eq} na atmosfera (SILVEIRA, 2012).

Projetos de tratamento de dejetos de suínos, que captam o gás metano (CH₄) antes que esse possa chegar à atmosfera, enquadram-se perfeitamente na categoria de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). No Brasil, já existem iniciativas utilizando a tecnologia de biodigestores, que por meio da degradação dos dejetos de suínos de forma anaeróbia, e posterior aproveitamento energético, reduzem a emissão de GEE (MARQUES et al., 2007).

Desta forma, encontrar uma maneira adequada para o manejo dos dejetos de suínos torna-se, na atualidade, um dos maiores desafios tanto para as unidades de produções intensivas de grande porte quanto para as pequenas.

Manejar corretamente os dejetos consiste em considerar as características da edificação, a redução do desperdício e uso indiscriminado de água de limpeza, o sistema de manejo e escoamento dos dejetos líquidos em canais ou fossas internas sob pisos vazados, bem como o sistema de tratamento adotado (AMARAL et al., 2006).

Do ponto de vista técnico, há alternativas básicas para a utilização dos dejetos como a aplicação no solo, na forma de fertilizante agrícola, assim como tratamento para posterior devolução ao meio ambiente. Dentre as várias

formas de tratamento, o anaeróbio se destaca, pois permite a captação do biogás. No entanto, todas as alternativas apresentam algum tipo de restrição, quer seja econômica, ambiental ou sanitária (ASSIS, 2006).

Essas questões demonstram a relevância de se avaliar, desenvolver e aplicar tecnologias alternativas de manejo e tratamentos específicos, que minimizem o volume e a concentração de poluentes gerados pela atividade. Com isso, promove-se o desenvolvimento sustentável da suinocultura, a fim de possibilitar a adequação e ampliação desse setor (KUNZ et al., 2005).

2.3 Tratamento de dejetos de suínos

O sistema de tratamento dos dejetos é parte integrante de qualquer sistema produtivo de criação de animais e deve estar incluído no planejamento da construção ou modificação das instalações. A seleção de um sistema ocorre com base em vários fatores como: potencial de poluição, necessidade de mão de obra, área disponível, operacionalidade do sistema, confiabilidade e custos. Não existe um sistema que atenda a todas as situações; cada um tem suas vantagens e desvantagens, que devem ser consideradas quando há a implantação de um projeto (DIESEL et al., 2002).

O volume de dejetos líquidos produzidos vai depender da tipologia da edificação, do tipo de bebedouro e do manejo de água de limpeza. Nessa fase, deve-se analisar as maneiras possíveis, a fim de evitar o desperdício de água (DIESEL et al., 2002).

A coleta dos dejetos produzidos nas diferentes fontes é realizada, por meio de uma rede de dutos ou calhas, para um local de captação central, visando facilitar o fluxo operacional (manejo e distribuição) e reduzir os custos e a necessidade de equipamentos. É importante evitar a entrada de água da chuva no sistema. A capacidade do tanque de captação deve ser suficiente para armazenar o volume máximo de dejetos produzidos em pelo menos um dia (PERDOMO, 1999).

O armazenamento dos dejetos muitas vezes é confundido com o “tratamento” desses, embora haja algumas formas de armazenar que não promovam qualquer ação nesse sentido. No armazenamento, os parâmetros exigidos pela legislação ambiental não são atendidos, não sendo possível o

lançamento do efluente armazenado em corpos receptores (rios e lagos). Sua utilização como fertilizante depende da capacidade de absorção dos nutrientes pela cultura a ser adubada, caso contrário pode ocorrer a contaminação dos corpos d'água superficiais ou subterrâneos, causando poluição dos ambientes (SOUZA, 2008).

O problema da gestão dos dejetos de suínos é complexo e não existe, a priori, uma única solução, mas diversas possibilidades apresentam pontos positivos e negativos. As pesquisas desenvolvidas para a atividade oferecem resultados motivadores que orientam para a otimização, em campo, desses procedimentos, e de novas alternativas que integrem a produtividade da suinocultura com a preservação ambiental (BELLI FILHO et al., 2001).

2.3.1 Métodos de tratamento de dejetos de suínos

- **Físicos**

Consiste em separar as partículas contidas nos dejetos líquidos, obtendo-se uma fração líquida mais fluída, mas conservando grande parte da concentração em elementos fertilizantes solúveis que os dejetos brutos; e uma fração sólida, com conteúdo de água próximo a 70%, mantendo-se agregada e podendo evoluir para um composto (LOVATTO, 1996).

Vários são os processos utilizados para separação do material particulado dos dejetos líquidos:

Decantação

O decantador tem como função separar as fases sólida e líquida. O decantador de palhetas é um dos mais eficientes e adequados para os pequenos e médios criadores, face ao baixo custo e à facilidade de construção e operação. A presença do decantador aumenta a vida útil das lagoas e esterqueiras, reduzindo a presença de maus odores. O dimensionamento deve levar em conta a vazão do efluente e a velocidade de sedimentação das partículas (OLIVEIRA, 2001).

Peneiramento

As peneiras classificam-se em estáticas, rotativas e vibratórias. As estáticas são mais simples e requerem uma limpeza mais constante, por causa do entupimento. As vibratórias têm a vantagem de ter baixa tendência ao entupimento e comportam crivos menores, retirando maior quantidade de partículas mais finas. As peneiras rotativas operam de forma contínua, com pequena ou nenhuma obstrução dos crivos e com capacidade de remover partículas grossas e finas. O tipo a ser adotado dependerá basicamente do volume dos dejetos a ser tratado e do destino do lodo. O sólido separado não contém mais de 70% de conteúdo de água (DIESEL et al., 2002).

- **Químico**

A adição de compostos químicos visa precipitar partículas e material coloidal, a fim de reduzir a concentração de sólidos totais. O sulfato de alumínio, os sais de ferro, o hidróxido de cálcio e o óxido de cálcio são alguns dos produtos utilizados (LOVATTO, 1996).

- **Biológicos**

Biodigestores

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

O biogás liberado pela atividade de fermentação anaeróbia do dejetos tem elevado poder energético e a sua composição varia de acordo com a biomassa. No meio rural, pode atender quase que totalmente as necessidades energéticas básicas como cozimento, iluminação e geração de energia elétrica para diversos fins (DIESEL et al., 2002).

Biodigestores são sistemas fechados de degradação anaeróbia da matéria orgânica, nos quais os gases produzidos são coletados e armazenados em compartimentos fechados, denominados gasômetros, para posterior utilização ou simples queima. Além dos aspectos ambientais e da redução na

emissão de gases de efeito estufa, a produção de biogás pode agregar valor à produção, por meio da geração de energia (AMARAL et al., 2006).

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

A produção de biogás apresenta algumas desvantagens, pois é dependente das condições climáticas da região e da temperatura, que determina a velocidade das reações anaeróbias, que ocorrem na câmara de fermentação. O sistema é sensível à presença de componentes tóxicos, Segundo Souza (1984), a toxicidade é um termo relativo e vai depender da concentração em que se encontra uma substância. Quando ocorre uma aclimação das bactérias ao composto tóxico, elas podem adaptar-se, até certo limite.

A implantação de biodigestores para produção de biogás nas propriedades rurais como aproveitamento dos dejetos animais é uma forma de diminuir os impactos ambientais e trazer benefícios, tais como; utilizar o biogás em fogão doméstico, em lampião, e em geladeira além de utilizá-lo como combustível para funcionamento de motores de combustão interna, chocadeiras, secadores de grãos e ainda promover a devolução de produtos vegetais ao solo através de biofertilizante.

O biofertilizante permanece ainda rico em material orgânico, com grande poder fertilizante, fornecendo elementos essenciais para o crescimento das plantas, como nitrogênio, fósforo, potássio. Quando aplicado ao solo, pode melhorar suas qualidades físicas, químicas e biológicas (UBALUA, 2007).

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

A utilização de biofertilizantes produzidos a partir de resíduos orgânicos e localmente disponíveis é de suma importância para o desenvolvimento sustentável das propriedades rurais, pois reduzem a utilização de fertilizantes

químicos, além de ser uma alternativa viável para emprego em sistemas orgânicos de produção agrícola. No entanto, é necessário avaliar suas características físicas e químicas, a fim de subsidiar recomendações adequadas para sua utilização (DEVIDE et al., 2000).

Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização podem ser classificadas como anaeróbias, facultativas, aeróbias (aeração natural) ou aeradas (aeração mecânica) (DARTORA et al., 1998).

As lagoas anaeróbias são lagoas profundas (>2,5m) e tem como objetivo principal, a remoção da carga orgânica (carbonácea) e coliformes fecais, mas também apresentam boa eficiência de remoção de fósforo. Devendo ser dimensionadas em função da carga orgânica (DBO_5) do efluente e do tempo de retenção hidráulica. Tal profundidade é fundamental para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias. O tempo de retenção hidráulica deve ficar entre 30 e 40 dias (OLIVEIRA, 2001).

As lagoas facultativas têm como objetivo a remoção de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo), bem como o auxílio no processo de remoção da carga orgânica e coliforme fecais. São lagoas rasas 1 m de profundidade, e semelhantes às anaeróbias, devendo ser dimensionadas de acordo com a carga orgânica e o tempo de retenção hidráulica (OLIVEIRA, 2001).

A profundidade dessas lagoas favorece o desenvolvimento dos microrganismos vegetais (algas), mas também propicia certa condição para o desenvolvimento de bactérias anaeróbias (DARTORA et al., 1998). As lagoas facultativas são importantes alternativas de tratamento, principalmente quando precedidas de uma lagoa anaeróbia (SILVA, 2003).

As lagoas de maturação constituem um pós-tratamento em processos que objetivem a remoção da DBO, sendo projetadas com o intuito de remover patógenos presentes no efluente tratado anteriormente. Esse tipo de lagoa situa-se no final de uma linha de tratamento, geralmente constituída de lagoas anaeróbia e facultativa. Essas lagoas devem possuir baixa profundidade, de

forma que a fotossíntese e os efeitos da radiação solar (ultravioleta) sejam potencializados (SILVA, 2003).

2.4 Sustentabilidade na suinocultura

O crescimento da suinocultura resulta em aumento na geração de resíduos, especialmente daqueles relacionados aos dejetos dos animais, que acabam poluindo a água, o solo e o ar. Nesse contexto, o crescimento do setor é acompanhado pela necessidade de alternativas que garantam a sustentabilidade dos recursos naturais e minimizem os impactos ambientais negativos. O tratamento e a destinação dos dejetos representam o maior problema ambiental da atividade suinícola, exigindo a adequação da granja (BARTHOLOMEU et al., 2007).

De acordo com Prestes (2010) sustentabilidade é algo utópico, pois envolve mudança cultural, de comportamento, cujos efeitos refletem em toda a sociedade, pois está diretamente associado ao modo de vida das pessoas, como estas trabalham e produzem e ao modo com que os países e instituições conduzem suas políticas. Mas as pressões de consumidores e organizações sobre as cadeias produtivas, e dos indivíduos sobre os governos e instituições vêm gerando modelos de desenvolvimento e sistemas de gestão que buscam compatibilizar o desenvolvimento econômico, e social com o meio ambiente. Ou seja, os interesses econômicos devem ser considerados e equilibrados com as questões ambientais e sociais.

Mitigar os impactos significativos do setor de produção animal sobre as mudanças climáticas e os problemas ambientais é vital para a saúde e sustentabilidade do planeta e de seus habitantes humanos e não humanos. Sendo “o maior utilizador de terras dentre as atividades humanas e causador de cerca de 18% das emissões de GEE geradas por atividades humanas, o setor de criação de animais para abate deve ser responsabilizado” por seus impactos. O manejo nos criatórios deve incorporar práticas menos nocivas ao meio ambiente e ao bem-estar dos animais (HSI, 2011).

2.4.1 Emissão de gases de efeito estufa

O efeito estufa é um fenômeno natural, que mantém as temperaturas médias do planeta em níveis adequados para a manutenção da vida. Os gases de efeito estufa (GEE) são assim denominados porque permitem que a luz do sol atravesse a atmosfera, mas impedem que a energia refletida pela superfície do planeta escape para o espaço, da mesma forma que uma estufa (DIAS FILHO, 2006).

Os gases causadores desse fenômeno são: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorcarbonos (HFCs), perfluorcarbonos (PFCs) e hexafluoreto de Enxofre (SF_6) (BURALI, 2008). A atmosfera contém também vapor d'água (H_2O), aproximadamente 1% do volume, que proporciona, também, efeito estufa natural (MACHADO, 2005).

A concentração atmosférica do CO_2 , CH_4 e N_2O tem aumentado, significativamente, desde 1750, como resultado das atividades humanas. Esse aumento se deve principalmente à queima de combustível fóssil e às mudanças de uso da terra: a liberação dos gases metano e óxido nitroso são decorrentes, principalmente, da agricultura (ÁVILA, 2007).

Para efeitos de comparação, as emissões dos seis gases com efeito de estufa são, geralmente, expressas em CO_2 equivalente, baseados no Potencial de Aquecimento Global (GWP, do inglês Global Warming Potential) correspondente a 100 anos. Os GWP do CO_2 , do CH_4 e do N_2O são 1, 21 e 310, respectivamente. Tal significa que o CH_4 apresenta um potencial de aquecimento global 21 vezes superior ao do CO_2 e que o N_2O apresenta um potencial de aquecimento global 310 vezes superior ao do CO_2 (BORSARI, 2009).

Vapor de água

O vapor de água está presente na atmosfera terrestre em altas concentrações, sendo responsável por 80% do efeito estufa natural; sua concentração atmosférica provém unicamente de fontes naturais como evapotranspiração e atividade vulcânica (SMITH, 2004; SILVA; PAULA, 2009).

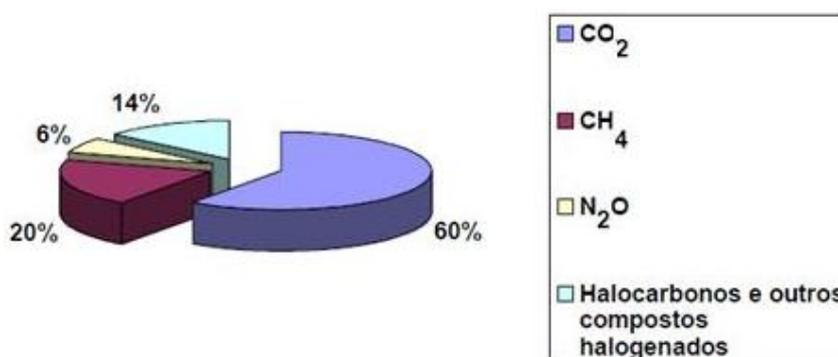
• Dióxido de carbono (CO₂)

O CO₂ é o principal GEE, em razão do volume de emissões, quando comparado com o metano e óxido nitroso, apresentando aumento expressivo de concentração na atmosfera, nos últimos séculos. A queima de combustíveis fósseis e o desmatamento são os fatores que mais contribuem para esse aumento (LESSIN; GHINI, 2009).

Há uma atenção prioritária ao dióxido de carbono, uma vez que o volume de suas emissões para a atmosfera representa algo em torno de 55% do total das liberações GEE e do tempo de sua permanência na atmosfera, que é de, pelo menos, 10 décadas (BNDS, 1999).

A partir do início da Revolução Industrial, a concentração de CO₂ atmosférico evoluiu de 280 ppm para 379 ppm, em 2005, excedendo as taxas encontradas nos últimos 800 mil anos (180 a 300 ppm) (IPCC, 2007). De toda emissão, cerca de 43% desse gás permaneceram na atmosfera; os demais, 57%, foram transferidos para oceanos e biosfera (BORSARI, 2009).

Não há dúvida de que esse aumento se deve amplamente às atividades humanas, que aumentaram as suas emissões de forma dramática, em razão da queima de combustíveis fósseis, que, nos últimos 20 anos, representou 70% a 90% das emissões antrópicas totais do CO₂. A mudança do uso da terra, principalmente queimadas, respondem pelos restantes 30% a 10% das emissões, desse período. Observa-se, na Figura 1, que o CO₂ representa maior influência no processo de aquecimento global (RIBEIRO, 2003).



Fonte: adaptado de IPCC (2001) por RIBEIRO (2003).

Figura 1- Contribuição dos gases de efeito estufa de origem antrópica para o aquecimento global.

No Brasil, diferente dos países industrializados, a maior parcela das emissões líquidas estimadas de CO₂ é proveniente da mudança no uso da terra, em particular da conversão de florestas para o uso agropecuário. A parcela de emissões de CO₂, pelo uso de combustíveis fósseis, é relativamente pequena, em razão da elevada participação de energia renovável na matriz energética brasileira, pela geração de energia, a partir de hidroelétricas, pelo uso do álcool no transporte, e bagaço de cana-de-açúcar, e carvão vegetal na indústria (SILVIA-OLAYA, 2010).

• **Metano (CH₄)**

É um gás liberado na atmosfera por grande variedade de fontes tanto naturais quanto antropogênicas. Emissões antropogênicas surgem de fontes biológicas relacionadas à agricultura e pecuária, incluindo fermentação entérica em rebanhos herbívoros, cultivo de arroz, resíduos animal e humano, queima de biomassa; aterros sanitários; tratamento de esgotos e na utilização de combustíveis fósseis. Já as emissões naturais são advindas de áreas alagadas, pântanos, oceanos, entre outros (MARANI, 2007).

Em consequência da variedade de fontes, o balanço global do metano pode ser afetado por diversos fatores como mudanças nas políticas de geração de energia, saneamento básico, gestão de resíduos urbanos, distribuição da população, alteração em práticas agrícolas e, ainda, variações no clima, principalmente precipitação e temperatura (PAIVA, 2008).

O metano contribui grandemente para o agravamento do efeito estufa, uma vez que esse gás se acumula sobre a atmosfera e absorve o calor produzido na superfície, dificultando a sua dissipação para o espaço exterior (PEREIRA et al., 2006). O teor atmosférico atual do metano é superior a 1,7 mL m⁻³ e, há 110 anos, era de 0,9 mL m⁻³ (TOLENTINO; ROCHA FILHO, 1998).

• **Óxido Nitroso (N₂O)**

É produzido naturalmente pelos oceanos e pelas florestas tropicais. As fontes antropogênicas de óxido nitroso são, principalmente, uso de fertilizantes, bem como a produção de nylon, ácido nítrico, carros com três modos de conversão catalítica, além de queima de biomassa e combustíveis fósseis

(PAIVA, 2008). As fontes antropogênicas têm as suas emissões estimadas em aproximadamente 7 Tg ano^{-1} de N (RIBEIRO, 2003).

Essa emissão pode parecer baixa, comparada à entrada de nitrogênio no sistema; porém, para o ambiente, isso pode ser elevado se considerado que o potencial de aquecimento global do N_2O é aproximadamente 310 vezes maior que o do CO_2 (GIACOMINI et al., 2006).

Embora em comparação com o CO_2 , o N_2O tenha concentração baixa, é um GEE extremamente influente, por causa do seu longo tempo de permanência na atmosfera e de sua grande capacidade de absorver energia na faixa do infravermelho. O tempo estimado de residência do N_2O na atmosfera é de 120 anos, o que resulta em concentração uniforme por toda troposfera (BORSARI, 2009).

No caso do Brasil, a preocupação com emissões de óxido nitroso e metano é grande, pois, por um lado, quantidades significativas de fertilizantes ricos em nitrogênio são cada vez mais empregadas na agricultura, somadas ao nitrogênio adicionado ao solo, por meio de leguminosas usadas como adubação verde. Por outro lado, tem-se a contribuição do nitrogênio derivado das excretas da imensa população do rebanho bovino, que soma cerca de 202 milhões de cabeças (IBGE, 2009).

• Halocarbonos e outros compostos halogenados

São compostos de carbono que contêm flúor, cloro, bromo ou iodo sendo também eficientes GEE, provenientes somente de atividade humana. Os clorofluorcarbonos (CFCs) e os clorofluorcarbonos hidrogenados (HCFCs) provocam a destruição do ozônio e suas emissões já são controladas a partir de compromissos assumidos no Protocolo de Montreal, o que fez com que as taxas de crescimento nas concentrações desses gases já tenham diminuído significativamente (MOREIRA, 2009). O teor médio dos CFCs na atmosfera é de $1,2 \mu\text{L m}^{-3}$ e esses absorvem radiação na faixa de $7 \mu\text{m}$ a $13 \mu\text{m}$, contribuindo, portanto, para fechar a 'janela' atmosférica de escape de radiação infravermelha para o espaço (TOLENTINO; ROCHA FILHO, 1998).

Como resultado dos compromissos assumidos no Protocolo de Montreal, as taxas de crescimento das concentrações de muitos desses compostos já

diminuíram e o seu efeito radiativo declinará “paulatinamente” no próximo século. Os halocarbonos também podem exercer forçamento radiativo negativo indireto por meio da destruição que provocam no ozônio estratosférico (RIBEIRO, 2003).

Os hidrocarbonetos fluorados ou hidrofluorcarbonos (HFC) são usados como substitutos dos CFCs, gases expelidos nos sistemas de refrigeração, ar condicionado, sprays, etc. A concentração de HFCs tem aumentado na atmosfera, não só como resultado da continuidade das suas utilizações anteriores, mas, também, por passarem a ser usados como substitutos dos CFCs (PEIXOTO, 2009).

Hexafluoreto de enxofre (SF_6) é um gás incolor e solúvel em álcool e éter e pouco solúvel em água. É um potente GEE e de grande duração na atmosfera, usado primariamente nos sistemas de transmissão e distribuição de eletricidade e como dielétrico em componentes eletrônicos (MATTOS, 2001).

A contribuição de SF_6 para a forçante radioativa é pequena por causa da sua reduzida concentração na atmosfera. Seu tempo de vida atmosférico é de cerca de 3.200 anos. Sendo assim, combinado o efeito do crescimento da população industrial de SF_6 , com o tempo de vida atmosférico, há um potencial para o gás se acumular lentamente na atmosfera e se tornar importante contribuinte do aumento da forçante radioativa (D'AMELIO, 2006).

No Brasil, a liberação de SF_6 na atmosfera é da ordem de duas toneladas por ano. De qualquer modo, como esse gás tem um potencial estufa de aproximadamente 25 mil vezes maior que o do CO_2 , tem um longuíssimo tempo de vida médio na atmosfera e como o seu consumo tem crescido a uma taxa de cerca de 7% ao ano, seu impacto no efeito estufa futuro pode ser bastante significativo. O SF_6 absorve no infravermelho ao redor de 12,5 mm (TOLENTINO et al., 1998).

Os perfluorcarbonos (PFCs, por exemplo, CF_4 , C_2F_6) e o hexafluoreto de enxofre (SF_6) são removidos muito lentamente da atmosfera, como pode ser observado na Tabela 4, e estão submetidos à redução de suas emissões como resultados SOS compromissos assumidos no Protocolo de Kyoto, por absorverem as radiações infravermelhas refletidas pela superfície terrestre, o que contribui para o aquecimento do planeta (MOREIRA, 2009).

2.4.2 Protocolo de Kyoto

A terra vem passando por mudanças climáticas, decorrentes do aumento da concentração de gases, que provocam aumento no efeito estufa na atmosfera. Os impactos ambientais, surgidos em todo o planeta, aumentaram consideravelmente, durante as últimas décadas do século passado.

As emissões poluentes na atmosfera ocorreram em todos os países do mundo, independentemente de sua evolução industrial.

Buscando estabelecer medidas para redução da emissão de GEE, a Organização das Nações Unidas propôs, em 1992, a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, a qual resultou em um compromisso voluntário dos países desenvolvidos em reduzir suas emissões. Entretanto, definições de metas e critérios para redução só foram estabelecidos com a ratificação do Protocolo de Kyoto (ALCÂNTARA et al., 2007).

No referido Protocolo propõem-se três mecanismos de flexibilização, que são os arranjos técnicos operacionais regulamentados que buscam auxiliar o cumprimento das metas estabelecidas para a redução de emissões de GEE: Implementação Conjunta, Comércio de Emissões e Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (ALVIM et al., 2008).

Os projetos de implementação conjunta permitem que um país do Anexo I invista em outro país desse mesmo, em projetos que, comprovadamente, colaborem para a redução dos gases. O segundo mecanismo, o comércio de emissões é restrito aos pertencentes ao Anexo I; O mecanismo de desenvolvimento limpo possibilita a entrada de países em desenvolvimento signatários do Protocolo de Kyoto (países que não fazem parte do Anexo I). Essa possibilidade de prestar assistência aos países do anexo I, faz cumprir a meta de redução, por meio de projetos devidamente certificados, que contribuam para o objetivo final da convenção. Não apenas governos, mas instituições podem participar diretamente destes projetos (AMARAL, 2007).

O MDL facilita o cumprimento das metas estabelecidas de redução das emissões, principalmente porque os países do Anexo I podem adquirir as reduções certificadas de emissões conferidas ao outro grupo de países. Esse processo é o embrião da comercialização das reduções de emissões,

atualmente popularizado por mercado de créditos de carbono (ALVIM et al., 2008).

Entidades Operacionais Designadas (EODs) pela Organização das Nações Unidas (ONU) são certificadoras desses projetos, com a missão de garantir que um projeto gerador de Reduções Certificadas de Emissões (RCEs) traga benefícios mensuráveis reais e de longo prazo relacionados à mitigação da mudança do clima (AMARAL et al., 2006).

O MDL é inovador e apresenta potencialidades para reunir interesses e necessidades de países em desenvolvimento e industrializados. Preponderantemente, é um mecanismo altamente viável, pois obriga países a cumprirem metas, uma ideia nunca aceita de forma confortável; no entanto, por meio de um instrumento de mercado isso se torna mais flexível (BASTOS ALVES et al., 2008).

As chances do Protocolo de Kyoto lograr êxito são grandes, pelo fato de sua atuação ser no âmbito financeiro, ou seja, opera por meio de instrumentos econômicos necessários para auxiliar o cumprimento dos objetivos de redução de emissões de GEE. Se houver diminuição em um país, o benefício será mundial e não local.

As vantagens ambientais e econômicas do mercado de créditos de carbono, tanto para o Brasil quanto para o mundo, se desenvolvem em conjunto. Esse é, possivelmente, o grande diferencial do Protocolo de Kyoto, em relação a outros programas ambientais. De fato, pela primeira vez na história, há uma ferramenta eficiente de recuperação global do meio ambiente e desenvolvimento sustentável, que permite auferir lucros ou, ao menos reduzir, custos (ACEF; DZIEDZI, 2007).

As atividades de MDL, no Brasil, concentram-se no setor energético, seguido pela suinocultura e troca de combustível fóssil, como podem ser observadas nas Tabelas 1 e 2 (SANTOS; OLIVEIRA, 2009).

Tabela 1- Distribuição setorial dos projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil

Escopo Setorial	
Energia renovável	51%
Suinocultura	14%
Troca de combustível fóssil	11%
Demais projetos	24%

Tabela 2- Número de Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil por atividades

Projetos em validação/aprovação	Número de projetos	Redução anual de Emissão (t CO₂ eq)
Energia Renovável	145	16.018.739
Suinocultura	53	2.626.460
Aterro Sanitário	29	9.134.682
Processos Industriais	7	832.946
Eficiência Energética	21	1.490.288
Resíduos	10	1.160.797
Redução de N ₂ O	5	6.373.896
Troca de combustível fóssil	39	2.907.977
Emissões fugitivas	1	34.685
Reflorestamento	1	262.352

Fonte: Adaptada do MCT (2008) por LIMA; RODRIGUES (2009)

Para o setor da suinocultura, o mercado de créditos de carbono apresenta-se com a forma interessante de atrair investimentos, pressionando a atividade à modernização e eficiência produtiva e econômica. Uma grande burocracia envolve o processo para a obtenção das RCEs, o que desestimula e dificulta a realização de projetos de MDL.

É importante ressaltar a falta de incentivos às granjas menores, o que impede que essas façam parte de projetos de MDL, aumentando ainda mais a divisão do setor agropecuário do Brasil, aqui tratado como industrial (moderno) em relação à pequena agropecuária (tradicionalmente familiar), disponibilizando, à primeira, mais uma oportunidade de aumentar sua competitividade.

Bartholomeu et al. (2006), realizaram estudo sobre os projetos brasileiros de MDL e observaram que não há participação de granjas com menos de 250 animais, uma vez que tais propriedades não são atraentes para compor um projeto e, ainda, permanecem excluídas do mercado de carbono. Esse é um ponto fraco do mercado, que não tem conseguido beneficiar a todos os agentes.

Diante do potencial que ainda existe para ser explorado pelo setor da suinocultura, é de fundamental importância a adoção de estratégias de associação entre as propriedades, bem como a divulgação da existência desse mecanismo para agentes da cadeia, em particular os granjeiros e seus representantes.

2.4.3 Medidas mitigadoras da emissão dos GEE

A suinocultura é reconhecidamente uma atividade de grande potencial poluidor, por produzir grandes quantidades de dejetos, que se constituem em importante fonte de maus odores e poluição. O modelo de produção atual, caracterizado pela criação intensiva e em confinamento, concentra grande número de animais em áreas reduzidas, o que aumenta ainda mais os riscos de contaminação ambiental (KUNZ et al., 2005).

O planejamento das edificações é um dos fatores mais importantes nos sistemas de produção de suínos porque, depois de construídas, torna-se difícil e onerosa qualquer mudança estrutural (OLIVEIRA, 2004). O manejo de dejetos pode ser interno, por meio de canais cobertos por barras (piso vazado); em alguns casos, com o uso de lâmina d'água. Entretanto, na maioria das edificações de produção de suínos, encontram-se canaletas externas sem cobertura ou sem controle de fluxo de dejetos, propiciando grande proliferação de moscas e incorporação da água da chuva (OLIVEIRA; SILVA, 2006).

Com a finalidade de reduzir o consumo exagerado de água para limpeza das instalações e melhorar a qualidade dos dejetos, atualmente, tem sido implantado um sistema de recirculação dos dejetos líquidos para a limpeza de baias e canaletas. Denominado *Flushing*, esse sistema facilita o manejo, gerando economia ao produtor, tanto com mão de obra como com consumo de água, além de evitar a incorporação de água de limpeza aos dejetos

(OLIVEIRA et al., 2007). É um sistema no qual periodicamente, há descarte da água residuária em circulação e substituição por água limpa.

A construção dos tanques de armazenamento de esterco, sob o piso das instalações para suínos, trouxe problemas de mau cheiro e formação de gases nocivos no interior dos prédios fechados, onde os dejetos permanecem por semanas, aguardando a remoção. Os gases mais comuns são a amônia, o gás sulfídrico, o gás carbônico e o metano, dos quais, apenas os dois primeiros apresentam cheiro desagradável. Em edificações abertas onde à renovação do ar ocorre de forma eficiente, esses gases não representam problemas (OLIVEIRA, 2004).

Daga et al. (2007) analisaram o sistema de limpeza das construções (Tabela 3). Foi observado que, em 80% das instalações, a limpeza é realizada somente por meio de raspagem, que é recomendado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (1998), com o objetivo de evitar o consumo excessivo de água, com elevação da diluição dos dejetos. Os demais usam raspagem e complementam a limpeza com sistema de lavagem.

Tabela 3- Manejo das instalações de suinocultura no que se refere ao modo de limpeza

Tipo de limpeza	Raspagem	80%
	Raspagem + lavagem	20%
Frequência de limpeza	Diária	80%
	Mais que um dia	20%
Desperdício de ração		0%
Consumo de água por lavagem (dia ⁻¹ instalação ⁻¹)		1.500 litros

Fonte: Daga et al. (2007)

Quando se faz a limpeza por raspagem, 80% das propriedades limpam e 20% a realizam a cada dois dias ou mais. A recomendação da Resolução IAP/SEMA, nº 031/1998 é que a limpeza seja diária. Os 80% correspondem aos produtores integrados às agroindústrias, com produção em maior escala, cuja demanda por limpeza é diária.

É imprescindível se estabelecer uma rotina diária de remoção dos dejetos. Essa atitude faz com que se reduza a carga contaminante de

patógenos, determinando menor índice de doenças nos animais, bem como os odores característicos do material. A limpeza das baias, por meio do sistema de lavagem, é a melhor opção para diminuir as emissões gasosas dentro das instalações suinícolas; no entanto, essa prática aumenta o volume de resíduos da atividade.

O tratamento adequado de dejetos oriundos da suinocultura é uma alternativa para atenuar as emissões de GEE. Deve-se evitar a formação do biogás e, conseqüentemente, sua emissão para atmosfera. A conversão do tratamento anaeróbio em sistemas abertos (que libera metano) para lagoas aeróbias ou tanques de aeração ou compostagem (que não emitem metano) é uma das opções, assim como a utilização de biodigestores, que permite a captação do metano evitando sua emissão para a atmosfera é elegível para obtenção de créditos de carbono (BERNSTORFF, 2009).

Várias tecnologias vêm sendo testadas, com objetivo de reduzir os impactos ambientais dos dejetos animais, em especial a emissão de GEE. A disposição de águas residuárias no solo é uma atividade essencialmente de reciclagem, inclusive para a água, viabilizando a utilização do potencial hídrico e dos nutrientes presentes nos efluentes líquidos. No entanto, muito cuidado deve ser tomado no que se refere a definição das doses a serem aplicadas, já que aplicações em excesso podem comprometer a qualidade do solo e dos vegetais nele cultivados (MATOS, 2010).

O biodigestor e a compostagem são os sistemas de tratamento de dejetos que melhor satisfazem os critérios ambientais e econômicos. A eficácia de redução dos GEEs de cada uma das tecnologias mencionadas vem sendo discutida; no entanto, a magnitude da redução varia, de acordo com os processos físicos e químicos envolvidos. Os biodigestores são projetados para produzir metano à partir da digestão anaeróbia do dejetos, que fica retido no gasômetro até sua utilização ou queima. No processo de compostagem, a decomposição do material ocorre de forma aeróbia; a presença do oxigênio durante o processo de decomposição gera CO_2 , em vez de CH_4 , reduzindo, assim, os impactos das emissões de GEE no ambiente. (LANGMEAD, 2003).

2.4.4 Estimativa das emissões de GEE pelas atividades agropecuárias

O interesse nesse tema é geral na comunidade científica, em razão da dependência estabelecida entre o desenvolvimento e a produtividade. A agricultura é um dos setores da atividade humana com maior vulnerabilidade aos efeitos de possíveis alterações climáticas, inclusive com repercussões negativas no se refere à segurança alimentar (IPCC, 2001).

O conhecimento global das emissões gasosas em sistemas de produção animal é importante para a gestão dos efluentes, bem como para proteger os mananciais hídricos e desenvolver ações para minimizar a emissão dos GEE (ROBIN, 2010). Algumas pesquisas têm sido realizadas com foro em alternativas para redução das emissões dos GEE, como a realizada por VANOTTI et al. (2008), os quais verificaram que a substituição de lagoas anaeróbias por sistemas aeróbios no tratamento de dejetos em granjas de suínos, nos EUA, possibilitou redução de 96,6 % nas emissões de GEE, passando de 4.972 t para 153 t de CO₂-eq ano⁻¹.

O Estado de São Paulo, por meio da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), divulgou as estimativas das emissões de CH₄ pela pecuária, no período de 1990 a 2008. Essas foram realizadas com base no Manual de Referência do Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática – IPCC, de 1996, Revisado (IPCC, 1996) e no Guia de Boas Práticas e Tratamento de Incertezas de Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa, publicado pelo IPCC, em 2000 (GPG-IPCC, 2000) (CETESB, 2011).

Na Figuras 2, estão apresentadas as emissões, em percentual, dos gases de efeito estufa pelos diversos tipos de criatórios de animais em 1990 e 2008.

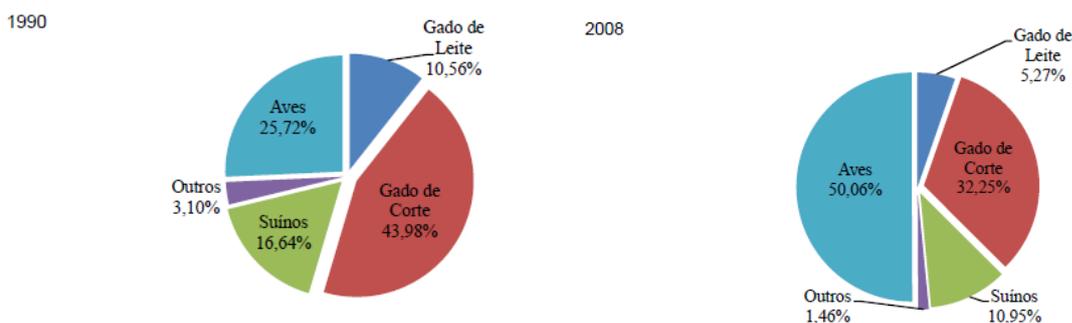


Figura 2- Participação das emissões dos gases de efeito estufa atribuídas aos criatórios de animais no Estado de São Paulo nos anos de 1990 e 2008 (CETESB, 2011).

Em 2008, as emissões totais de metano pela pecuária paulista foram estimadas em 675,96 gigagrama ($Gg = 10^9g$), sendo 92,4%, atribuídos ao processo de fermentação entérica; e 7,6%, aos sistemas de tratamento de dejetos animais. Esse valor representa redução de 7,6%, em relação ao ano de 1990 (731,91 Gg de CH_4), em consequência da redução do número de cabeças de animais.

As emissões gasosas, oriundas das atividades relacionadas à produção animal podem ser influenciadas pela fase da produção, genética, tipo de dieta, instalações, condições climáticas e sistema de tratamento de dejetos. Nesse contexto, Dong et al. (2007) realizaram um estudo para quantificar as taxas anuais de emissões (ERs) de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e óxido nítrico (N_2O) em galpões para suínos nas fases de gestação, maternidade, creche e crescimento e terminação, em Pequim, na China. As amostras de ar para a análise do CH_4 , N_2O e CO_2 foram coletadas no centro do galpão a 0,3 m acima do piso, manualmente, em duplicatas, em intervalos de 2 h por três dias consecutivos em maio, julho, setembro e novembro de 2004 e em janeiro e março de 2005. A determinação da taxa de emissão de gases, como CH_4 , CO_2 e N_2O , representa a massa de GEE emitida pela unidade de produção de suínos para a atmosfera, por unidade de tempo. De acordo com os resultados verifica-se que a taxa anual de emissões ($g\ d^{-1}\ UA^{-1}$) para a gestação, maternidade, creche e terminação, foram respectivamente: 5920 ± 440 , 7490 ± 110 , 29670 ± 1090 e $16\ 730 \pm 1060$ para o CO_2 , $9,6 \pm 1,9$, $9,6 \pm 3,6$, $58,4 \pm 21,8$, e $32,1 \pm 11,7$ para o CH_4 ; e $0,75 \pm 0,56$, $0,54 \pm 0,15$, $1,29 \pm 0,37$, e $0,86 \pm 0,75$ para o N_2O . Os autores afirmam ainda, que os resultados obtidos foram compatíveis com a literatura em alguns casos, mas muito diferentes em outros.

Massé et al. (2003) realizaram um estudo para avaliar o efeito das características do dejetos de vacas e suínos com alta e baixa concentração de sólidos totais (ST); temperatura (10 e 15 °C); e tempo de armazenamento (180 e 272 dias), sobre as emissões de dejetos armazenados a 10 e 20 °C. As coletas gasosas foram realizadas periodicamente, utilizando seringas de 10 mL e, imediatamente, analisadas as concentrações de CH₄, CO₂, N₂ e H₂S, por meio de um cromatógrafo a gás HachCarle 400 AGC. A produção de metano de esterco suíno foi superior a de esterco bovino leiteiro, em todas as condições de armazenamento. Em ambas as concentrações de ST, a produção de metano aumentou com o aumento da temperatura, verificando-se valores máximos para o esterco bovino de 0,33±0,02 e 3,77±0,70, em L CH₄ por L de dejetos, para alta e baixa concentração de sólidos totais, respectivamente. Para os valores de esterco suínos foram verificados os seguintes resultados: 7,43±2,13 e 7,43±0,92 em L de CH₄ por L de dejetos, para alta e baixa concentração de sólidos totais, respectivamente.

Diante do exposto e considerando-se que no Brasil as pesquisas sobre emissões de GEE dos dejetos de suínos oriundos de tratamento biológico são escassas e considerando-se que o estado de Minas Gerais é o quarto maior produtor nacional, torna-se necessário intensificar os estudos acerca de formas adequadas e mais precisas de quantificação dessas emissões, bem como sobre os méis para que sejam minimizadas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local do experimento, descrição das granjas e definição dos tratamentos

O experimento foi realizado em uma granja comercial suinícola localizada em Oratórios - MG, Zona da Mata Mineira, no período de 29 de fevereiro a 11 de abril de 2012. A unidade está situada a 20° 25' 05" de latitude S e 42° 48' 08" de longitude O; a altitude é de 430 m em relação ao nível do mar. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é Cwa (quente, temperado, chuvoso, com estação seca no inverno e verão quente).

O tipo de exploração adotado na referida granja é o confinamento total dos animais, em duas unidades de produção em Ciclo Completo (CC), ou seja, onde existem todas as fases do ciclo produtivo de suínos, da reprodução à terminação. A disposição espacial das diferentes fases de criação pode ser melhor observada no esquema representado na Figura 3.

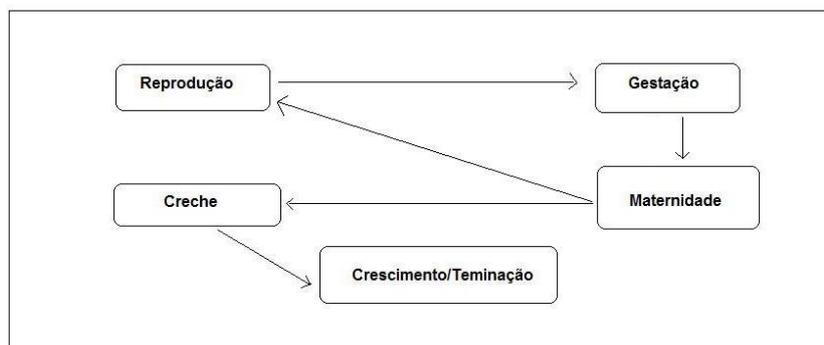


Figura 3. Esquema de produção de suínos em ciclo completo, no qual as setas indicam o fluxo dos animais.

Foram utilizadas duas granjas pertencentes à mesma Unidade de Produção Comercial de Suínos, sendo que ambas possuíam as mesmas características arquitetônicas e foram manejadas de forma similar, com limpeza dos galpões feita três vezes por semana, por meio de raspagem e varrição com utilização de água.

A granja A possuía um plantel de 800 matrizes, manejadas em sistema de ciclo completo. Os galpões com baias coletivas possuíam comedouros semiautomáticos, bebedouros automáticos do tipo chupeta com tubulações interligadas. O piso possuía uma área de piso vazado, sobre fosso conectado a tubulações enterradas que conduziam os dejetos líquidos, por gravidade até uma caixa armazenadora. Posteriormente os dejetos eram conduzidos para as unidades de tratamento, sendo estas compostas por dois biodigestores e duas lagoas de estocagem. Os efluentes dos biodigestores eram canalizados para as lagoas com posterior disposição em capineiras. Essa unidade produz 120.000 litros de água residuária por dia.

Os biodigestores utilizados na propriedade são do modelo canadense também conhecido como da marinha ou de fluxo tubular (Figura 4), caracteriza-

se por possuírem uma base retangular onde o substrato é depositado, com a largura maior que a profundidade, fazendo com que haja maior área de exposição ao sol, tornando maior a produção de biogás. O tempo de detenção hidráulica do sistema era de sete dias. O gasômetro foi feito em manta flexível de PVC. Os biodigestores possuíam o tanque de entrada e saída, bem como tubulação de saída do gás com seus componentes para quantificação do volume de biogás produzido para sua conversão em créditos de carbono. O biogás produzido é utilizado na propriedade, que é alto suficiente em energia, e seu excedente é queimado.

O sistema de tratamento em biodigestores foi considerado como tratamento 1 (T1) e o sistema de lagoas de estabilização foi considerado como tratamento 2 (T2).



Figura 4. Vista externa dos dois biodigestores instalados na granja “A”.

A granja B possuía um plantel de 120 matrizes, conduzidas em ciclo completo. Os galpões com baias coletivas possuíam comedouros semiautomáticos, bebedouros automáticos do tipo chupeta com tubulações interligadas e enterradas. O piso possuía uma área de piso vazado, sobre fosso conectado a tubulações enterradas que conduziam os dejetos líquidos, por gravidade até uma caixa armazenadora. Posteriormente os dejetos eram conduzidos para as unidades de tratamento composta por lagoas de estabilização sequenciais, anaeróbia, facultativa e de maturação (Figura 5). Essa unidade produz 11.000 litros de água residuária por dia.



Figura 5. Vista externa das lagoas anaeróbias, facultativa e de maturação, componentes do sistema de tratamento de dejetos da granja B.

3.2 Monitoramento das emissões e demais variáveis nos sistemas

O monitoramento das emissões nos sistemas de tratamento foi feito por meio de análises de amostras coletas com periodicidade semanal no afluente (caixa de passagem que reunia a água residuária de todos os galpões da granja) e efluente dos biodigestores (Figura 6 e 7).



Figura 6. Caixa onde eram reunidos os efluentes dos galpões da granja "A" (a); coleta da amostra do afluente dos biodigestores (b).



Figura 7. Coleta da amostra do efluente na caixa de saída dos biodigestores.

O mesmo procedimento foi adotado para o monitoramento nas lagoas de estabilização utilizadas para o tratamento da água residuária da suinocultura proveniente da granja “B”, onde foram coletadas amostras no afluente do sistema (Figura 9) e amostras superficiais em cada lagoa (Figuras 9, 10 e 11).



Figura 8. Vista da caixa de entrada da lagoa anaeróbia (a); transferência da amostra coletada para o frasco (b).



Figura 9. Coleta de amostra na lagoa anaeróbia da granja B.



Figura 10. Amostrador utilizado na amostragem feita na lagoa facultativa pertencente à granja B.



Figura 11. Vista da amostragem na lagoa de maturação pertencente à granja B.

Após cada coleta as amostras eram identificadas e conduzidas imediatamente para o Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola para posterior análise das seguintes variáveis: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N), fósforo total (P), potássio (K), sódio (Na), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), pH e Condutividade elétrica (CE).

As análises realizadas com objetivo de se verificar a concentração de nutrientes presentes no material e de seus respectivos métodos estão descritas abaixo:

Demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20^{\circ}C}$), obtida pela determinação do oxigênio dissolvido pelo método iodométrico (APHA, 2005).

Demanda química de oxigênio (DQO), determinada pelo método de oxidação química em refluxo aberto (APHA, 2005).

Carbono orgânico total foi determinado conforme a metodologia descrita por Kiehl (1985), em que se divide o valor obtido na análise da concentração de sólidos voláteis por 1,724 (fator de Waskman), sendo que o resultado constitui uma estimativa da concentração do carbono orgânico total na amostra.

Os teores de nitrogênios foram determinados pelo método da digestão ácida, destilação e titulação, ou método Kjeldahl, com adição de ácido salicílico (MATOS, 2012).

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

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

A medida da condutividade elétrica foi feita seguindo-se a metodologia descrita em (APHA, 2005).

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

3.3 Estimativas das emissões de GEE nos sistemas de tratamento

Para se estimar a emissão tanto de metano (CH_4) como de óxido nitroso (N_2O), buscou-se o fundamento na linha base para sistemas de manejo de dejetos, de acordo com a metodologia AM0006 “Redução de emissão de gases de efeito estufa para sistemas de manejo de dejetos” (UFCCC, 2004), dentro do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), instituído pelo Protocolo de Kyoto.

Seguindo os conceitos descritos na metodologia, as emissões consideradas nessa análise incluem a emissão de metano de lagoas anaeróbias abertas, fugas de CH_4 devido às perdas no tanque de estocagem e biodigestor.

O cálculo das emissões de metano foi baseado na equação 1.

$$E_{CH_4} = TSV \left[1 - R_{SV} \right] \bar{B}_0 D_{CH_4} FCM_1 PAG_{CH_4} N_y 365 \times 1000^{-1} \quad \text{eq. (1).}$$

em que,

E_{CH_4} : emissão de CH_4 (t de CO_{2eq});

TSV: taxa de excreção de sólidos voláteis ($kg \text{ animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

R_{SV} : redução relativa de sólidos voláteis na fase de tratamento considerada;

B_0 : capacidade de produção máxima de metano para o dejetos por animal para uma população de animais definida, $m^3 \text{ de } CH_4 \text{ kg}^{-1}$;

D_{CH_4} : densidade do metano na temperatura de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ e a 1 atm de pressão ($0,67 \text{ kg } m^{-3}$);

FCM_1 : fator de conversão do metano para tratamento de dejetos no primeiro estágio de tratamento;

PAG_{CH_4} : potencial aquecimento global aprovado de CH_4 (21);

N_y - população de animais definida para o ano y .

Para B_0 , coeficiente de biodegradabilidade que representa o máximo de capacidade de produção de metano a partir dos dejetos, empregou-se o valor representativo para países da América Latina $0,29 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Angonese et al. (2007), utilizou o valor representativo para países desenvolvidos de $0,45 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Lucas Jr (1998) estimou a produção de biogás a partir de dejetos de suínos e determinou valores de B_0 de $0,11 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Souza (2001) avaliando o processo de digestão anaeróbia dos dejetos de suínos em fase de terminação e verificou valores de B_0 de $0,22 \text{ L } CH_4 \text{ g}^{-1} \text{ SV}_{adic}^{-1}$. Para o fator de conversão do metano (FCM) foi utilizado o valor padrão de 0,1, para clima quente (IPCC, 2006).

A variável taxa de excreção de sólidos voláteis (TSV) foi obtida multiplicando-se a concentração de SV pela quantidade de dejetos produzida, por dia, por animal. O valor de R_{sv} foi obtido a partir dos resultados e concentração de SV nas amostras coletadas no material (afluente e efluente). As amostras foram coletadas durante sete semanas consecutivas, sendo feita uma coleta por semana, totalizando sete observações.

A população de animais foi definida com base no número de matrizes de cada granja e no número de terminados por ano, os quais eram abatidos com o peso médio de 110 kg. Utilizou-se o valor de 23 terminados por matriz por ano (TALAMINI et al., 2006). A granja A possuía um plantel de 800 matrizes e a granja B 120 matrizes. Em função dessa diferença no número de matrizes entre as granjas, para os cálculos da emissão do metano, optou-se por admitir que a granja B também possuísse 800 matrizes, o que gerou o valor de 18400 terminados por ano para cada granja, facilitando assim os processos de comparação dos resultados, bem como a análise estatística dos mesmos.

O cálculo das emissões de óxido nitroso foi baseado na equação 2.

$$E_{N_2O} = PAG_{N_2O} TN_{EXy} (1 - Rn) P_y FE_{N_2O,mmmi} FC_{N_2O-N,N} 100^{-1} \quad \text{eq. (2).}$$

em que,

E_{N_2O} : emissões de óxido nitroso, (t de CO_{2eq});

PAG_{N_2O} : potencial de aquecimento global aprovado para N_2O (310);

TN_{EXy} : taxa média anual de excreção de nitrogênio por animal (kg de N animal⁻¹ ano⁻¹), para o ano y;

Rn: redução relativa de nitrogênio na fase de tratamento considerada;

P_y - população de animais definida para o ano y;

$FE_{N_2O,mmmi}$: fator de emissão para o estágio considerado do tratamento, kg de $N-N_2O$ por kg de N;

$FC_{N_2O-N,N}$: fator de conversão de N_2O-N para N (44/28).

O valor de FE foi utilizado 0,001 kg de $N-N_2O$ kg⁻¹, obtidos em IPCC (2006).

A variável taxa de excreção de nitrogênio (TN_{EXy}) foi obtida multiplicando-se a concentração de N pela quantidade de dejetos produzida, por dia, por animal por ano. O valor de Rn foi obtido a partir dos resultados e concentração de N nas amostras coletadas no material (afluente e efluente). As amostras foram coletadas durante sete semanas, sendo feita uma coleta por semana, totalizando sete observações.

A população de animais foi definida utilizando-se os mesmos critérios utilizados no cálculo das emissões de metano, para essa variável.

3.4 Análise estatística

O experimento foi montado no delineamento em blocos aos acaso, utilizando dois tratamentos, biodigestor e lagoas de estabilização, com 7 repetições (bloco no tempo).

As características determinadas nos tratamentos foram avaliadas por meio de análise de variância e as médias comparadas pelo teste F, adotando-se o nível de até 5% de probabilidade, utilizando o software SAEG 9.0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características físicas e químicas dos afluentes para os sistemas de tratamento avaliados

Na Tabela 4, estão apresentados os valores médios das variáveis nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), pH, condutividade elétrica (CE), demanda biológica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), carbono orgânico total (COT), emissão de metano (E_{CH_4}), emissão de óxido nitroso (E_{N_2O}), analisadas nos afluentes dos dois tratamentos, biodigestor (T1) e lagoas de estabilização (T2), bem como seus coeficientes de variação.

Tabela 4. Valores médios de P, N, K, Na, pH, CE, DBO, DQO, ST, SF, SV, COT, E_{CH_4} e E_{N_2O} , e respectivos coeficientes de variação no afluente dos dois tratamentos avaliados, biodigestor (T1) e lagoas de estabilização (T2).

Variáveis	T1	T2	CV
P (mg L ⁻¹)	1,88	1,16	64,35
N (mg L ⁻¹)	2612,40	1330,80	81,52
K (mg L ⁻¹)	893,57	1087,85	107,42
Na (mg L ⁻¹)	735,71	457,14	93,21
pH	7,80	7,85	3,98
CE (dS m ⁻¹)	9,50	9,15	19,03
DBO (mg L ⁻¹)	10360,76	4220,81	75,97
DQO (mg L ⁻¹)	26384,29	12953,14	94,90
ST (mg L ⁻¹)	20369,43	10467,43	78,49
SV (mg L ⁻¹)	15080,00	7492,28	67,08
SF (mg L ⁻¹)	5289,42	2975,14	82,83
COT (mg L ⁻¹)	11815,21	6071,59	78,49
E_{CH_4} (t de CO _{2eq})	390,73	1456,34	75,26
E_{N_2O} (t de CO _{2eq})	59,77	27,91	86,51

Como pode ser observado na Tabelas 4 não houve diferença significativa, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste F, para as variáveis analisadas no afluente dos sistemas de tratamento avaliados. Como se trata de dois materiais brutos oriundos de instalações similares e manejadas da mesma forma, esses valores eram esperados, indicando que não ocorreram variações significativas no manejo adotado em cada granja de forma que alterasse as variáveis avaliadas.

4.2 Características físicas e químicas dos efluentes para os sistemas de tratamento avaliados

Na Tabela 5, estão apresentados os valores médios das variáveis nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), pH, condutividade elétrica (CE), demanda biológica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio

(DQO), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), carbono orgânico total (COT), emissão de metano (E_{CH_4}), emissão de óxido nitroso (E_{N_2O}), analisadas nos efluentes dos dois tratamentos, biodigestor (T1) e lagoas de estabilização (T2), bem como seus coeficientes de variação.

Tabela 5. Valores médios de P, N, K, Na, pH, CE, DBO, DQO, ST, SF, SV, COT, E_{CH_4} e E_{N_2O} , e respectivos coeficientes de variação nos efluentes dos dois tratamentos avaliados, biodigestor (T1) e lagoas de estabilização (T2).

Variáveis	T1	T2	CV
P (mg L ⁻¹)*	1,84	0,05	235,52
N (mg L ⁻¹)*	1481,30 a	53,97 b	36,85
K (mg L ⁻¹)*	661,42 a	146,64 b	60,16
Na (mg L ⁻¹)**	435,71 a	59,28 b	87,07
pH*	7,56 b	8,43 a	2,82
CE (dS m ⁻¹)*	9,02 a	1,46 b	44,81
DBO (mg L ⁻¹)**	1580,21 a	53,03 b	102,22
DQO (mg L ⁻¹)*	9666,85 a	384,17 b	41,68
ST (mg L ⁻¹)*	9370,57 a	1,25 b	20,04
SV (mg L ⁻¹)*	5609,28 a	0,49 b	9,82
SF (mg L ⁻¹)*	3761,28 a	0,76 b	30,01
COT (mg L ⁻¹ *)	5435,36 a	0,73 b	20,04
E_{CH_4} (t de CO _{2eq})**	149,25 b	1120,22 a	66,73
E_{N_2O} (t de CO _{2eq})**	53,23 a	17,50 b	72,46

**As médias diferiram entre si ao nível de 1% de probabilidade pelo teste F; * As médias diferiram entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

Verifica-se na tabela 5 que houve diferença significativa ao nível de 1% de probabilidade entre todas as variáveis avaliadas nos efluentes dos tratamentos analisados, com exceção da concentração de fósforo (P), que não apresentou diferença estatística. Para as variáveis Na, DBO, E_{CH_4} , e E_{N_2O} houve diferença ao nível de 5% de probabilidade.

4.3 Potencial de redução da emissão de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O)

Como pode ser observado na Tabela 5, houve diferença significativa, em nível 5% de probabilidade, pelo teste F, para os valores de emissão de metano (CH₄) entre os tratamentos avaliados, com 149,25 t de CO_{2eq} ano⁻¹ no T1 e 1120,22 t de CO_{2eq} ano⁻¹ no T2.

A emissão de metano pelo tratamento em biodigestores apresentou valores inferiores aos verificados no tratamento em lagoas de estabilização, indicando que o primeiro sistema de tratamento é o mais indicado para as águas residuárias da suinocultura, quando se leva em consideração a emissão de metano. No entanto, pode-se inferir, com base nesses resultados, que nem toda redução dos SV presente na água residuária pode ser atribuída a produção de metano, já que parte desse material fica retido no lodo produzido nos sistemas de tratamento.

De acordo com Angonese et al. (2007), os fatores que mais afetam as emissões de metano para manejo de dejetos de suínos são a quantidade produzida e a porção que pode decompor-se em condições anaeróbias. O tipo de sistema de tratamento de dejetos usado e o clima, principalmente no que se refere à temperatura, são os fatores que determinam a extensão da decomposição que é adotada para o local.

Para Lima (2002) a mitigação das emissões de CH₄ provenientes dos resíduos animais para atmosfera pode ser realizada por meio de biodigestores, pois esse processo controla a emissão do metano e outros gases, por ocorrer em meio fechado e com recuperação dos mesmos.

Para Oliveira et al. (2011), ações para a mitigação da emissão de metano podem ser facilmente adotadas e incluem a melhoria da dieta, o uso de animais com maior potencial genético e o manejo adequado.

Angonese et al. (2007) avaliando o potencial de reduções de emissão de carbono equivalente em unidade de terminação de suínos, utilizando biodigestores para o tratamento primário e uma lagoa secundária para depósito, determinaram os valores estimados de potenciais para emissão de metano de 24,26 t de CO_{2eq} ano⁻¹. Valores esses inferiores os verificados neste estudo, estes resultados ocorrem provavelmente em função dos valores de SV

utilizados nos cálculos, que neste estudo foi com base na concentração de SV presente no afluente e efluente dá água residuária avaliada e posteriormente transformada em sólidos voláteis excretados em $\text{kg animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, enquanto os referidos autores utilizaram dados tabelados juntamente com o peso do animal local em estudo.

Vanotti et al. (2008), avaliando a substituição do sistema de tratamento de dejetos de suínos em lagoas anaeróbias por sistemas aeróbios, verificaram que a emissão de metano foi de 4429,69 e 1,70 t de $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ ano}^{-1}$, para o sistema em lagoas anaeróbias e sistemas aeróbios, respectivamente. A substituição do sistema possibilitou a redução de 96,6 % nas emissões de GEE.

Como pode ser observado na Tabela 5, houve diferença significativa, em nível 5% de probabilidade, pelo teste F, para aos valores de emissão de óxido nítrico (N_2O) entre os tratamentos avaliados, com 53,23 t de $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ ano}^{-1}$ no T1 e 17,50 t de $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ ano}^{-1}$ no T2.

A emissão de óxido nítrico pelo tratamento com biodigestores apresentou valores superiores aos verificados no tratamento com lagoas de estabilização, indicando que o T2 seria a melhor opção para redução na emissão de N_2O . No entanto, referindo-se a esses resultados, pode-se considerar que, nem toda a redução da concentração de N presente na água residuária pode ser atribuída a produção de metano, isto é, parte desse material fica retido no lodo produzido nos sistemas de tratamento.

Vanotti et al. (2008), avaliando a substituição do sistema de tratamento de dejetos de suínos em lagoas anaeróbias por sistemas aeróbios, verificaram que a emissão de óxido nítrico é menor no tratamento anaeróbio e maior no tratamento aeróbio, com valores de 72,25 t de $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ ano}^{-1}$ e 109,4 t de $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente.

Os resultados obtidos no presente estudo diferem dos apresentados pelos autores acima citados, apesar de ambas as pesquisas estarem utilizando a mesma metodologia. No entanto, Vanotti et al. (2008) utilizaram dados tabelados para a realização dos cálculos de potencial de emissão, enquanto que, para a presente pesquisa, utilizaram-se dados reais de concentração de nitrogênio para posterior realização dos cálculos. Este fato pode explicar essa

diferença nos resultados, visto que houve redução do nitrogênio de uma lagoa para outra.

Angonese et al. (2007) encontraram valores de 4,31 t de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ ano⁻¹ para a tratamento primário e uma lagoa secundária para depósito, esses valores foram inferiores aos verificados nesta pesquisa. Os autores não citam a quantidade de N_2O emitida pelo biodigestor.

O óxido nitroso no sistema de tratamento de dejetos é produzido da combinação da nitrificação e desnitrificação que são processos que produzem N_2O e NO (VIEIRA et al., 2010). A nitrificação ocorre de forma aeróbia convertendo essa amônia em nitrato, enquanto a desnitrificação ocorre anaerobicamente, e converte o nitrato em óxido nitroso. A temperatura, o pH, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a concentração de nitrogênio afetam a taxa de geração de óxido nitroso (Angonese et al., 2007).

Bortoli et al. (2012) afirmaram que os estudos já realizados apresentam grande variação nos resultados das medições de produção e emissão de N_2O em diferentes condições e processos, demonstrando a necessidade de mais estudos das condições específicas que as favorecem.

Levando-se em consideração a emissão conjunta dos dois gases em estudo, foi verificado que o maior potencial de emissão ocorreu no sistema de lagoas de estabilização, valores médios de 1137,752 t $\text{CO}_{2\text{eq}}$ ano⁻¹, enquanto o sistema de digestão anaeróbia apresentou valores médios de 202,48 t $\text{CO}_{2\text{eq}}$ ano⁻¹, indicando assim, este último método para o tratamento das águas residuárias da suinocultura.

A partir desses resultados foi possível calcular os potenciais de emissão de GEE em t $\text{CO}_{2\text{eq}}$ anim⁻¹ ano⁻¹. Com base nesses resultados observou-se que os maiores potenciais de emissão foram encontrados no tratamento em lagoas de estabilização com valores médios de 0,06 t $\text{CO}_{2\text{eq}}$ anim⁻¹ ano⁻¹, enquanto no sistema de digestão anaeróbia os valores médios foram de 0,01 t $\text{CO}_{2\text{eq}}$ anim⁻¹ ano⁻¹.

4.4 Características do biofertilizante gerado no processo de digestão anaeróbia

Observa-se, na Tabela 5 que o biofertilizante avaliado apresentou elevada concentração de nutrientes essenciais para as plantas, como nitrogênio e potássio fósforo, este último em menor concentração. O nitrogênio foi o elemento que apresentou maior concentração no biofertilizante. Conforme Lüdke et al. (2009), o nitrogênio é o principal responsável pela expansão celular e crescimento vegetativo, sendo que quantidades maiores desse elemento disponível às plantas, levam a produção de plantas maiores.

Os valores de pH apresentam-se próximos à neutralidade, situando-se entre 7,0 e 8,0. Valores inferiores a estes indicam digestão incompleta e superiores apontam retenção excessivamente longa do biofertilizante no digestor (FERNANDES et al., 2011).

Inoue et al. (2010), ao avaliarem o efeito da aplicação de três biofertilizantes oriundos da digestão da manipueira sobre as características químicas do solo e de acordo com os resultados encontrados verificaram que, a incorporação do biofertilizante ao solo promoveu diminuição no pH, no entanto, sem aumento significativo da acidez potencial.

A condutividade elétrica no biofertilizante foi considerada elevada, com valor médio de $9,02 \text{ dS m}^{-1}$. A quantidade de sais pode ser um fator determinante para o entupimento de sistemas de gotejadores, acarretando prejuízos ao agricultor caso não haja filtro no sistema (ANDRADE et al., 2010).

O biofertilizante apresenta-se como um insumo agrícola eficaz na recuperação e no melhoramento do solo, agregando assim uma melhor qualidade ao produto e, conseqüentemente, trazendo aumento de produção das culturas. O aspecto negativo do uso de biofertilizantes é o descaso dos proprietários rurais que, por falta de informação despejam biofertilizante em terrenos próximos às áreas agrícolas sem o devido cuidado, ou seja, sem respeitar as necessidades de cada cultura (NASCIMENTO, 2010).

4.5 Nitrogênio total

Verifica-se, na Tabela 5, que houve diferença estatística significativa ao nível de 1% de probabilidade, pelo teste F, para os valores médios de

nitrogênio (N) entre os tratamentos avaliados, com teores médios de 1481,3 mg L⁻¹ para o T1 e 53,97 mg L⁻¹ para o T2.

O nitrogênio pode ser encontrado na matéria orgânica e nos fertilizantes orgânicos nas formas orgânicas, amoniacal e nítrica. Quando se faz referência à análise de nitrogênio total, consideram-se os teores das três formas de nitrogênio (SILVA, 2009).

Em águas residuárias brutas as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e o amônio. Das duas formas de nitrogênio apresentadas, somente as formas nitrato e amônio são disponíveis para as plantas superiores e algas (MATOS, 2010). Em solos cultiváveis, é rapidamente transformado a nitrato, podendo atingir a água subterrânea (BERTONCINI, 2008).

Sousa (2010), avaliando um sistema de lagoas de estabilização em série no tratamento dos dejetos líquidos de suínos, determinaram valores médios de nitrogênio nas lagoas de 759,33 mg L⁻¹, valores superiores ao médio obtido nesse estudo, 53,97 mg L⁻¹, o que mostra a eficiência do processo de tratamento das lagoas sequenciais avaliadas.

Araújo (2007), avaliando biofertilizante bovino aplicado via solo, na forma líquida, na qualidade pós-colheita de frutos, nutrição mineral do mamoeiro, verificou valores de nitrogênio de 760 mg L⁻¹. Araújo (2005) encontrou valores de 1070 mg L⁻¹ de nitrogênio no biofertilizante, valores esses inferiores aos encontrados no biofertilizante utilizado no presente estudo.

A remoção do nitrogênio no sistema de tratamento em biodigestores foi inferior aquela obtida no sistema lagoas. Nesse caso a remoção de nutrientes não é fator limitante, uma vez que o mesmo será lançado no solo melhorando sua fertilidade e produtividade das culturas, permitindo assim a reciclagem dos resíduos oriundos da atividade, pois os mesmos serão removidos pelas plantas que posteriormente servirão de alimento para os animais (KIEHL, 1985).

Quando este nutriente for utilizado de forma imprópria na adubação, grande parte do elemento pode parar nas águas de drenagem e constituir foco de poluição ambiental. Porém, estas perdas não estão relacionadas unicamente à utilização de esterco na adubação (SCHERER, 1994).

4.6 Carbono orgânico total

Observa-se na Tabela 5, que houve diferença estatística em nível de 1% de probabilidade pelo teste F para os valores médios carbono orgânico total (COT) entre os tratamentos avaliados, com teores médios de 5435,36 mg L⁻¹ para o T1 e 0,73 mg L⁻¹ para o T2.

O carbono orgânico total é a concentração de carbono orgânico oxidado a CO₂, (VON SPERLING, 1996) e corresponde a cerca de 58% do valor da matéria orgânica total, podendo ser determinado com uso do método da combustão ou métodos de oxidação química do material (MATOS, 2010).

Souza (2012) avaliando a qualidade do efluente do Campus da UNESP em Botucatu, distrito de Rubião Junior, tratado por meio de sistema de lagoas de estabilização de esgoto sanitário, encontrou valores mínimos de 7,31 mg L⁻¹ em julho e máximo 18,9 mg L⁻¹ em novembro, para o carbono orgânico total. Esses valores são inferiores aos encontrados nas lagoas avaliadas neste estudo tratando águas residuárias da suinocultura.

5. CONCLUSÕES

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

Os maiores potenciais médios de emissão de metano foram verificados no tratamento por lagoas de estabilização, quando calculados com base nas equações propostas metodologia utilizada. Para o óxido nitroso ocorreu o contrário, o maior potencial de emissão foi verificado no tratamento por biodigestores.

A maior emissão conjunta de GEE, com base no metano e óxido nitroso, ocorreu no sistema por lagoas de estabilização, sendo o sistema tratamento por digestão anaeróbia o mais indicado para as águas residuárias da suinocultura, quando se leva em consideração a emissão de GEE.

A possibilidade de redução no potencial de emissão de GEE utilizando-se o sistema de digestão anaeróbia foi de 82,8% em relação ao sistema de lagoas de estabilização.

O biofertilizante produzido no processo de tratamento anaeróbio apresentou elevada concentração de nitrogênio e potássio, caracterizando-o como fertilizante orgânico de boa qualidade, para o fornecimento desses nutrientes às plantas, embora tenha apresentado elevada concentração de Na, o que deverá ser considerado na correção do solo.

6. LITERATURA CITADA

ABREU NETO, M. S. e OLIVEIRA, R. A. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.148-161, jan./mar. 2009.

ABIPECS: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. **Relatórios Anuais/ Relatório 2009**. A suinocultura no Brasil.

ACEF, A. S.; DZIEDZI, M. A importância da utilização de créditos de carbono no Brasil. In: IX Encontro Nacional Sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente – ENGEMA, 2007. Curitiba – PR. **Anais... IX Encontro Nacional Sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente – ENGEMA, 2007.**

AGUILA, N. K. S. D. Avaliação de bactérias fototróficas em lagoas de estabilização: diversidade, purificação e identificação. 2007. 224f. Tese (Apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Hidráulica e Saneamento) 2007.

ALCÂNTARA, C. D.; LOPES, D. A. F.; MAGALHÃES, K. A.; BARBOSA, M. P.; SOARES, R. B. **Potencial do Mercado de Crédito de Carbono no Ceará**. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE), 2007. (Texto para Discussão Nº 41).

ALVES, P. **A Crise Da Suinocultura Brasileira**. 2012. Disponível em: <<http://www.forexpros.com.pt/analysis/a-crise-da-suinocultura-brasileira-5784>>. Acesso em: 23 out 2012.

ALVIM, A. M.; SANTIN, M. F. C. L. Mercado de certificações de reduções de emissões no Brasil. In: XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, 2008. **Anais... XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural**, Rio Branco - AC. 2008.

AMARAL, A. L.; SILVEIRA, P. R. S.; LIMA, G. J. M. M.; KEIN, C. S.; PAIVA, D. P.; MARTINS, F.; KICH, J. D.; ZANELLA, J. R. C.; FÁVERO, J.; LUDKE, J. V.; BORDIN, L. C.; MIELE, M.; HIGARASHI, M. M.; MORÉS, M.; COSTA, O. A. D.; OLIVEIRA, P. A. V.; BERTOL, T. M.; SILVA, V. S. **Boas Práticas de Produção de Suínos**. EMBRAPA: Centro Nacional de Pesquisa de Aves e Suínos. 2006. (Circular Técnica 50).

AMARAL, P. C. **Créditos de carbono e suinocultura brasileira: situação atual e possibilidades advindas do mecanismo de desenvolvimento limpo**, 2007, 50p. Monografia (Apresentada a Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal para graduação em Engenharia Agrônômica), 2007.

ANDRADE, F. M. O.; SANTOS, T. M. B.; CAPPI, N.; ESCHEVERRIA, J. R. Características físico-químicas do Afluente e biofertilizante de dejetos de suínos suplementados com fitase. In: Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal. **Anais...** Corumbá – MS, novembro 2010.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; WELTER, R. A. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. **Eng. Agric.**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.648-657, set./dez.2007.

ANUALPEC – **Anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: Instituto FNP, 2012.

ARAÚJO, E. N. **Rendimento do pimentão (*Capsicum annuum* L.) adubado com esterco bovino e biofertilizante**. 2005. 81f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia, do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba). 2005.

ARAÚJO, F. A. R. **Biofertilizante bovino e adubação mineral no mamoeiro e na fertilidade do solo**. 2007. 98f. Dissertação (Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba) 2009.

ASSENHEIMER, A. **Tratamento de dejetos bovinos em sistema intensivo de produção de leite com aeração mecânica**. 2007, 92f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Agronomia Universidade Estadual do Oeste do Paraná - CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON), 2007.

BARCELLOS, D. E. S. N.; BOROWSKI, S. M.; GHELLER, N. B.; SANTI, M.; MORES, T. J. Relação entre ambiente, manejo e doenças respiratórias em suínos. **Acta Scientiae Veterinariae**, 36 (Supl 1); s87-s93, 2008.

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

AVILA, A. M. H. Uma Síntese do Quarto Relatório do IPCC. **Revista Multiciência Campinas**, Ed. 8, Mudanças Climáticas, Maio 2007.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J.F.; DAMASCENO, F.A.V. Campina Grande: UFPB, 1999. 217p. (Estudos FAO. Irrigação e Drenagem, 29).

BNDS - Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. **Efeito estufa e a convenção sobre mudança do clima**. Ministério da Ciência e Tecnologia - Coordenação de Pesquisa em Mudanças Globais. 1999.

BARCELLOS, D. E. S. N.; BOROWSKI, S. M.; GHELLER, N. B.; SANTI, M.; MORES, T. J. Relação entre ambiente, manejo e doenças respiratórias em suínos. **Acta Scientiae Veterinariae**, 36(Supl 1); s87-s93, 2008.

BARTHOLOMEU, M. B.; RANIERO, L. M.; MIRANDA, S. H. G.; BARTHOLOMEU, D. B. Caracterização e estimativa de potencial para os projetos brasileiros de MDL referentes ao setor suinícola. In: XIV Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP, 2006, Piracicaba. **Anais...** XIV Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP, 2006.

BARTHOLOMEU, M. B.; RANIERO, L. M.; BARTHOLOMEU, D. B.; MIRANDA, S. H. G. Certificação ambiental no sistema agroindustrial da carne suína e potencial para participação no mercado de carbono. In: XLV Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural – SOBER, 2007. **Anais...** XLV Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural – SOBER, Londrina – PR, 2007.

BARROS, R. M; TIAGO FILHO, G. L.; NASCIMENTO, Y. D. S.; GUSHIHEN, E.; CALHEIROS, H. C.; SILVA, F. G. B.; STANO JÚNIOR, A. Estudo da produção de biogás da digestão anaeróbia de esterco bovino em um biodigestor. **Revista Brasileira de Energia**, Vol. 15, N^o. 2, 2^o Sem. 2009, pp. 95-116.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SOUZA, C. L.; ALVES, R. V.; Tratamento de dejetos de suínos em lagoas de estabilização. potencial e limitações. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005. **Anais...** Campo Grande – MS, 2005.

BASTOS ALVES, J. A.; GONCALVES, A. C.; BRAUN, M. B. S. Mercado de créditos de carbono e a atividade suinícola: uma análise do projeto de MDL da Sadia. In: VI Encontro de Economia Paranaense - VI ECOPAR, 2008. Ponta Grossa- PR. **Anais...** VI Encontro de Economia Paranaense - VI ECOPAR, 2008.

BELI, R.; HUSSAR, G. J.; HUSSAR, D. H. Redução de dco e turbidez de efluente de uma unidade suinícola empregando reator anaeróbio compartimentado (rac) seguido de filtro biológico e filtro de areia. **Engenharia Ambiental** - Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 1, p. 005-019, jan./mar. 2010

BELII FILHO, P.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDORMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos.

Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, Campina Grande, v.5, n.1, p.166-170, 2001.

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

BERNSTORFF, C. **Créditos de carbono e mecanismo de desenvolvimento limpo - MDL: captura de metano no tratamento de dejetos suínos.** 2009. 152p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Faculdade de Engenharia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro) 2009.

BERTOCINO, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, p. 152-169, 2008

BORSARI, V. **Caracterização das emissões de gases de efeito estufa por veículos automotores leves no estado de São Paulo.** 2009. 207p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Universidade de São Paulo – USP).

BORTOLI, M.; KUNZ, A.; SOARES, H. M.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R. Emissão de óxido nitroso nos processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes. **Eng Sanit Ambient**, v.17 n.1, jan/mar 2012, p. 1-6.

BULARI, J. B. Aquecimento global – O Clima dos extremos. Encontro de Estudantes y Graduados en Relaciones Internacionales del Cono Sur XIV e Encontro Nacional dos Estudantes de Relações Internacionais XIII, 2008. **Anais... XIV CONOSUR XIII ENERI.** Ribeirão Preto-SP, 2008.

CAMPOS, V. B. et al. **Esterco bovino líquido em luvisolo sódico: Resposta biométrica e produtiva do maracujazeiro amarelo.** *Idesia* [online]. 2011, vol.29, n.2, pp. 59-67. ISSN 0718-3429.

CANIATTO, A. R. M. **Minerais orgânicos e fitase como redutores do poder poluente de dejetos suínos,** 2011. 89f. Dissertação (Apresentada a Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da Universidade de São Paulo), Universidade de São Paulo, 2011.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Inventário de Emissão de Metano pela Pecuária (Fermentação Entérica e Sistemas de Manejo de Dejetos Animais) do Estado de São Paulo, 1990 a 2008.** Versão para Consulta Pública, 2011.

COSTA, L. V. C. **Biodigestão anaeróbia da cama de frango associada ou não ao biofertilizante obtido com dejetos de suínos: produção de biogás e qualidade do biofertilizante.** 2009, 86f. Dissertação (Apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias do Campus de Jaboticabal).

SCHULTZ, G. **Boas Práticas Ambientais na Suinocultura** - Porto Alegre: SEBRAE/RS, 2007. 44 p.; (Agronegócios).

DAGA, J; CAMPOS, A. T.; FEIDEN, A.; KLOSOWSKI, E. S.; CÂMARA, R. J. Análise da adequação ambiental e manejo dos dejetos de instalações para suinocultura em propriedades na Região Oeste do Paraná. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.27, n.3, p.587-595, set./dez.2007.

DAL MAGO, A.; GUSMÃO, M. C.; BELI FILHO, P.; OLIVEIRA, P. A. V.; GOSMANN, H. A. Avaliação da produção de biogás em reatores anaeróbios no tratamento de dejetos de suínos em diferentes épocas do ano. **In: I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais Geração de Energia a partir de Resíduos Animais. Anais...** Florianópolis, SC – Brasil, 2009.

DAMBRÓS JUNIOR, D. **A suinocultura no Brasil**. 2010. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/cias/index.php?option=com_content&view=article&id=5&Itemid=19>. Acesso em: 26 set 2012.

D'AMÉLIO, M. T. S. **Estudo de gases de efeito estufa na Amazônia**, 2006, 152 f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 2006.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELORO, I. L.; **Manejo de dejetos de suínos**. 1998. BIPERS, Boletim Informativo.

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

DIAS FILHO, M. B. **A fotossíntese e o aquecimento global**. EMBRAPA, 2006 (Documentos, 234).

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos Suínos**. 2002. BIPERS, Boletim Informativo.

DONG, H.; ZHU, Z.; SHANG, B; KANG, G.; ZHU, H.; XIN, H. Greenhouse gas emissions from swine barns of various production stages in suburban Beijing, China. **Atmospheric Environment** ,41, 2391–2399. 2007.

FERNANDES, J. D.; MONTEIRO FILHO, A. F.; CHAVES, L. H. G.; GONÇALVES, C. P.; CRUZ. Formulação de biofertilizante utilizando a ferramenta solver do microsoft office. **Revista Verde**, Mossoró – RN, v.6, n.4, p.101 – 105 outubro/dezembro de 2011.

FERNANDES, D. M. biomassa e biogás da suinocultura. 2012, 209f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE) 2012.

FONSECA, F. S. T.; ARAÚJO, A. R. A.; HENDGES, T. L. Análise de viabilidade econômica de biodigestores na atividade suinícola na cidade de Balsas - MA: um estudo de caso. In: SOBER - Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, 47, 2009. **Anais...** Porto Alegre-RS, 2009.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.41, n.11, p.1653-1661, nov. 2006.

HENN, A; PHILIPPI, L. S.; BELLI FILHO, P. B. Avaliação de um biodigestor seguido de esterqueira para o tratamento de dejetos de suínos no município de braço do norte/SC. In: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, 2004. **Anais...** Costão do Santinho – Florianópolis – SC, 2004.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. **Redução da Carga Poluente - Sistemas de Tratamento**. In: Milton Seganfredo. (Org.). Gestão Ambiental na Suinocultura. 1 ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, v. 1, p. 119-148. 2007.

Humane Society International (HSI). **O impacto da criação de animais para consumo no meio Ambiente e nas mudanças climáticas no Brasil- Um relatório da HSI**. 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário Brasileiro, 2006. Disponível em <www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/agropecuario.pdf>. Acesso em: 23 out 2012.

INOUE, K.R.A.; SOUZA, C.F.; MATOS, A.T.; SANTOS, N. T.; ALVES, E.E.N. Características do solo submetido a tratamentos com biofertilizantes obtidos na digestão da manipueira. **Tecnol. & Ciên. Agropec.**, João Pessoa, v.4, n.2, p.47-52, jun. 2010.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Pecuária bovina**. 2009. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2007/comentarios.pdf>> Acesso em: 03 maio 2011.

Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM). **Glossário: CO₂ equivalente**. 2013. Disponível em: <<http://www.ipam.org.br/saiba-mais/glossariotermino/CO2-equivalente-CO2e-/15>>. Acesso em: 28 fev 2013.

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC 2001 -. **Climate change 2001: the scientific basis**. United Kingdom: Cambridge University. 2001. 881p.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC 2006 - **Guidelines for Greenhouse Gas Inventories**, 2006 (Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gás Inventories).

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC 2007 - **Climate Change 2007: The Physical Science Basis - Summary For Policymakers**. Geneva. 2007.

HIGARASHI, M.M.; COLDEBELLA, A.; OLIVEIRA, P.A.V. et al. Concentração de macronutrientes e metais pesados em maravalha de unidade de suínos em cama sobreposta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.3, p.311-317, 2008.

JOSÉ, J. V.; RIBAS, M. M. F.; FREITAS, P. S. L.; FRANCISCONI JÚNIOR, J. P. Efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no solo e no desenvolvimento do milho. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, V2 N1 Jan.- Abr. 2009.

KEVIN, A. J. **How can we mitigate pig barn emissions?** 2010. In: *Allen D. Leman Swine Conference*.2010.

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

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

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Redução da carga poluente: A questão dos nutrientes. In: SEGANFREDO, M A. **Gestão Ambiental da Suinocultura**, Ed. Técnico, Brasília – DF, Embrapa Informação Tecnológica, 2007.

LANGMEAD, C. **Manure management and greenhouse gas mitigation techniques: a comparative analysis**. Climate Change Central, 2003.

LESSIN, R. C. & GHINI, R. Efeito do aumento da concentração de CO₂ atmosférico sobre o oídio e o crescimento de plantas de soja. **Tropical Plant Pathology** 34 (6) November - December 2009.

LIMA, M. G. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.19, n. 3, p.451-472, set./dez. 2002.

LIMA, L. S.; IZÁRIO FILHO, H. J.; CHAVES, F. J. M. Determinação de demanda bioquímica de oxigênio para teores $\leq 5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$. **Revista Analytic**, Outubro/Novembro 2006, Nº25.

LIMA, J. S.; RODRIGUES, M. G. Mercado de crédito de carbono e sustentabilidade socioambiental empresarial. In: VI Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 2009, Resende. **Anais...** VI Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 2009.

LOVATTO, P. A. **Suinocultura Geral**. 1º ed. Santa Maria: CCR, 1996. 165 p.

LUCAS JUNIOR, J. Aproveitamento energético de resíduos da suinocultura. In: Congresso Brasileiro de engenharia Agrícola, 27, 1998, Poços de Caldas – MG. **Anais...** UFLA/SBEA, 1998. P. 81-87.

LUCAS JUNIOR, J. **Manejo de Dejetos em Suinocultura: Biodigestores.** 2004. (Palestra).

LÜDKE, I.; SOUZA, R. B.; RESENDE, F. V.; DELVICO, F. M. S.; MEIRELES, S. M.; BRAGA, D. O. Produção orgânica de alface americana fertirrigada com biofertilizantes em cultivo protegido. **Hortic. bras.**, v. 27, n. 2 (Suplemento - CD Rom), agosto 2009.

MACHADO, P. L. O de A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Quim. Nova**, Vol. 28, No. 2, 329-334, 2005.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DENÍCULI, W.; TINÔCO, I. F. F. Operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.10, n.2, p.472–478, 2006.

MARANI, L. 2007. **Estudo da Emissão de Metano no Pantanal Sul – Matogrossense.** 2007, 108p. Tese (Pós-Graduação em Geofísica Espacial do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais- INPE). São José dos Campos-SP.

MARROCOS, S. T. P. **Composição de biofertilizante e sua utilização via fertirrigação em meloeiro.** 2011, 62f. Dissertação (Apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido, como parte das exigências para obtenção do grau de Mestre em Agronomia) 2011.

MARQUES, F. M. R.; PARENTE, V.; SILVA, C. C. Perspectivas do tratamento de dejetos suínos através de biodigestores em projetos de captura de carbono no Brasil. In: 1st International Work 2 shop | Advances in Cleaner Production, 2007. **Anais...** 1st International Work 2 shop | Advances in Cleaner Production, 2007.

MARTINS, A. P. Transmissão de preços na cadeia produtiva de suínos. 2010, 88 f. Mestrado (Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada da Universidade Federal de Viçosa).

MASSÉ, D. I.; CROTEAU, F.; PATNI, N. K.; MASSÉ, L. Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10°C and 15°C. **Canadian Biosystems Engineering**, v. 45, 2003.

MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório.** Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012.

MATOS, A. T. **Poluição Ambiental: impactos no meio físico.** Viçosa, MG: Ed. UFV, 2010.

MATOS, A. T. de. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: AEAMG/DEA/UFV, caderno didático n. 37, 43, 2006.

MATTOS, L. B. R. **A importância do setor de transportes na emissão de gases do efeito estufa - o caso do município do Rio de Janeiro**, 2001, 179p. Dissertação (Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro).

MEDEIROS, D. D. V. **Avaliação da eficiência de lagoas de estabilização no tratamento de resíduos esgotados de fossas sépticas**. 2009. 96 f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2009.

MIELE, M; MACHADO, J. S. Panorama da carne suína brasileira. **Especial Suinocultura**, janeiro de 2010.

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

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

MOREIRA, E. M. **A Atuação do Brasil no Regime Internacional de Mudanças Climáticas de 1995 a 2004**. 2009, 256p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Relações Internacionais, UNESP, UNICAMP, PUC-SP).

NASCIMENTO, R. C. O uso do biofertilizante em solos agrícolas do cerrado da região do Alto Paranaíba (MG). **B.goiano.geogr**. Goiânia, v. 30, n. 2, p. 55-66, jul./dez. 2010

OLIVEIRA, P. A. V. .Produção e manejo de dejetos de suínos. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2001. **Anais...** Jaboticabal - SP. SBZ. Piracicaba - SP: FEALQ, 2001. p. 164-177.

OLIVEIRA, P. A. V.; NUNES, M. L. A. Sustentabilidade ambiental da suinocultura. In: Seminário Internacional sobre Produção, Mercado e Qualidade da Carne de Suínos, 2002. **Anais...** Florianópolis - SC. Concórdia - SC: Embrapa Suínos e Aves, 2002. p. 63-71.

OLIVEIRA, P. A. V. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. Concórdia: Embrapa Centro Nacional de Pesquisa de Aves e Suínos, 2004.109 p.

OLIVERIA, P. A. V.; SILVA, A. P. **As edificações e os detalhes construtivos para o manejo de dejetos na suinocultura**. Concórdia: Embrapa Centro Nacional de Pesquisa de Aves e Suínos, 2006. (Documentos 113).

OLIVERIA, P. A. V.; SILVA, A. P.; PERDOMO, C. C. **Aspectos Construtivos na produção de suínos visando aos aspectos ambientais de manejo dos dejetos.** In: SEGANFREDO, M. A. (Org.) Gestão ambiental na suinocultura. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 179-215 p.

OLIVERIA, P. P. A.; PEDROSO, A. F. P.; ALMEIDA, R. G. et al., Emissão de gases nas atividades pecuárias. In: Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais II. **Anais... II SIGERA** 15 a 17 de março de 2011 - Foz do Iguaçu, PR. Volume I – Palestras.

OLIVEIRA, M. M. **Estudo da inclusão de compartimentos em biodigestores modelo canadense.** 2012. 118f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Processos, Área de Concentração em Desenvolvimento de Processos Agroindustriais e Ambientais, da Universidade Federal de Santa Maria). 2012.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.30, n.3, p.546-554, maio/jun. 2010.

ORTIZ, F. C. G.; CAPPI, N.; SANTOS, T. M. B.; XAVIER, C. A. N.; SILVA, P. P. Avaliação físico-química do biofertilizante de dejetos de aves alimentadas com milho com diferentes granulometrias. In: II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA. **Anais... II SIGERA**, Foz do Iguaçu – PR, 2011.

PAIVA, G. B. **Mecanismo de desenvolvimento limpo, tratamento de esgoto e desenvolvimento sustentável: um estudo econômico.** 2008, 144p. Dissertação (Pós-Graduação em Economia do Centro de Ciências Jurídicas e Econômicas da Universidade Federal do Espírito Santo).

PEIXOTO, A. M da C. **Efeito de Estufa e Aquecimento Global: Um estudo com alunos de Física e Química de 3.º Ciclo e Secundário.** 2009, 164p. Dissertação (Mestrado em Física, Universidade do Minho).

PERDOMO, C. C. **Sugestões para o manejo, tratamento e utilização de dejetos suínos.** EMBRAPA: Centro nacional de Pesquisa de Aves e Suínos. Instruções Técnicas para o Suinocultor, 1999 (Área de Comunicação Empresarial).

PEREIRA, E. R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola.** 2006, 130f. Tese (Apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Agronomia da Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”).

PEREIRA, E. M. de O.; EZEQUIEL, J. M.; FEITOSA, BIAGIOLI. B.; FEITOSA, J. Determinação *in vitro* do potencial de produção de metano e dióxido de

carbono de líquido ruminal proveniente de bovinos de diferentes categorias. **Arch. Latinoam. Prod. Anim.** Vol. 14 (4): 120-127, 2006.

PEREIRA, B. D.; MAIA, J. C. S.; CAMILO, R. Eficiência técnica na suinocultura: Efeitos dos gastos com meio ambiente e da renúncia fiscal. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.12, n.2, p.200–204, 2008.

PRESTES, R. M. **Análise da sustentabilidade ambiental da suinocultura com base no balanço de N e P e na percepção dos agricultores no município de frederico westphalen/RS.** 2010, 80f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Universidade Comunitária Regional de Chapecó-PR). Chapecó-PR, 2010.

QUADROS, D. G.; OLIVER, A. P. M.; REGIS, U.; VALLADARES, R.; SOUZA, P. H. F.; FERREIRA, E. J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.14, n.3, p.326–332, 2010.

RIBEIRO, L. da SILVA. **O impacto do gás natural nas emissões de gases de efeito estufa: o caso do município do rio de janeiro.** 2003, 261p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro).

ROBIN, P. **Emissão de gases do efeito estufa (GEE) na produção de suínos e aves.** AveSui, 2010, Palestra. Disponível em: <http://www.suinoindustrail.com.br/PortalGessulli/WebSite/Noticias/emissao-de-gee-na-producao-animal-e-abordada-por-especialista-mundial-durante-a-avesui-2010,20100504095139_M_610,20081118090826_T_203.aspx>. Acesso em 10 dez 2010.

RODRIGUES, A. K S.; AMARAL, C. R. A.; SILVA, J. G. S.; TENÓRIO, A. P. M. Utilização sustentável dos dejetos da produção de suínos – revisão de literatura. In: X Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão da UFRPE - J E P E X 2010. Recife-PE. **Anais...** X Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão da UFRPE.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; SANTOS, R. L .H.; GOULART, D. B.; OLIVEIRA, P. R.; VON SPERLING, M.; FONTES, D.O. Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.61, n.6, p.1428-1433, 2009.

SALGADO, J. M., REIS, R. P., FIALHO, E. T. Perfil tecnológico e gerencial da suinocultura do Vale do Piranga (Zona da Mata) de Minas Gerais. Organizações Rurais & Agroindustriais - **Revistas de Administração da UFLA**, v.5- n.2- julho/dezembro. 2003.

SAMPAIO, C. A. P.; NÄÄS, I. A.; NADER, A. gases e ruídos em edificações para suínos - aplicação das normas NR- 15, CIGR E ACGIH1. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.25, n.1, p.10-18, jan./abr. 2005

SANTOS, A. R. S.; OLIVEIRA, R. C. Créditos de carbono: uma abordagem da mensuração contábil em empresas brasileiras. In: Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XIII e Encontro Latino Americano de Pós-Graduação, OIX, 2009. **Anais...** Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XIII e Encontro Latino Americano de Pós-Graduação, IX, Universidade do Vale do Paraíba. 2009.

SENGIK, E. S. **Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas**. 2003. Universidade Estadual de Maringá – NUPEL. Versão eletrônica.

SILVA-OLAYA, A. M. **Emissão de dióxido de carbono após diferentes sistemas de preparo do solo na cultura da cana-de-açúcar**. 2010, 101p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação da Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”).

SILVA, F. L. **Lagoas de estabilização de dejetos de suínos: avaliação da eficiência de um sistema empregando parâmetros físico-químicos e biológicos**. 2003, 58f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Medicina Veterinária), Universidade Federal de Minas Gerais. 2003.

SILVA, G. P. & MARQUES, S. M. Impacto dos maus odores decorrentes da suinocultura na saúde de moradores rurais no município de Concórdia, Santa Catarina, Brasil. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.3, n.2, p. 135-141, 2004.

SILVA, A. F.; PINTO, J. M.; FRANÇA, C. R. R. S.; FERNANDES, S. C.; GOMES, T. C. A.; SILVA, M. S. L.; MATOS, A. N. B. **Preparo e Uso de Biofertilizantes Líquidos**. Embrapa Semi-Árido, Petrolina –PE, 2007. (Comunicado Técnico 130).

SILVA, R. W. da C.; PAULA, B. L. Causa do aquecimento global: Antropogênica versus natural. **Terra e Didática** v. 5, 1; 42-49p., 2009.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª Ed. revisada e ampliada – Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P. R.; ASTONI, D. M. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.14, n.10, p.1094–1100, 2010.

SILVA, F. M. F. **Matéria orgânica na cafeicultura**. 2010, 38f. TCC (Apresentado ao Curso Superior de Tecnologia em Cafeicultura, do Instituto

Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, para obtenção do título de Graduado em Tecnologia em Cafeicultura), 2010.

SILVA, E. M.; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.67-73, jan./fev. 2010.

SILVEIRA, M. Tecnologia sustentável: **Dejetos tratados diminuem emissão de GEE. In: Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, RIO+20, 2012.** Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2012.

SMITH, P. Soils as carbon sinks: the global context. **Soil Use and Management** V. 20, p. 212-218. 2004.

SCHERER, E. E. **Aproveitamento dos dejetos suínos como fertilizante.** EMBRAPA Documentos, Concórdia, v. 32, p. 33-37, 1994.

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

SOUZA, I. F. Caracterização da qualidade do efluente tratado por lagoas de estabilização de esgoto no campus da UNESP, Botucatu - SP. **Tekhne e Logos**, Botucatu, SP, v.3, n.3, Novembro. 2012.

SOUSA, F. A. **Tratamento e reaproveitamento de resíduos de suínos como biofertilizante na cafeicultura.** 2010. 38f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri). 2009.

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

SOUZA, A. M. **Análise do nível de conhecimento dos alunos do Curso técnico em agropecuária do CEFET/Januária/MG, com relação às questões ambientais, geradas pelos dejetos de suínos.** 2008. 78 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Educação Agrícola, área de concentração em Educação Agrícola, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro) 2008.

SOUZA, C. V. **Análise ambiental e energética do tratamento de dejetos líquidos de suínos.** 2009. 47f. Dissertação (Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri) 2009.

TALAMINI, T J D; MARTINS, F M; ARBOIT, C; WOLOZSYN, N. Custos agregados da produção integrada de suínos nas fases de leitões e de

terminação. **Custos e @gronegocio on line**, v.2 – Edição Especial - Out - 2006.

TOLENTINO, M; ROCHA FILHO, R. C. a química no efeito estufa. **Química Nova na Escola** n. 8, novembro 1998.

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

UFCCC. UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **GHG emission reductions from manure management systems**. 2004.

VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A.; VIVES, C. A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. **Waste Manag**; 2008, 28(4):759-66.

VIEIRA, S. S.; ZOTTI, C. A.; PAULINO, V. T. **Práticas de manejo para minimizar a emissão de gases do efeito estufa associadas ou não ao uso de fertilizantes**. 2010. Apostila (Disciplina Ecologia de pastagens, curso de pós-graduação em produção animal sustentável), Instituto de Zootecnia, APTA/SAA.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 1996, 243 p.

ZANELLA, M. G. **Ambiente institucional e políticas públicas para o biogás proveniente da suinocultura**. 2012. Dissertação (Apresentada ao Programa de PósGraduação em Bioenergia da Universidade Estadual do Oeste do Paraná), UNIOESTE/Campus de Toledo, 2012.

ZONTELLI, C. T.; COSTA, R. H. R.; HOFFMANN, D. M.; PERDOMO, C. C.; RAFIKOV, M. Desempenho de lagoa facultativa com aeração no tratamento de dejetos suínos. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, XXVII. **Anais...**Cancún – México, octubre de 2002.

APÊNDICE

Resumo da análise de variância dos dados do afluente para o pH,CE, N, P, K, Na, DBO, DQO, ST, SF, SV, COT, E_{CH4} e E_{N2O}

FV	GI	Quadrado Médio						
		pH	CE	N	P	K	Na	DBO
Bloco	6	0,2963	4,4587	1697818,0	5.6173	640407,1	823511,9	41342650,0
Tratamento	1	0,0073 ^{ns}	0,4340 ^{ns}	5748745,0 ^{ns}	1.8105 ^{ns}	132114,3 ^{ns}	271607,1 ^{ns}	131946300,0 ^{ns}
Resíduo	6	0,0972	3,1551	2583670,0	0,9596	1132714,0	309107,1	30682030,0
CV(%)		3,98	19,03	81,52	64,35	107,42	93,21	75,97

Continuação

FV	GI	Quadrado Médio						
		DQO	ST	SF	SV	COT	E _{CH4}	E _{N2O}
Bloco	6	246765500,0	76576370,0	3392308,0	48890340,0	25764410,0	1556284	894,9
Tratamento	1	246765500,0 ^{ns}	343173600,0 ^{ns}	18745710,0 ^{ns}	201506900,0 ^{ns}	115462100,0 ^{ns}	9541244 ^{ns}	3552,0 ^{ns}
Resíduo	6	348406100,0	146469400,0	7685721,0	87410510,0	49280200,0	3214409	1438,7
CV(%)		94,90	78,49	67,08	82,83	78,49	75,26	86,51

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

Resumo da análise de variância dos dados dos efluentes para pH,CE, N, P, K, Na, DBO, DQO, ST, SF, SV, COT, E_{CH4} e E_{N2O}.

FV	GI	Quadrado Médio						
		pH	CE	N	P	K	Na	DBO
Bloco	6	0,3744762	6,392459	88935,24	5,004567	30848,43	45841,67	688581,0
Tratamento	1	2,66**	200,06**	7130448**	11,24 ^{ns}	927515,2**	495944,6*	8162970*
Resíduo	6	0,3053714	5,53	80041,49	4,97	59083,91	46448,81	696857,9
CV(%)		2,82	44.81	36.85	235,52	60,16	87,07	102.22

Continuação

FV	GI	Quadrado Médio							
		DQO	ST	SF	SV	COT	E _{CH4}	E _{N2O}	
Bloco	6	4905530	882330,0	34175,34	708734,7	296863,3	195204,4	372,55	
Tratamento	1	301588900**	307244000**	49495380**	110104800**	103373400*	3299724*	4468,4*	
Resíduo	6	4387621	882095,7	34176,93	708560,9	296784,5	179414,2	657,05	
CV(%)		41,68	20,04	9,82	30,01	20,04	66,73	72,46	

^{ns} Não significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F; **Significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; * Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.