

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES DE SUÍNOS EM SOLO:
ESTUDO DE CASO**

BRUNO MARCHI

**CAMPINAS - SP
FEVEREIRO DE 2010**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES DE SUÍNOS EM SOLO:
ESTUDO DE CASO**

Dissertação de Mestrado Submetida à Banca
Examinadora para Obtenção do Título de
Mestre em Engenharia Agrícola, na Área de
Concentração de Água e Solo.

BRUNO MARCHI

Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston

**CAMPINAS – SP
FEVEREIRO DE 2010**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

M332d Marchi, Bruno
Disposição de efluentes da suinocultura em solo:
estudo de caso / Bruno Marchi. --Campinas, SP: [s.n.],
2010.

Orientador: Denis Miguel Roston.
Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Tratamento de efluentes. 2. Suínos. 3. Resíduos -
Eliminação no solo. 4. Solo - Contaminação. 5. Água -
Reutilização. I. Roston, Denis Miguel. II. Universidade
Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia
Agrícola. III. Título.

Título em Inglês: Disposition of swineculture wastewater in soil: case study
Palavras-chave em Inglês: Wastewater treatment, Pigs, Waste - Disposal in soil, Soil -
Contamination, Water - Reuse

Área de concentração: Água e Solo

Titulação: Mestre em Engenharia Agrícola

Banca examinadora: José Euclides Stipp Paterniani, Bruno Coraucci Filho

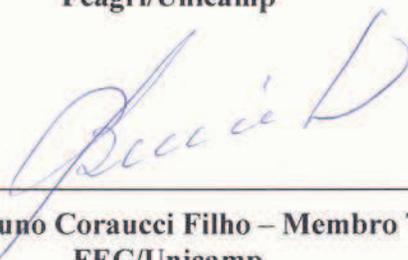
Data da defesa: 24/02/2010

Programa de Pós Graduação: Engenharia Agrícola

Este exemplar corresponde à redação final da **Dissertação de Mestrado** defendida por **Bruno Marchi**, aprovada pela Comissão Julgadora em 24 de fevereiro de 2010, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.



**Prof. Dr. Denis Miguel Roston – Presidente e Orientador
Feagri/Unicamp**



**Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho – Membro Titular
FEC/Unicamp**



**Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani - Membro Titular
Feagri/Unicamp**

**Aos meus pais Francisco e Nelsa de quem lembro todos os dias com carinho, ao meu irmão
Marcelo pelo apoio, estímulo e compreensão, dedico.**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston, pela orientação.

Ao Dr. Rinaldo de Oliveira Calheiros, pelo convívio e ensinamento durante meu estágio realizado no Instituto Agronômico de Campinas – IAC, o qual possibilitou a realização deste trabalho de pesquisa.

À Profª Ms Silvana Perissatto Meneghin, pela condução das análises deste projeto, dedicação e profissionalismo.

Ao Cleverson, Adriano e André, pela valiosa colaboração.

Ao Leonardo, técnico agrícola do Instituto Agronômico de Campinas – IAC, pelos incontáveis auxílios.

Agradeço.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURA.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	ix
RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 Objetivo Geral.....	4
2.2 Objetivos Específicos.....	4
3 REVISÃO LITERATURATURA.....	5
3.1 Suinocultura.....	5
3.2 Dejetos Suínos.....	6
3.3 Produção Quantitativa do Dejeto.....	8
3.4 Caracterização dos Dejetos de Suínos.....	9
3.5 Lançamento de Efluentes em Corpo Hídrico.....	11
3.5.1 Principais Indicadores de Poluição e Contaminação.....	13
3.6 Utilização de Efluente de Suínos como Fertilizante.....	13
3.7 Contaminação do Solo.....	15
3.8 Sistema de Tratamento e Reúso de Efluentes de Suínos.....	16
3.8.1 Lagoa Anaeróbia.....	17
3.8.2 Lagoa Facultativa.....	18
3.9 Diretrizes Microbiológicas.....	19
3.10 Biomassa Microbiana de Carbono	21
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4.1 Local do Estudo.....	23
4.1.1 Uso da Água na Granja.....	23
4.2 Sistema de Tratamento de Efluentes da Fazenda São Carlos.....	24
4.2.1 Sistema de Tratamento Lagoa Anaeróbia.....	25
4.2.2 Sistema de Tratamento Lagoa Facultativa.....	26
4.2.3 Sistema de Tratamento Lagoa de Maturação.....	26

4.3	Análise do Efluente Provindos da Granja de Suínos.....	27
4.4	Descrição do Experimento.....	28
4.4.1	Características da Cultura Agrícola.....	29
4.4.2	Delineamento Experimental.....	29
4.4.3	Tratamentos Utilizados.....	30
4.4.4	Efluentes Utilizados.....	31
4.4.5	Aplicações de Efluentes.....	32
4.5	Análise da Microbiota Rizoeférica.....	34
4.5.1	Metodologia.....	36
4.5.2	Amostragem de Solo.....	37
4.6	Determinação da Biomassa Microbiana do Solo.....	37
4.7	Quantificação dos microrganismos.....	38
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
5.1	Análise do Efluente.....	40
5.2	Disposição de Efluentes de Suínos em Corpos Hídricos.....	41
5.3	Análise do Efluente como Fertilizante.....	42
5.4	Resultados Biomassa Microbiana do Solo	46
5.5	Bactérias Totais.....	47
5.6	Fungos Totais.....	50
5.7	Volume de Efluentes Suinícolas Disposto em Solo Agrícola.....	52
5.8	Aplicação de Efluentes Segundo a Organização Mundial da Saúde.....	53
6	CONCLUSÕES.....	54
6.1	Lançamento de Efluentes em Corpo Hídricos.....	54
6.2	Utilização como fertilizante.....	54
6.3	Degradação da Matéria Orgânica.....	55
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Higienização das Edificações.....	24
Figura 2.	Dessedentação dos Animais.....	24
Figura 3.	Foto da Lagoa Anaeróbia.....	25
Figura 4.	Foto da Lagoa Facultativa.....	26
Figura 5.	Foto da Lagoa de Maturação.....	27
Figura 6.	Delineamento do Experimental.....	29
Figura 7.	Croqui da Parcela Experimental.....	30
Figura 8.	Caixa de Diluição.....	31
Figura 9.	Derivação da Tubulação de Saída da Lagoa Anaeróbia.....	32
Figura 10.	Foto dos Hidrômetros.....	33
Figura 11.	Filtro Hidrômetro.....	34
Figura 12.	Amostragem de Solo.....	37
Figura 13.	Resultados da Biomassa Microbiana.....	44
Figura 14.	Resultados de Bactérias Totais.....	47
Figura 15.	Foto para Bactérias Totais Ensaio 1.....	48
Figura 16.	Foto para Bactérias Totais Ensaio 2.....	48
Figura 17.	Foto para Bactérias Totais Ensaio 3.....	49
Figura 18.	Foto para Bactérias Totais Ensaio 4.....	59
Figura 19.	Resultado para Fungos Totais.....	50
Figura 20.	Foto para Fungos Totais Ensaio 1.....	51
Figura 21.	Foto para Fungos Totais Ensaio 2.....	51
Figura 22.	Foto para Fungos Totais Ensaio 3.....	52
Figura 23.	Foto para Fungos Totais Ensaio 4.....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Principais Países Produtores de Carne Suína.....	6
Tabela 2.	Produção Média Diária de Dejetos nas Diferentes Fases Produtivas dos Suínos.....	9
Tabela 3.	Características de Dejetos Suínos, Expresso por 1000 Kg de Peso Vivo.....	9
Tabela 4.	Características do Efluente de Suínos (Fezes + Urinas).....	10
Tabela 5.	Conteúdo Médio de Nutrientes (NPK) dos Dejetos de Suínos, de Acordo com o Teor de Sólidos:.....	15
Tabela 6.	Níveis de monitoramento (E. coli por 100 mL de águas tratadas) para os vários níveis de tratamento, nas categorias de A a H	19
Tabela 7.	Análise físico-químico do Sistema de Tratamento de Efluentes.....	28
Tabela 8.	Valores de Referências para Cálculo de Aplicação de Efluentes	31
Tabela 9.	Aplicação Total de Efluentes por Tratamentos	33
Tabela 10.	Comparação de Análise Físico-Químico de acordo com as Legislações.....	41
Tabela 11.	Comparação de Efluentes com Parâmetros de Irrigação.....	43

MARCHI, B. **Disposição de efluente da suinocultura em solo: estudo de caso.** FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2010. (Dissertação de Mestrado)

RESUMO

O presente trabalho discorre sobre o estudo de caso realizado em propriedade suinícola, situada no município de Descalvado – S.P., onde, desenvolveu-se em várias frentes, compreendendo-se em um estudo qualitativo dos efluentes provindos da produção zootécnica de suínos através de análises físico-químicas. Posteriormente compararam-se os parâmetros qualitativos dos efluentes de suinocultura com os parâmetros exigidos pelo Artigo 18 do decreto nº8. 468, de 8 de Setembro de 1976 do Estado de São Paulo e com o a Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005, os quais apresentam critérios para a disponibilização de efluentes em corpos hídricos.

Em seguida avaliou-se a eficiência do sistema de tratamento de efluentes (lagoas de estabilização) utilizados pela propriedade rural, através de análise físico-químicas, realizadas na saída de cada lagoa: lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação, e a possibilidade de disposição em solo agrícola, do efluente tratado, como fertilizante.

Ainda, o estudo objetivou-se em analisar o efeito da aplicação de diferentes taxas aplicações de efluentes de suínos na microbiota rizosférica do solo cultivado com citrus, utilizando-se como metodologia de avaliação a técnica de diluição em série de solo e plaqueamento em meios de cultura e determinação do C da biomassa microbiana.

As taxas hidráulicas utilizadas no experimento classificam-se como - Tratamento 1 (T1), irrigado com água proveniente do açude; Tratamento 2 (T2), utilizada diluição de 50% água e 50 % efluentes, para uma taxa de aplicação de 50m³/ha de água e 50m³/ha de efluentes; Tratamento 2 (T2), utilizada diluição de 50% água e 50 % efluentes, para uma taxa de aplicação 150m³/ha de água e 150m³/ha de efluentes; Tratamento 2 (T2), utilizada diluição de 50% água e 50 % efluentes, para uma taxa de aplicação de 300m³/ha de água e 300m³/ha de efluentes.

Em posse das análises físico-químicas dos efluentes provindos da granja de suínos constatou-se que os mesmos, apresentavam parâmetros acima dos recomendados para lançamento em

corpos hídricos, não atendendo as recomendações de lançamentos indicadas pelas legislações acima citadas.

A análise do efluente como potencial fertilizante indicou valores superiores aos recomendados para a disposição em solo agrícola.

Verificou-se que a quantidade de bactérias e fungos totais não se alterou significativamente, inferindo-se que os aumentos do volume de efluentes lançados no solo podem ser uma alternativa para os efluentes gerados em granjas agrícolas.

Por fim, constatou-se que ao C da biomassa microbiana apresentou decréscimo com a aplicação de das diferentes taxas de irrigação, demonstrando um a ciclagem de nutrientes e a disponibilidade para o sistema solo-planta.

Palavras-Chave: Tratamento de efluentes, Suínos, Resíduos - Eliminação no solo, Solo – Contaminação, Água - Reutilização.

ABSTRACT

This paper discusses the case study carried out in pig ownership, in the municipality of Descalvado - SP, where it was developed on several fronts, including in a qualitative study of effluent emanating from the zootechnical production of pigs by means of physical analysis and chemical. Later we compare the qualitative parameters of effluent of swine with the parameters required by Article 18 of Decree No. 8. 468, 8 September 1976 of the State of Sao Paulo and Article 15 of CONAMA Resolution No. 357 of 17 March 2005, which present criteria for the release of effluents into water bodies.

Then we evaluated the efficiency of sewage treatment (waste stabilization ponds) used by the farm, through physical-chemical analysis carried out in the output of each lagoon, anaerobic lagoon, facultative pond and maturation pond, and the possibility of available in agricultural soil, the treated effluent as fertilizer.

Still, the study objective was to examine the effect of different concentrations of radioactive pig microbiota in soil cultivated with citrus, using as a methodology for evaluating the technical dilution series of soil and plated on culture media and determination of microbial biomass C (MBC).

The concentrations used in the experiment to be classified as - Treatment 1 (T1), irrigated with water from the dam; Treatment 2 (T2) used dilution of 50% and 50% water effluent to a application rate of water and 50m³/ha 50m³ / ha of effluent treatment 2 (T2) used dilution of 50% and 50% water effluent to a application rate of 150m³/ha water and 150m³ / ha of effluent treatment 2 (T2) used dilution of 50% 50% water and effluent to a application rate of 300m³/ha water and 300m³ / ha of effluent.

In possession of the physical-chemical analysis of effluent emanating from the pig farm was found as these parameters presented above those recommended for release in water bodies not meeting the recommendations release indicated by laws noted above.

The analysis of the effluent as a potential fertilizer showed higher values than those recommended for the provision of agricultural soil.

It was found that the quantity of total bacteria and fungi did not change significantly, implying that increases the volume of effluents discharged into the soil may be an alternative for waste generated in agricultural farms.

Finally, it was found that the microbial biomass was decreased by the application of the different rates of irrigation, showing a nutrient cycling and availability for the soil-plant system.

Keywords: Wastewater treatment, Pigs, Waste - Disposal in soil, Soil - Contamination, Water - Reuse

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a criação de suínos vem progredindo rapidamente. A expansão do setor é atribuída ao pequeno espaço que os animais necessitam para seu crescimento e desenvolvimento, bem como pelo fato de ser uma fonte de proteína de baixo custo conjugada a uma carne saborosa.

Atualmente, o Brasil é o quinto maior produtor mundial de suínos (USDA – United States Department of Agriculture 2007). Na liderança deste plantel está China, Estados Unidos, Alemanha, e Espanha. Segundo o IBGE, em 2006 o efetivo de suínos apresentou-se em 35,2 milhões de unidades, 3,3% maior o registrado no ano anterior. Somente o Estado de São Paulo somava 1.727.955 cabeças, o equivalente a 4,9 % do total nacional, no ano de 2006.

Com as altas demandas do consumo interno e das exportações, a suinocultura passou por mudanças, adequando-se aos padrões de qualidade internacionais, sofrendo alterações de níveis tecnológico, genético, nutricional, manejo e sanitário, a fim de que tais animais obtivessem o máximo de produção.

O desenvolvimento da suinocultura apresenta-se como um fator econômico importante, uma vez que gera multiplicação de renda e emprego em todos os setores. A suinocultura brasileira vem desenvolvendo, nas últimas décadas, significativas mudanças na estrutura organizacional do setor primário de produção, em detrimento da especialização da produção e procura por economias de escala.

Concernente ao aumento mundial da produção de carnes, a demanda por água também cresce de maneira constante. Entretanto, os suprimentos globais encontram-se limitados, e sua disponibilidade vem se tornando uma questão preocupante para um número cada vez maior de países. O Brasil atualmente representa uma posição privilegiada quanto ao volume de recursos hídricos, possuindo cerca de 13,5% da disponibilidade hídrica superficial mundial. Em contrapartida, mais de 73% dessa água doce encontra-se na Bacia Amazônica, habitada por menos de 5% da população total brasileira. Portanto, segundo FREITAS & SANTOS (1999), apenas 27% dos recursos hídricos brasileiros estão disponíveis para 95% da população.

Em inúmeras regiões do nosso planeta as disponibilidades hídricas de qualidade estão sendo superadas pelas demandas. O problema crucial na criação de suínos reside no apreciável volume de dejetos produzido e na sustentabilidade de sua produção. Por outro lado, pode-se avaliar, também, as conseqüências negativas do manejo e da disposição inadequados deste resíduo, como a liberação direta em corpos hídricos, com riscos sanitários e de poluição.

A falta de manejo adequado dos resíduos, quando lançados em corpos d'água, é capaz de causar sérios desequilíbrios ecológicos em vários países, dentre eles o Brasil, que apresenta um grande potencial para atender à demanda mundial crescente por proteínas de origem animal.

Para que a produção de dejetos não ofereça impactos ao meio ambiente é necessário criar novos sistemas de tratamento, ou adotar técnicas de manejo do dejetos provenientes de granjas produtoras e indústrias.

Segundo MANCUSO; SANTOS (2003), uma das alternativas que se têm apontado para o enfrentamento do problema é o reuso da água, importante instrumento de gestão ambiental do recurso água e detentor de tecnologias já consagradas para a sua adequada utilização.

A aplicação no solo constitui uma das práticas pioneiras de tratamento ou disposição final de esgotos sanitários. De acordo com BASTOS (1999), as “fazendas de esgotos”, como ficaram conhecidas as primeiras experiências na Inglaterra, no início do século XIX, logo se espalharam por toda Europa e Estados Unidos.

Os nutrientes contidos em águas recuperadas, oriundas de efluentes urbanos e/ou produção zootécnica, dispõem valor potencial para produções agrícolas e desenvolvimento de campos gramados. Por outro lado, o uso da água para fins agrícolas, em determinadas situações, é pouco exigente com relação à sua qualidade. A prática agrícola se satisfaz, em muitos casos, com padrões básicos de qualidade de água. Desta forma, a utilização na agricultura de lançamentos de esgoto sanitário se expande a cada dia.

Apesar dos estudos científicos sobre o assunto, também na área rural, a contaminação do solo, das águas de superfície e subterrâneas decorrentes do não tratamento de efluentes domiciliares e principalmente dos efluentes gerados por atividades zootécnicas, é uma realidade que preocupa diversos setores da sociedade.

Diante deste quadro, faz-se necessário o desenvolvimento de sistemas de gerenciamento de águas residuárias eficientes, de baixo custo e de construção e operação simplificada, a partir de materiais de aquisição fácil e mão-de-obra não especializada.

A temática de reuso de efluentes de produção zootécnica em solo agrícola no Brasil permanece em fase de estudos, sem diretrizes para o atendimento às legislações vigentes. Para tanto, a busca pelo manejo em condições nacionais, deve assegurar melhores condições para a maximização de recursos hídricos brasileiros. Como consequência, cada vez mais se apresenta de maneira relevante a necessidade de mecanismos que auxiliem e elevem o potencial de uso de efluentes em substituição da utilização da água tratada e potável.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

O objetivo desse trabalho foi apresentar parâmetros de disposição de efluentes de suínos em solo.

2.2 Objetivos Específicos

- Apresentar diretrizes para o gerenciamento de efluentes suinícolas em granjas, que não contenham sistema de tratamento de efluentes;
- Avaliar o potencial fertilizante do uso de dejetos de suínos na fertirrigação do solo;
- Analisar o efeito da aplicação de diferentes volumes de dejetos de suínos na microbiota rizosférica do solo cultivado com citrus, por meio de deposição de efluentes de suínos no solo – sistema de irrigação por gotejamento – utilizando-se como metodologia de avaliação, técnicas de diluição em série de solo, plaqueamento em meios de cultura, e determinação do C da biomassa microbiana (CBM).

3 REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo visa abordar os principais pontos envolvidos no projeto, como a suinocultura, lagoas de estabilização, legislação de lançamento de efluentes em corpos hídricos, microrganismos no solo e parâmetros físico-químicos monitorados.

3.1 Suinocultura

A produção mundial de carne suína, em 2004, foi de 88,30 milhões de toneladas, obtidas em um plantel de aproximadamente 807 milhões de animais. Do total, 56,20% foram produzidas na Ásia, detentora de 62,94% do plantel mundial de suínos. O continente europeu foi responsável por 26,70% da produção e por 22,47% do plantel, seguido do continente americano (16,64% e 14,19% respectivamente) e a Oceania (0,44% e 0,39%), segundo dados de ANUALPEC (2004).

Em termos mundiais, a China se apresentou no ano de 2004 como o maior produtor mundial de carne suína - 44,93 milhões de toneladas ou 50,89% do total mundial. Os dez maiores produtores mundiais (China, Estados Unidos, Alemanha, Espanha, Brasil, França, Canadá, Rússia, Holanda e Polônia) concentraram, no mesmo ano, mais de 82,58% da população mundial de suínos, tendo produzido juntos, 72,92 milhões de toneladas de carne suína. Os principais países e produtores de carne suína são apresentados na tabela 1.

No Brasil, a suinocultura caracteriza-se como atividade predominante de pequenas propriedades rurais, apresentando diferenças nos sistemas de produção, em decorrência dos diversos níveis tecnológicos e gerenciais, conforme TAKITANE & SOUZA (2000). Trata-se de uma atividade importante do ponto de vista social, econômico e, especialmente, como instrumento de fixação do homem no campo. Cerca de 80 % dos suínos são criados em propriedades de 100 hectares. Essa atividade se encontra presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no País, empregando mão-de-obra tipicamente familiar, bem como

constituindo relevante fonte de renda e estabilidade social, como aprofundado por TAKITANE & SOUZA (2000).

O plantel brasileiro de suínos define-se distribuído da seguinte forma nas regiões brasileiras produtoras – Região Sul (42,63%), Região Nordeste (22,16%), Região Sudeste (18,01%), Região Centro Oeste (10,35%) e Região Norte (6,83%).

Tabela 1. Principais Países Produtores de Carne Suína

	Países	Produção (Mil Toneladas de Equivalente - Carcaça)
1	China	44.938
2	Estados Unidos	8.980
3	Alemanha	4.077
4	Espanha	2.847
5	Brasil	2.670
6	França	2.357
7	Canadá	1.940
8	Rússia	1.760
9	Holanda	1.696
10	Polônia	1.660

Fonte: Adaptado de ANUALPEC (2004)

3.2 Dejetos de Suínos

Os dejetos de suínos, até a década de 1970, não constituíam um fator preocupante para o meio ambiente, uma vez que a concentração de animais se estabelecia como pequena, tendo o solo das propriedades agrícolas capacidade de absorvê-los, ou ainda utilizando-os como adubo orgânico.

Notadamente, com a intensificação da produção em confinamento - sem que houvesse a mudança da localização das granjas, geralmente muito próximas aos rios -, o problema da poluição ambiental se agravou. Os dejetos, em maior quantidade, passaram a ser lançados diretamente nos rios, sem que houvesse um adequado procedimento de armazenagem e tratamento. Em consequência, segundo NEVES et al. (2005), tais dejetos transformaram-se na

maior fonte poluidora dos mananciais de água e, disponibilizados como fertilizante se constituem como fonte difusa de poluição.

Conforme SILVA (1979), o lançamento de águas residuárias tratadas ou não em um rio exerce uma demanda de oxigênio, resultando numa diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido. Dessa maneira, segundo BRANCO (1972), ocorre à fertilização da água com sais de nitrogênio e fósforo, tornando tal alteração em um meio mais propício para o desenvolvimento de algas e a eutrofização.

A quantidade de dejetos produzidos diariamente dentro de uma granja é alta, representando elevado potencial de poluição. As granjas utilizam riachos, rios, lagos e outros veículos para lançamentos do dejetos animal, denominando-se de acordo com SILVA (1979) de diluição.

Para o Ministério do Desenvolvimento Agrário, o dejetos de uma granja de suinocultura, caso não seja manejado convenientemente, torna-se um poderoso poluidor ambiental. Dessa maneira, a utilização de dejetos de suínos não deve ser concebida como alternativa de renda, mas como forma de diminuição ou eliminação de sua ação poluidora do meio ambiente com menores custos.

Ishizuka, 2002, apud Pretto, 2003, já preconizaram que os problemas ambientais gerados pelos dejetos de suínos não se restringem ao grande volume produzido ou carga de nutrientes, mas também a composição microbiológica dos mesmos.

Os problemas de poluição ocasionados pelos dejetos de suínos podem ser evitados ou diminuídos com a utilização de sistemas de tratamentos eficientes e gerenciamento de resíduos. Atualmente, somente cerca de 10 a 15% dos produtores brasileiros possuem sistemas de tratamento ou de aproveitamento de dejetos. Tais tratamentos podem ser aproveitados como fertilizante orgânico, uma vez que se apresenta como uma solução rica em nutrientes, como fonte alternativa de energia ou mesmo diante da alimentação de outras espécies, principalmente ruminantes, segundo OLIVEIRA (1993).

A atividade de confinamento de animais é considerada pelos órgãos ambientais uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental, permanecendo enquadrada como grande potencial poluidor. A partir da 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 do homem e animais, além de demais responsabilidades nas esferas civis e administrativas.

Para Matos et al. (1995) apud Pretto (2003), tais responsabilidades é o principal motivo para que, nos últimos 15 anos, ocorresse uma crescente atenção às necessidades de desenvolvimento tecnológico, com vistas à obtenção de uma melhor disposição dos resíduos, no sentido da diminuição dos impactos provenientes. Todavia, se apresentam como escassos os trabalhos na literatura que apresentam parâmetros legais de utilização de efluentes de suínos em solo.

3.3 Produção Quantitativa do Dejeto

Segundo OLIVEIRA (1994), a produção de suínos no Brasil gera de 32 a 51 milhões de toneladas de dejetos/ano. KONZEN (1980) argumenta que cada suíno em fase de crescimento e terminação, produzem em média 7 litros/dejeto/dia.

A quantidade de dejeto líquido produzido por suínos varia de acordo com a fase dentro do criatório, cerca de 4,9 a 8,5% de seu peso vivo/dia. A quantidade de urina produzida depende da ingestão de água; em média para cada litro consumido, resulta em 0,6 litros de dejeto líquido, conforme dados de OLIVEIRA (1994).

A produção líquida de dejetos de suínos, dentro de um sistema de criação depende muito da quantidade de água desperdiçada nos bebedouros e do volume de água utilizada na higienização das edificações dos animais. O uso de água em granjas de suínos tem como finalidade diluir a concentração de fezes e urinas produzidas recentemente, tratando-as como resíduos líquidos, e, em decorrência, evidenciando um volume maior de resíduo a ser gerenciado, conforme PERDOMO et al. (2001).

Segundo ROPPA (2001), um suíno produz efluente equivalente a 2,5 pessoas. O volume de dejetos gerados depende da fase da vida que o suíno se encontra, conforme demonstrado na Tabela 2.

Tabela 2. Produção Média Diária de Dejetos nas Diferentes Fases Produtivas dos Suínos.

Categoria	Esterco Kg.dia⁻¹	Esterco + urina Kg.dia⁻¹	Dejeto líquido L/dia
25-100kg	2,3	4,9	7,0
Porcas + gestação	3,6	11,0	16,0
P. lactação + leitões	6,4	18,0	27,0
Macho	3,0	6,0	9,0
Leitões na creche	0,35	0,95	1,4
Média	2,35	5,8	8,6

Fonte: Adaptado de Oliveira (1993).

3.4 Caracterização dos Dejetos de Suínos

O sistema de produção utilizado em cada granja de suínos se apresenta como responsável por definir o grau de diluição dos dejetos e suas características físico-químicas. Os principais fatores que influenciam o volume e características de tais dejetos são os tipos de arrojamento, tipos de bebedouros, manejo e sistema de limpeza. Segundo PERDOMO et al. (2001), o dejeto líquido dos suínos contém matéria orgânica, Fósforo, Potássio, Cálcio, Sódio, Magnésio, Ferro, Zinco, Cobre e demais elementos embutidos nas dietas dos animais.

A Tabela 3 apresenta as características dos dejetos dos suínos, sem considerações da diluição, que pode ocorrer devido à higienização de baias e dessedentação dos animais.

Tabela 3. Características de Dejetos Suínos, Expresso por 1000 Kg de Peso Vivo:

Parâmetro	Unidade	Valor	Desvio de Padrão
Volume Total	Kg	84	24
Urina	Kg	39	4,8
Sólidos Totais	Kg	11	6,3
Sólidos Voláteis	Kg	8,5	0,66
DBO	Kg	3,1	0,72
DQO	Kg	8,4	3,7
pH	-	7,5	0,57
Nitrogênio Kjeldahl (Ntotal)	Kg	0,52	0,21
Nitrogênio Amoniacal	Kg	0,29	0,1
Fósforo Total (P)	Kg	0,18	0,1
Potássio Total (K)	Kg	0,29	0,16

Fonte: Adaptado ASAE (1993)

A tabela 4 apresenta as características de dejetos de suínos (fezes + urina), expresso por 1000 Kg de peso vivo, segundo informações de ASAE (1993), apud PERDOMO. C.C et al (2001).

Tabela 4. Características do Efluente de Suínos (Fezes + Urinas)

Parâmetro	Unidade	Valor
Urina	kg	39
Fezes	kg	45
Densidade	kg/m ³	990
Sólidos Totais	kg	11
Sólidos Voláteis	kg	8,5
DBO ₅	kg	3,1
DQO	kg	8,4
PH	-	7,5
Nitrogênio Total	kg	0,52
Nitrogênio Amoniacal	kg	0,29
Fósforo total	kg	0,18
Potássio total	kg	0,29
Cálcio	kg	0,33
Magnésio	kg	0,07
Enxofre	kg	0,076
Sódio	kg	0,067
Cloro	kg	0,26
Ferro	Mg	16
Manganês	Mg	1,9
Zinco	Mg	5
Cobre	Mg	1,2

Fonte: Adaptado ASAE (1993), apud PERDOMO.C.C et alii (2001)

3.5 Lançamento de Efluentes em Corpo Hídrico

O destino dos efluentes sanitários residenciais e/ou zootécnicos, em sua vasta maioria destina-se em cursos d'água, lagos ou oceano. Entretanto, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, em sua Resolução 001/86 Artigo 1, define o conceito de impacto ambiental como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas

que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais”.

Para a realização do lançamento de efluentes – de qualquer natureza - em corpos de água encontra-se a resolução na Resolução CONAMA nº 357 de março de 2005, o qual ainda, classifica os corpos hídricos de água doce como - Classe Especial, Classe 1, Classe 2, Classe 3, e Classe 4.

A Classe Especial destina-se ao abastecimento para o consumo humano com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

Classe 1, destina-se ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças consumidas cruas e frutas desenvolvidas rentes ao solo, também ingeridas cruas sem remoção de película e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

Classe 2, designa – se ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aqüicultura; e à atividade de pesca.

Classe 3, posiciona-se ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais. Por fim, a Classe 4 representa-se à navegação e à harmonia paisagística.

O CONAMA nº 357 - Conselho Nacional do Meio Ambiente - ainda define que a contribuição de efluentes e águas terá que enquadrar-se dentro dos parâmetros estipulados pela Classe 2, não podendo alterá-la, diante da não classificação ou estudo de classificação no corpo hídrico.

Quanto ao lançamento de efluentes em corpos hídricos no Estado de São Paulo, ainda em vigência, somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nas coleções de água,

segundo a obediência das condições definidas pelo Artigo 18 do Decreto nº8. 468, de 8 de Setembro de 1976.

3.5.1 Principais Indicadores de Poluição e Contaminação

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) trata-se de um indicador importante na caracterização de poluição. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) caracterizam-se como parâmetros usados para a medição da quantidade de matéria orgânica de um resíduo através da medida de oxigênio necessária para oxidar, quimicamente (DQO) e biologicamente (DBO) a matéria orgânica.

pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (STF) e Sólidos Voláteis (STV) e os nutrientes Nitrogênio (N) e Fósforo (P) são parâmetros relevantes para medir a poluição. O potencial de hidrogenação (pH) toma-se como parâmetro relevante, uma vez que condiciona as reações químicas do meio.

Os sólidos são responsáveis pelo aparecimento da cor e turbidez nas águas, sendo classificados de acordo com as características químicas em - Sólidos Totais (ST), em águas residuárias, caracterizando o teor de matéria seca das mesmas; Sólidos Voláteis (SV), que estimam a matéria orgânica existente no resíduo; e Sólidos Fixos (SF), representantes da matéria inorgânica, ou seja, o teor dos sólidos minerais. Segundo OLIVEIRA (1994), o Nitrogênio e o Fósforo são os principais nutrientes responsáveis pelo crescimento e reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos dejetos. Os elementos essenciais são divididos em dois grandes grupos - Macronutrientes (primários, catiônicos) N, P, K e (secundários, aniônicos) Ca, Mg e S; bem como Micronutrientes, B, Cl, (aniônicos), Cu, Fe, Mn, Zn e Co (catiônicos); onde, segundo MALAVOLTA (1980) cada elemento possui suas funções.

O nitrogênio é um componente importante no metabolismo da planta e também em termos do próprio controle de poluição da água. É indispensável para o crescimento das algas, podendo conduzir fenômenos de eutrofização de lagos e represas. Tal elemento nos processos de conversão da amônia a nitrito e este a nitrato, implica no consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor. O nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico para

peixes e na forma de nitrato está associado a doenças como a metaheglobinemia, conforme VON SPERLING (1996a). Nos efluentes, o elemento participa do crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento, e da conversão da amônia a nitrito e este a nitrato (nitrificação) que, eventualmente, pode ocorrer numa estação de tratamento de esgotos e no consumo de oxigênio e alcalinidade.

O processo de conversão do nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação) implica-se na economia de oxigênio e alcalinidade quando realizado de forma controlada e na deterioração da decantabilidade, se não controlada. O nitrogênio é, em geral, o elemento que as plantas necessitam em maior quantidade, onde, é absorvido pelas raízes na forma de nitrato - depois do processo de digestão, chamado de “mineralização”, o nitrogênio orgânico é transformado em nitrato absorvido pelas raízes. O nitrogênio em excesso é prejudicial - o arroz e o milho podem acamar-se, o cafeeiro mostra atraso na maturação dos frutos e a qualidade da bebida pode ficar prejudicada. Por consequência, para MALAVOLTA (1979), a dose de nitrogênio deve estar em equilíbrio com outros elementos, principalmente o Fósforo e o Potássio.

3.6 Utilização de Efluente de Suínos como Fertilizante

O setor agrícola utiliza, no Brasil, aproximadamente 70% do consumo total de água. Essa demanda significativa, associada à escassez de recursos hídricos leva a ponderar que as atividades agrícolas devem ser consideradas como prioritária em termos de reuso de efluentes tratados.

Segundo MANCUSO (2003), de uma maneira geral, o reuso da água pode ocorrer de forma direta ou indireta, por meio de ações planejadas ou não planejadas.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde, WHO (1973), classifica-se - reuso indireto, quando a água já usada uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial é descarregada em águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente à jusante, de forma diluída; reuso direto, uso planejado e deliberado de esgotos tratados para determinadas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquífero e água potável; reciclagem

interna; reuso da água internamente a instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

“De acordo com LAVRADOR FILHO (1987), os termos “planejados” e não planejados” referem-se ao fato do reuso ser resultante de uma ação consciente, subsequente à descarga do efluente, ou ainda, do reuso ser apenas um subproduto não intencional dessa descarga. Dessa maneira, tem-se a seguinte conceituação - Reuso planejado de água, ocorre quando o reuso é resultado de uma ação humana consciente, adiante do ponto de descarga do efluente a ser usado de forma direta ou indireta. O reuso planejado das águas pressupõe a existência de um sistema de tratamento de efluentes que atenda aos padrões de qualidade requeridos pelo novo uso que se deseja fazer da água. O reuso planejado pode também, ser denominado reuso intencional da água.

A disposição de despejos no solo tem como objetivo a melhoria da qualidade do efluente aplicado, que é atingida por meio da remoção dos compostos orgânicos e inorgânicos. Para tanto, o tratamento visa à reposição dos elementos e sais minerais no solo (carbono e nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, e demais), acompanhando a dinâmica dos ecossistemas por meio dos ciclos biogeoquímicos.

A remoção de nutrientes ocorre, principalmente, devido ao contato das águas residuárias com a matriz do solo e à sua capacidade limite de adsorção. Conforme citado por CORAUCCI FILHO et. al. (1999a), a temperatura, o potencial de oxirredução e o pH do sistema solo-planta são os fatores responsáveis pela maior interferência nas transformações químicas e biológicas no tratamento. Isto devido à aplicação dos despejos no solo, a qual afeta diretamente o pH e o potencial de equilíbrio no sistema e conseqüentemente a remoção dos nutrientes.

O interesse agrícola pelo esgoto está associado principalmente ao teor de nutrientes (N, P e micronutrientes) e ao conteúdo de matéria orgânica que este dispõe. Os efeitos da matéria orgânica no solo se fazem sentir em longo prazo, aumentando a capacidade de retenção de água, melhorando a resistência dos solos à erosão e ao adensamento, ativando a vida microbiana dos solos e elevando a resistência das plantas a pragas e doenças, segundo BETTIOL & CAMARGO (2000). A Tabela 5 apresenta os principais fertilizantes do solo encontrados nos dejetos de suínos.

Tabela 5. Conteúdo Médio de Nutrientes (NPK) dos Dejetos de Suínos, de acordo com a porcentagem de Sólidos:

Nutrientes	Kg m ⁻³ ou kg t ⁻¹ de dejetos						
	Sólidos	0,72%	1,63%	2,09%	2,54%	3,46%	4,37%
Nitrogênio		1,29	1,91	2,21	2,52	3,13	3,75
P ₂ O ₅		0,83	1,45	1,75	2,06	2,68	3,29
K ₂ O		0,88	1,13	1,25	1,38	1,63	1,88
NPK		3,00	4,49	5,21	5,96	7,44	8,92

Fonte: Adaptado Miranda ET AL (1999). (Embrapa Suínos e Ave, EMATER - SC, EPAGRI - SC).

Conforme SCHIPPER et. Al. (1997), torna-se possível classificar a seqüência de remoção de nitrogênio pelo sistema de disposição de efluentes no solo diante do qual - a amônia é inicialmente removida por troca iônica na superfície do solo; a amônia é nitrificada no intervalo entre as aplicações, nos locais onde ocorrerem condições aeróbias; a parte do nitrato formado durante a fase de secagem pode ser desnitrificado se houver condições anaeróbios em regiões do solo com presença de material carbonáceo.

A remoção de fósforo existente no solo envolve a precipitação química com ferro, alumínio e cálcio, que são muito abundantes no solo. Diversos são os mecanismos, tais como, adsorção por hidróxidos de ferro, hidróxidos de alumínio e minerais argilosos; imobilização na forma de compostos orgânicos na camada do lodo biológico, nos colóides contidos no solo e utilização no metabolismo vegetativo.

3.7 Contaminação do Solo

A qualidade do solo pode ser definida como a capacidade contínua do solo de aceitar, estocar e reciclar água, nutrientes e energia, bem como reter, dispersar e transformar materiais químicos e biológicos, funcionando como um tampão ou filtro ambiental. A qualidade de qualquer solo depende da sua natureza, que é função dos fatores de formação e da interferência antrópica relacionada ao uso e manejo (Gregorich et al., 1994).

A qualidade do solo está relacionada à atividade microbiana, ou seja, a reações biológicas e bioquímicas catalisadas pelos microrganismos. Essas reações são responsáveis

pela decomposição de resíduos de plantas, animais, urbanos e industriais, pela ciclagem biogeoquímica, incluindo a fixação de N₂, pela formação de agregados do solo e pela taxa de decomposição de materiais orgânicos (Elsas, 1997). Devido a essas características, os microrganismos do solo são considerados como indicadores sensíveis para avaliar o impacto antropogênico sobre os processos biológicos do solo (Dick, 1994; Doran & Parkinson, 1994; Turco et al., 1994).

Segundo OLIVEIRA (1993), o esterco tanto na forma líquida como sólida aplicado ao solo, ou armazenado em lagoas sem revestimento por um período muito longo, poderá acarretar saturação do mesmo, provocando infiltração, atingindo, dessa forma, águas subterrâneas ou superficiais promovendo problemas de contaminação.

3.8 Sistema de Tratamento e Reúso de Efluentes de Suínos

Para a utilização de águas residuárias, torna-se fundamental, primeiramente o conhecimento de suas características físicas, químicas e microbiológicas, de forma que se torne possível estabelecer medidas adequadas de proteção ambiental e escolha de tecnologias apropriadas para a sua disposição no ambiente. A tecnologia a ser empregada deve visar à maximização da eficiência no aproveitamento do resíduo e à minimização dos impactos negativos sobre o ambiente.

A estabilização biológica dos resíduos orgânicos pode ser obtida através de duas vias distintas - aeróbia ou anaeróbia, constituindo-se, ambas, partes do ciclo do carbono na natureza, conforme estudos de ARCURI (1986). A partir da via aeróbia, o oxigênio contido no ar atmosférico, ou dissolvido na água, é usado pelos microrganismos contidos no meio, para decomposição da matéria orgânica.

Segundo MATOS (2003), o tratamento de água residuária pode ser dividido em preliminar, primário e secundário, segundo o grau de tratamento imposto. Diante do tratamento primário, são removidos os sólidos passíveis de sedimentação, podendo, também, ocorrer degradação anaeróbia do material orgânico em suspensão. Nesta etapa, de fundamental importância no tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico, deve-se atentar

para a máxima remoção possível de material orgânico, a fim de baixar a carga orgânica do efluente e, com isso, facilitar o tratamento secundário.

Conforme citação de VON SPERLING (1996a), lagoas de estabilização são unidades especialmente construídas com a finalidade de remoção de sólidos. A construção baseia-se principalmente em movimento de terra de escavação e preparo de taludes. O autor cita ainda, que as lagoas de estabilização são uma forma popular de tratamento de águas residuárias em virtude da baixa operacionalidade. O processo de lagoas de estabilização caracteriza-se como o mais simples devido aos fenômenos naturais. O material a ser tratado permanece retido nas lagoas por diversos dias, e, em consequência, a matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar, constituindo então, o lodo de fundo.

3.8.1 Lagoa Anaeróbia

As lagoas anaeróbias caracterizam-se como tanques de grande profundidade (4,0 a 5,0m), onde, sua principal função é caracterizada pela redução da carga orgânica do efluente. A profundidade é importante no sentido de reduzir a possibilidade de penetração do oxigênio produzido na superfície para as demais camadas.

No entanto o dimensionamento é realizado em função da carga orgânica (DBO_5^{20}) e tempo de retenção hidráulica envolvido. O tempo de retenção hidráulica deve se estabelecer entre 30 a 40 dias. Para dejetos de suínos, a DBO_5^{20} depende da concentração dos dejetos no efluente e da categoria animal que está produzindo os mesmos. A vazão diária dos dejetos líquidos depende da quantidade de fezes, urina e água “produzida” pela criação.

As lagoas anaeróbias removem de 50 a 60% da DBO afluente, sendo assim o efluente ainda possui altas taxas de matéria orgânica, necessitando unidades posteriores de tratamento.

3.8.2 Lagoa Facultativa

A lagoa facultativa tem por finalidade auxiliar o processo de remoção da carga orgânica e nutrientes do efluente. As lagoas devem se dispor em torno de 1,5 a 3,0m m de profundidade útil, sendo dimensionadas com base na carga superficial e tempo de retenção hidráulico. A profundidade dessas lagoas favorece o desenvolvimento dos microrganismos vegetais (algas), mas também propicia certa condição para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias. As lagoas facultativas apresentam matéria orgânica de pequenas dimensões, as quais, não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida.

Na camada mais superficial tem-se a zona aeróbia, onde a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração microbiana.

A necessidade da presença de oxigênio é suprida ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas. Assim sendo, tem-se equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico. Abaixo da zona de penetração da energia solar não ocorre fotossíntese dando origem à zona facultativa, composta de grupos de bactérias capazes de sobreviver e proliferar tanto na presença como na ausência de oxigênio.

3.9 Diretrizes Microbiológicas

No que diz respeito à reciclagem de esterco animais no Brasil, merecem atenção os resíduos da suinocultura, que figuram entre os mais prejudiciais ao meio ambiente, apresentando carga poluidora muito superior à dos resíduos de outras espécies animais e do esgoto sanitário doméstico (Perdomo & Lima, 1998).

Não existem leis específicas, a nível federal, restringindo o uso de águas residuárias com dejetos de animais na agricultura, porém, em termos de contaminação microbiológica, pode-se tomar como referência a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (2005), que dispendo sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento de corpos de água e condições/padrões de lançamento de efluentes, estabelecem o limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mL para que se considere as

águas de um corpo d'água doce como sendo adequadas ao uso em irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, número que deve ser reduzido para 200 coliformes termotolerantes por 100 mL para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de películas.

No estado de São Paulo, o artigo 53 do Decreto 8468, de 8 de setembro de 1976, estabelece que os resíduos de qualquer natureza, portadores de patógenos, ou de alta toxicidade, a critério da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), deverão sofrer, antes de sua disposição final no solo, tratamento e/ou condicionamento adequados, fixados em projetos específicos, que atendam aos requisitos de proteção ao meio ambiente.

Além destas leis existem diretrizes para redução dos riscos à saúde humana pelo reúso de águas residuárias na agricultura, publicadas por órgãos internacionais como a Organização Mundial da Saúde. A Organização Mundial da Saúde – OMS (WHO, 1989), propôs um limite de 1000 coliformes fecais / 100 mL, para irrigação de culturas com águas residuárias de excretas. Recentemente, a OMS publicou relatório (WHO, 2006) com detalhamento baseado em estudos, o qual estabelece limites de 100 a 10⁶ coliformes fecais / 100 mL em águas residuárias tratadas, de acordo com o tipo de irrigação, forma de consumo da cultura e grau de exposição do(s) grupo(s) de risco; esses limites estão organizados em categorias de A a H, que expressam os níveis de tratamento necessários (níveis de remoção), para que sejam atingidos os referidos valores limites de coliformes fecais nas águas após o tratamento, apresentado na Tabela 6.

Tabela 6. Níveis de monitoramento (*E. coli* por 100 mL de águas tratadas) para os vários níveis de tratamento, nas categorias de A a H.

Tipo de irrigação	Categoria	Remoção requerida de patógenos pelo sistema de tratamento (unidades log)	Nível de Monitoramento (<i>E. coli</i> por 100 mL)	Notas
Irrestrita	A	4	$\leq 10^3$	Raízes
	B	3	$\leq 10^4$	Folhosas
	C	2	$\leq 10^5$	Irrigação por gotejamento, de culturas de maior porte
	D	4	$\leq 10^3$	Irrigação por gotejamento, de culturas que crescem rentes ao solo
	E	6 ou 7	$\leq 10^1$ ou $\leq 10^0$	Níveis dependem dos requerimentos da agência reguladora local
Limitada	F	3	$\leq 10^4$	Agricultura com uso intensivo de mão de obra (proteção de adultos, e crianças abaixo de 15 anos)
	G	2	$\leq 10^5$	Agricultura altamente mecanizada
	H	0,5	$\leq 10^6$	Remoção de patógenos em tanque séptico

Fonte: Adaptado de WHO (2006)

3.10 Biomassa Microbiana de Carbono

A matéria orgânica do solo representa o principal reservatório de energia para os microrganismos e de nutrientes para as plantas. O declínio ou acréscimo da matéria orgânica do solo serve para mensurar a preservação dos ecossistemas naturais e os desequilíbrios dos agroecossistemas; ou seja, é utilizado como critério na avaliação da sua sustentabilidade (Kaiser et al., 1995).

A decomposição dos materiais dispostos no solo depende dos processos de transformação da matéria orgânica pelos organismos presentes no solo, assim, pode-se mensurar a qualidade do solo, determinando os valores de carbono da biomassa microbiana, segundo SPARLING (1992).

A biomassa microbiana, definida segundo MOREIRA & SIQUEIRA (2002), como a fração viva da matéria orgânica do solo, composta de todos os organismos menores que $5 \times 10^{-3} \mu\text{m}^3$, como os fungos, bactérias, actinomicetos e microfauna, está diretamente envolvida na decomposição de resíduos vegetais, na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia no solo, conforme JENKINSON & LADD (1981).

A microbiota do solo é a principal responsável pela decomposição dos resíduos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia dentro do solo, exercendo influência tanto na transformação da matéria orgânica, quanto na estocagem do carbono e nutrientes minerais. Entretanto, de acordo com OLIVEIRA (2000), determinações da biomassa não fornecem indicações sobre os níveis de atividade das populações microbianas do solo, se tornando importante também avaliar parâmetros que estimem a atividade microbiana, tais como: o C prontamente mineralizável e a atividade enzimática, para a verificação do estado metabólico das comunidades de microrganismos do solo.

Operacionalmente, para WARDLE & GILLER (1996) e MARCHIORI JÚNIOR & MELO (1999), a biomassa microbiana atua como agente de transformação da matéria orgânica, na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia. A dupla função da biomassa microbiana, de fonte/dreno de nutrientes e de catalisador pela execução de processos enzimáticos no solo, é amplamente aceita, defendida também por DUXBURY et al. (1989) e TEMPLER et al. (2003).

O estudo quantitativo da biomassa microbiana é de fundamental importância para o estudo da extensão dos processos no solo em que atua, bem como para monitoramento e aplicação de modelagens, argumentos estes também afirmados por LEAL & DE-POLLI (1999), TURNER et al. (2001) e WANG et al. (2003).

A biomassa microbiana do solo é, portanto, relevante indicadora da qualidade do solo, uma vez que, além de responder prontamente às variações de manejo e cultivo do solo e da planta, possibilita estudar, por meio de sua quantificação, o potencial de imobilização do carbono e nitrogênio e os seus conseqüentes efeitos no sistema solo-planta.

Como parâmetro ecológico, a avaliação da biomassa microbiana permite obter informações rápidas sobre mudanças nas propriedades orgânicas do solo, detectar alterações decorrentes de cultivos ou por devastação de florestas, realizar a medição da regeneração dos solos após a remoção da camada superficial, e avaliar os efeitos dos poluentes como metais pesados e pesticidas, dentre outros, conforme FRIGHETTO (2000).

A biomassa microbiana pode ser utilizada como um indicador biológico ou como índice de adequação de sustentabilidade de sistemas de produção (Anderson & Domsch, 1993) e, geralmente, apresenta forte correlação com a matéria orgânica do solo, ou seja, reflete mudanças na concentração de matéria orgânica. A razão carbono microbiano e carbono orgânico indica a qualidade da matéria orgânica (Wardle, 1994). Ainda, de acordo com Sparling (1992), pode-se monitorar a dinâmica da matéria orgânica do solo usando-se a razão carbono microbiana (C_{mic}):carbono orgânico (C_{org}).

4 MATERIAL E MÉTODOS

A realização do estudo utiliza-se das instalações experimentais do projeto intitulado “VIABILIDADE DA APLICAÇÃO DE CHORUME DE GRANJA DE SUÍNOS COMO FERTIRRIGAÇÃO, ATRAVÉS DE SISTEMA LOCALIZADO DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO”, realizado pelo Instituto Agrônomo de Campinas – IAC.

4.1 Local do Estudo

A fazenda São Carlos, encontra-se na cidade de Descalvado/SP, cidade que conta com atividades agropecuárias como, cana-de-açúcar, citricultura, milho, soja, café, pecuária leiteira, suinocultura, avicultura e atividades industriais, destacando-se a mineral, doces caseiros, implementos avícolas e agrícolas, metalurgia, rações para avicultura e pecuária, cerâmicas artísticas e demais.

O estudo foi realizado na Fazenda São Carlos, que está localizada na vicinal que conecta a cidade de Descalvado – SP à cidade de São Carlos – SP, sob coordenadas geográficas 21°51'19.63”S e 47°38'30.37”O.

A referida fazenda constitui-se pela produção de citrus, frango, leite e suínos. A produção de suínos destaca-se como a principal atividade e suas dependências e equipamentos possuem estrutura capaz de atender de maneira eficiente todas as fases da criação de animais. Assim sendo, a fazenda mostrou-se viável para realização do experimento.

4.1.1 Uso da Água na Granja

A Fazenda São Carlos é servida por água proveniente de açude, localizado a 70m da granja de suínos, tal água é utilizada para a dessedentação de animais e higienização da granja, como apresentado na Figura 1 e Figura 2. A água destinada ao uso da granja, não possui nenhum tipo de tratamento.

Realizou-se levantamento do uso da água na granja, tornando-se possível constatar a limpeza de tais locais duas vezes ao dia, como medida de higiene e barreira para o mau cheiro e a proliferação de moscas.

Os efluentes gerados pelas atividades na granja são conduzidos por gravidade para uma caixa de equalização e posteriormente para as lagoas de estabilização. Constata-se ainda, que o volume gerado de efluentes não apresentam mecanismos de controle de vazão.



Figura 1. Higienização das Edificações



Figura 2. Dessedentação dos Animais

4.2 Sistema de Tratamento de Efluentes da Fazenda São Carlos

A Fazenda São Carlos apresenta sistema de tratamento de efluentes, composto por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação. Notadamente o sistema de tratamento apresentado pela fazenda, apresenta-se de forma mal dimensionado e a obra mal executada. Ressalta-se que, o fato da fazenda apresentar um projeto de tratamento de efluentes, diferencia-a, uma vez que, conforme descrição em capítulos anteriores, somente de 10 a 15 % das fazendas produtoras de suínos possuem um sistema de tratamento ou manejo adequado dos efluentes. Caracteriza-se ainda, a informação da não realização da limpeza do material sedimentado no fundo das lagoas da fazenda estudada.

Em posse dos dados físico-químicos, foi realizado um estudo de eficiência no sistema de tratamento apresentado pela Fazenda São Carlos.

4.2.1 Sistema de Tratamento Lagoa Anaeróbia

A lagoa anaeróbia possui dimensões de 30 metros de comprimento, 22 metros de largura e 5,5 metros de profundidade. O tempo de detenção hidráulico não é respeitado devido à má execução do projeto técnico. A Figura 3 mostra uma foto da lagoa anaeróbia, pertencente à Fazenda São Carlos.



Figura 3. Foto da Lagoa Anaeróbia

4.2.2 Sistema de Tratamento Lagoa Facultativa

A lagoa facultativa possui dimensões de 30 metros de comprimento, 22 metros de largura e 3,3 metros de profundidade. O tempo de detenção hidráulico também não é respeitado devido à má execução do projeto técnico. A Figura 4 mostra uma foto da Lagoa facultativa encontrada na Fazenda São Carlos.



Figura 4. Foto da Lagoa Facultativa

4.2.3 Sistema de Tratamento Lagoa de Maturação

A lagoa de maturação com dimensões de 18 metros de comprimento, 16 metros de largura e 0,5 metros de profundidade. O tempo de detenção hidráulico também não é respeitado devido à má execução do projeto técnico. A Figura 5 mostra uma foto da lagoa de maturação pertencente à Fazenda São Carlos.



Figura 5. Foto da Lagoa de Maturação

4.3 Análise do Efluente Provindos da Granja de Suínos

Inicialmente foi coletada amostra do efluente na saída da lagoa anaeróbia, em 17/08/2006. Tal efluente foi submetido à análise físico-química para posterior comparação de eficiência do sistema de tratamento da Fazenda São Carlos. O intuito da análise pela Fazenda São Carlos foi verificar a possibilidade de utilização do efluente gerado pela granja na destinação em solo agrícola.

A coleta e a análise foram realizadas somente uma vez ao início dos trabalhos, cuja, amostragem é de responsabilidade da Fazenda São Carlos, ressaltando-se que houve orientação para tal amostragem e indicação dos parâmetros a serem analisados, os quais, não foram cumpridos, por determinação da administração.

Assim sendo, houve uma compilação dos parâmetros gerados através da análise físico-química realizada e apresentada na Tabela 7.

Tabela 7. Análise físico-química do Sistema de Tratamento de Efluentes

Parâmetros	Caixa de Equalização	Saída Lagoa Anaeróbia	Saída Lagoa Facultativa	Lançamento Meio Ambiente
	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	384	67,5	491	565
Nitrogênio total Kjeldahl	2615	2615	3780	1755
Fósforo total	13,9	15,8	7,2	5,3
Patássio	376	204	198	180
Magnésio	12,3	5,9	10,5	5,75
Cálcio	17,4	14,2	15,6	15
Cobre	0,82	0,49	0,2	0,08
Ferro	1,74	1,24	0,61	0,3
Sódio	118	61,7	69,8	65,7
Zinco	1,16	1,38	0,35	0,16
Manganês	-	-	-	-
Boro	-	-	-	-
Enxofre	-	-	-	-
Alumínio	-	-	-	-
DBO	6771	4240	211	141
DQO	21560	8740	770	547
pH	6,6	7,7	8	8,2
Sólidos Totais Fixos	2884	1499	482	447
Sólidos Totais Voláteis Fixos	16072	15195	21958	5279
Cinzas	-	-	-	-
Umidade	-	-	-	-

Fonte: Adaptado Instituto Agrônômico de Campinas – IAC

4.4 Descrição do Experimento

O experimento foi realizado na Fazenda São Carlos, Município de Descalvado/SP, na cultura de citrus - limão cravo de 25 anos, em uma área de 7200m².

4.4.1 Características da Cultura Agrícola

O experimento realizado utilizou-se de uma área com possibilidade de alocação para o estudo, onde a cultura apresentou-se como citrus, com a variedade sendo valência sobre limão cravo, com idade de 25 anos e espaçamento de 5x8m.

4.4.2 Delineamento Experimental

O ensaio foi concebido no delineamento estatístico de blocos ao acaso, com quatro tratamentos e cinco repetições, perfazendo 20 canteiros experimentais, demonstrado pela Figura 6 e a Figura 7, onde, apresenta o detalhamento da parcela experimental.

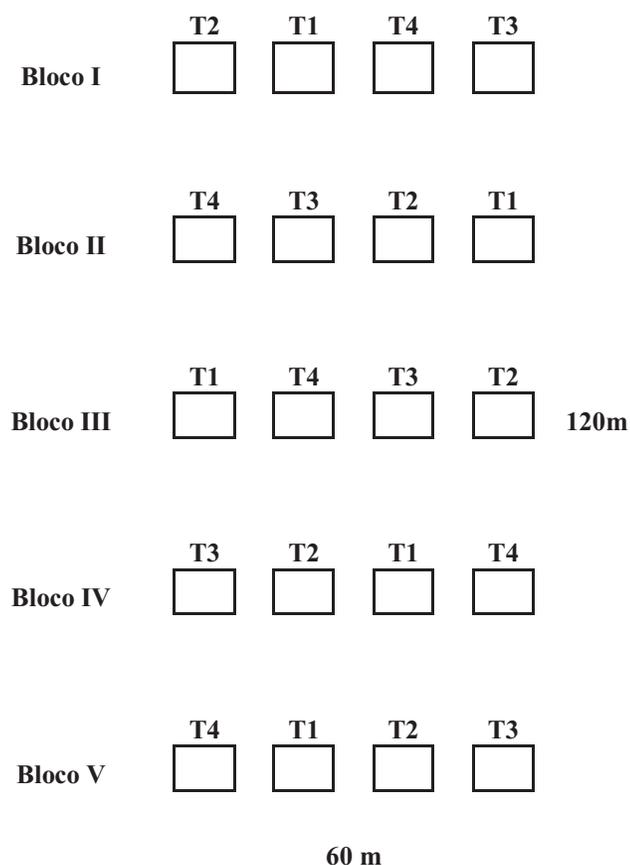


Figura 6. Delineamento do experimental.

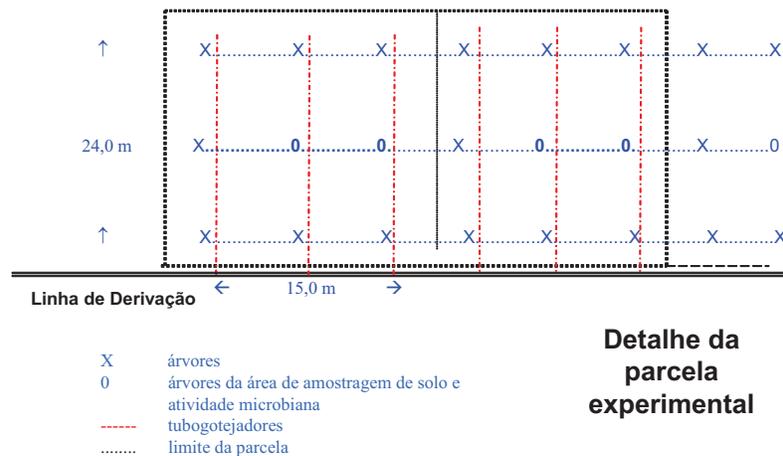


Figura 7. Croqui da parcela experimental

Assim, têm-se os seguintes parâmetros:

Área da parcela - Entrelinhas de 24 m; entre plantas de 15 m (m ²):	360
Numero de gotejadores na parcela:	45
Área do tratamento (m ²):	1800

4.4.3 Tratamentos Utilizados

As taxas de aplicação adotadas pelo experimento realizado pelo Instituto Agronômico de Campinas – IAC, estabeleceram-se em 4 variantes de irrigação, levando em consideração a exigência hídrica da cultura, $ET_p \text{ citrus} = 5 \text{ mm/dia} = 50 \text{ m}^3/\text{ha}$

As taxas de aplicações utilizadas no experimento classificam-se como - Tratamento 1 (T1), irrigado com água proveniente do açude; Tratamento 2 (T2), utilizada diluição de 50% água e 50 % efluentes, para uma taxa de aplicação de $50 \text{ m}^3/\text{ha}$ de água e $50 \text{ m}^3/\text{ha}$ de efluentes; Tratamento 3 (T3), utilizada diluição de 50% água e 50 % efluentes, para uma taxa de aplicação de $150 \text{ m}^3/\text{ha}$ de água e $150 \text{ m}^3/\text{ha}$ de efluentes; Tratamento 4 (T4), utilizada diluição de 50% água e 50 % efluentes, para uma taxa de aplicação de $300 \text{ m}^3/\text{ha}$ de água e $300 \text{ m}^3/\text{ha}$ de efluentes.

Os cálculos das dosagens, nos diferentes tratamentos, são apresentados, detalhadamente, na Tabela 8.

Tabela 8. Valores de Referências para Cálculo de Aplicação de Efluentes

Tratamento	Taxa de Aplicação de Efluente	Período de Aplicação (6 meses)	Volume Efluente aplicado Aplic/dia/ha	Área da Parcela	Área de Tratamento	Volume Efluente Aplic/ciclo/trat	
						Efluente	Água
	m ³ /ha	Dias	Litros	m ²	m ²	L	L
T1	0	180	0	360	1800	0	0
T2	50	180	277,8	360	1800	9000	9000
T3	150	180	833,3	360	1800	27000	27000
T4	300	180	1666,7	360	1800	54000	54000

4.4.4 Efluentes Utilizados

Os efluentes utilizados no experimento eram provindos de todo sistema produtivo de suínos, quais, são conduzidos a uma caixa de equalização localizada próximo a granja e posteriormente encaminhada às lagoas de estabilização.

A utilização dos efluentes deu-se a partir da saída de efluentes da lagoa anaeróbia, através de uma derivação na tubulação. Dessa maneira, conduziu-se o efluente para uma caixa, onde ocorreria a diluição com água, Figura 8 e Figura 9.



Figura 8. Caixa de Diluição



Figura 9. Derivação da Tubulação de Saída da Lagoa Anaeróbia

4.4.5 Aplicações de Efluentes

As aplicações de efluentes na Fazenda São Carlos foram realizadas através do sistema de gotejamento do período de 08/07/2006 à 18/05/2007, totalizando 10 meses e 16 aplicações. As datas de aplicação e volumes de efluentes envolvidos se encontram na Tabela 9.

As aplicações de efluentes foram reguladas por sistema automático de irrigação e acompanhadas por funcionários da fazenda São Carlos, onde, os mesmos foram responsáveis pela aplicação na ocorrência do mau funcionamento.

Para o controle de aplicação do volume dos tratamentos foram utilizados hidrômetros, como demonstrado na Figura 10.

Durante a aplicação dos tratamentos utilizados no experimento, ocorreu a não uniformidade de vazões, devido a problemas de entupimentos dos filtros dos hidrômetros, apresentado na Figura 11 – Filtro do Hidrômetro. Entretanto, verifica-se que o volume proposto por hectare foi mantido como na proposta inicial. Ressalta-se que além de mantido, os volumes por hectare ultrapassaram em 6611,8 litros para o tratamento 2, 12598,15 litros para o tratamento 3 e 4241,3 litros para o tratamento 4.

Tabela 9. Aplicação total de efluentes por tratamentos

Datas	Aplicação	T1	T2	T3	T4
		Litros	Litros	Litros	Litros
08/07/2006	1	0	542,5	1414	2302,5
19/07/2006	2	0	695,6	1950,1	3042,7
25/07/2006	3	0	868,3	3989,5	4923,4
04/08/2006	4	0	1023,1	2236,1	3701,2
10/08/2006	5	0	638,3	3107,9	4834,0
22/08/2006	6	0	1034,8	2154,8	2894,9
30/08/2006	7	0	705,3	1956,1	3311,6
08/09/2006	8	0	226,3	1997,1	3639,4
12/09/2006	9	0	958,1	1914	3887,6
23/09/2006	10	0	655,3	2546	3272,7
03/10/2006	11	0	3161	3657,6	3700,5
13/10/2006	12	0	666,75	2430,15	3625,2
13/11/2006	13	0	644,75	2253,7	3576,4
13/03/2007	14	0	2199,7	4005,1	5010,6
07/04/2007	15	0	971,6	2096,4	3500,3
18/05/2007	16	0	620,5	1889,6	3018,3
Total aplicado			15611,8	39598,15	58241,3



Figura 10. Foto dos Hidrômetros



Figura 11. Filtro do Hidrômetro

4.5 Análise da Microbiota Rizosférica

O solo é constituído das frações orgânica e inorgânica (rochas e minerais) e é habitado por inúmeras espécies, formando um ecossistema.

Os microrganismos fazem parte do solo de maneira indissociável, sendo responsáveis por inúmeras reações bioquímicas relacionadas não só com a transformação da matéria orgânica, mas também com o intemperismo das rochas.

Assim, os microrganismos do solo desempenham papel fundamental na gênese do solo e ainda atuam como reguladores de nutrientes, pela decomposição da matéria orgânica e ciclagem dos elementos, atuando, portanto, como fonte e dreno de nutrientes para o crescimento das plantas.

Os microrganismos do solo, também chamados coletivamente de microbiota, são representados por cinco grandes grupos: bactérias, actinomicetos, fungos, algas e protozoários. Apesar de constituírem somente 1 a 4 % do carbono total e ocuparem menos de 5 % do espaço poroso do solo, a diversidade e a quantidade dos microrganismos é bastante elevada. Entretanto, como o solo é normalmente um ambiente estressante, limitado por nutrientes, somente 15% a 30% das bactérias e 10% dos fungos encontra-se em estado ativo. De uma maneira geral, os microrganismos estão envolvidos em vários processos de grande interesse

agronômico, particularmente no que se refere à agricultura orgânica e à rotação de culturas. Dentre os processos podem ser destacados: a) decomposição e ressíntese da matéria orgânica, b) ciclagem de nutrientes, c) as transformações bioquímicas específicas (nitrificação, desnitrificação, oxidação e redução do enxofre), d) fixação biológica do nitrogênio, e) a ação antagônica aos patógenos, f) produção de substâncias promotoras ou inibidoras de crescimento, entre outros.

Esse trabalho exploratório teve como objetivo analisar o efeito da aplicação de diferentes taxas de aplicações de dejetos de suínos na microbiota rizosférica do solo cultivado com citrus, por meio de deposição de efluentes de suínos no solo – sistema de irrigação por gotejamento – utilizando-se como metodologia de avaliação, técnicas de diluição em série de solo, plaqueamento em meios de cultura e determinação da biomassa microbiana (CBM).

Um das medidas microbiológicas mais usadas em estudos de impacto ambiental sobre a microbiota do solo é a quantificação da biomassa microbiana do solo. É considerada tanto um agente de transformação, pelo qual passam todos os materiais orgânicos adicionados ao solo, quanto um reservatório de nutrientes, sendo o seu estudo de grande importância em sistemas de manejo do solo, uma vez que influi na dinâmica dos nutrientes e na fertilidade do solo (Brookes, 1995). Dentro desse contexto, a biomassa microbiana é considerada um parâmetro indicador da qualidade do solo, pois o seu acompanhamento reflete as modificações que ocorrem como resultado do preparo e da aplicação de resíduos orgânicos no solo (Chander & Brookes, 1993; Turco et al., 1994; Karlem et al., 1997; Balota et al., 1998). A biomassa microbiana do solo pode ser determinada por meio de métodos de microscopia direta, fumigação-incubação e fumigação-extração (Jenkinson & Powlson, 1976; Brookes & McGrath, 1984). A microscopia direta é o método mais antigo utilizado na avaliação da biomassa microbiana e, embora tenha sido substituída por outros métodos, pode fornecer informações úteis sobre a natureza e a composição da microbiota do solo. As principais desvantagens são o tempo maior necessário para a análise, o treinamento técnico necessário para proceder à separação visual dos componentes microbianos de outros materiais e o uso de diversos fatores de conversão (Wardle & Parkinson, 1990). Na microscopia direta, as biomassas de bactérias e fungos devem ser analisadas separadamente. O método de fumigação-incubação apresenta a vantagem de permitir a obtenção de resultados referentes à taxa de respiração do solo e, ao mesmo tempo, de estimar a biomassa microbiana pela

diferença de emissão de CO₂ entre amostras de solo não fumigadas e fumigadas. Entretanto, esse método tem limitação, como a de não ser aplicável em condições de solos ácidos, ou encharcados ou com adição recente de resíduos orgânicos (Jenkinson & Powlson, 1976; Ocio & Brookes, 1990). Nesse caso, o método de fumigação-extração é mais indicado, porque o carbono, proveniente da comunidade microbiana morta, é determinado por extração química.

4.5.1 Metodologia

Na amostragem do solo rizosférico retirou-se uma amostra de cada lado das duas árvores centrais da parcela, a uma distância do colo da planta de, aproximadamente, 40 cm, exatamente no ponto de aplicação dos respectivos gotejadores, formando-se uma amostra composta.

Tais amostras foram coletadas segundo MALAVOLTA (1992), com trado à profundidade de 0-20 cm, fazendo-se, inicialmente, uma limpeza superficial do terreno, evitando-se pontos perto de formigueiros ou cupins. Com a terra no trado, raspou-se a terra da lateral aproveitando-se apenas a porção central.

As amostras compostas, na quantidade aproximada de 0,5 kg, foram acondicionadas em sacos plásticos etiquetados. Como cuidado adicional, colocou-se na boca do saco um feixe de jornal para garantir uma aeração do solo, fechando-se em seguida e, tomando-se o cuidado de não expô-las ao sol. Por fim, tais amostras foram transportadas para o Laboratório de Microbiologia Agrícola e Molecular do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos – LAMAM, Campus Araras/SP, onde foram processadas imediatamente.

Para fins de interpretação da alteração na atividade ou natureza da microbiota do solo, ao contrário da área considerada na fertirrigação - que seria considerada como área de aplicação toda a superfície da parcela, aqui, deve ser considerada com área aplicada apenas a superfície de solo efetivamente molhada pelo gotejador, que, no caso, foi de 35 cm de diâmetro, considerando-se o bulbo formado a 15 – 20 cm de profundidade, resultando-se uma área de aplicação de 0,096 m² /gotejador.

4.5.2 Amostragem de Solo

A amostragem de solo foi realizada durante o período experimental, sendo a primeira coleta anterior a primeira aplicação de efluente em 06/07/2006, a segunda aplicação foi realizada em 11/08/2006, dias após a primeira aplicação, a terceira coleta foi realizada em 05/10/2006 e quarta amostragem foi realizada em 15/02/2007. Na Figura 12 – a foto ilustra a coleta de solo, para a realização das análises.



Figura 12. Amostragem de Solo

4.6 Determinação da Biomassa Microbiana do Solo

A biomassa microbiana do solo também pode ser medida indiretamente por meio da respiração do solo Nielsen & Winding (2002). Medidas de respiração microbiana refletem diretamente a atividade de microorganismos heterótrofos e informam quanto à bioatividade do solo Paul & Clark (1996). O método de determinação de respiração basal induzida (SIR), originalmente proposto por Anderson & Domsch (1978), permite converter dados de respiração em C de biomassa, por aplicação de um fator de conversão aos resultados obtidos na respiração. O método baseia-se em medidas da respiração basal, que é a respiração real do

solo, e da induzida, que é a respiração potencial, a partir da adição de um substrato de fácil metabolização.

Assim sendo, biomassa microbiana foi determinada pelo método descrito por Vance et al. (1987), utilizando-se em lugar do clorofórmio, o forno de microondas para eliminar os microrganismos. Este procedimento denominado de irradiação–extração foi proposto por Ferreira et. al. (1999). Três sub-amostras de cada amostra de solo foram irradiadas em forno microondas por três minutos e outras sub-amostras foram deixadas sem irradiação. A extração do carbono foi feita com K_2SO_4 , e após a filtração foi determinado por oxidação com $K_2Cr_2O_7$. A biomassa microbiana foi dada pela diferença entre os teores das amostras irradiadas e não, adotando-se 33% como fator de eficiência do método.

O valor do carbono da biomassa microbiana foi calculado pela equação: 1

$$C_{mic} = (C_i - C_{ni}) / K_c = \mu g . g^{-1} \text{ de C no solo}$$

sendo:

C_{mic} = carbono da biomassa microbiana do solo,

C_i = carbono da amostra irradiada,

C_{ni} = carbono da amostra não irradiada

$K_c = 0,33$ (fator de correção proposto por SPARLING e WEST, 1988).

4.7 Quantificação dos microrganismos

A contagem de microrganismos no solo é uma medida que poderá ser obtida diretamente por microscopia ou estimada por métodos indiretos, quando os propágulos existentes na amostra são capazes de formar colônias. Em todos os procedimentos de isolamento, os microrganismos são obtidos em condições naturais e colocados em condições artificiais. Dessa maneira, em qualquer que seja o método empregado, haverá seleção dos microrganismos, seja pelo meio de cultura utilizado ou pelas condições ambientais do cultivo. Geralmente, a contagem de microrganismos do solo é realizada pela técnica de plaqueamento em meio de cultura. Esse procedimento detecta um número menor de espécies de microrganismos que ocorre naturalmente no solo, pois favorece o crescimento de um pequeno

grupo de espécies de metabolismo rápido e adaptadas a sobreviver em solo relativamente deficiente em nutrientes (Brookes & McGrath, 1984; Jahnel 1997; Elsas, 1997).

Para a quantificação dos microorganismos, utilizou-se a técnica por diluição sucessiva em placas de Petri, onde 10 g de solo foram colocadas em Erlenmeyer de 500mL com 90mL de solução salina (0,85% NaCl), agitado durante quinze minutos a 160 RPM para homogeneização da suspensão de solo, segundo metodologia proposta MARIANO et al. (2000). A partir destas suspensões foram realizadas diluições seriadas e alíquotas de 0,1mL plaqueadas nos meios de cultura Nutriente Agar e Martim para as determinações das populações de bactérias e fungos totais. As placas foram incubadas invertidas por uma semana a 28° C, em estufa e as colônias formadas por grama de solo seco (UFC g⁻¹ de solo) foram contadas. Todas as análises foram efetuadas em duplicatas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise do Efluente

A análise do efluente foi realizada em 17/08/2006, e, os resultados foram utilizados para verificar a possibilidade da utilização do efluente como fertilizante. Porém, os resultados da análise também permitiram avaliar o enquadramento nas legislações de lançamento de efluentes em corpos hídricos, e inferir a eficiência do sistema de tratamento utilizado na Fazenda São Carlos

A caracterização do efluente da Fazenda São Carlos foi realizada a pedidos da administração, e realizada de acordo com a solicitação, baseada nas informações, quais os mesmos, julgaram serem interessantes para a fertilidade de solo.

As análises físico-químicas, apresentada na Tabela 7, foram direcionadas a comparação do potencial de fertilizante do efluente, assim, foram obtidos valores de referências na análise físico-químicas e comparados com parâmetros da legislação

Para determinar a qualidade de um efluente, devem-se atender parâmetros de controle, os quais, no caso dos dejetos suínos os principais parâmetros utilizados são os seguintes; Demanda Química de Oxigênio (DQO- mgL^{-1}), qual representa, a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica e inorgânica oxidável da água, ou seja a quantidade de oxigênio consumida por diversos compostos sem a intervenção de microorganismos; Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO- mgL^{-1}), sendo, a principal unidade de medição de poluição dos efluentes. Corresponde a quantidade de oxigênio necessário para que as bactérias depuradoras possam reduzir cargas poluidoras na água. Quanto maior a DBO maior é a poluição causada. No processo de digestão desta carga poluidora as bactérias necessitam de certa quantidade adicional de oxigênio, que é denominada de DBO; Sólidos Totais (ST - mgL^{-1}) corresponde a matéria sólida contida nos dejetos e que permanece após a retirada da umidade; Sólidos Voláteis (STV - mgL^{-1}): Caracterizam a fração de material orgânico, assim como o teor de sólidos fixos indicam o teor de sólidos minerais; Nitrogênio Total (NTK - mgL^{-1}), os nutrientes o que tem maior interesse

no estudo das águas residuárias são o nitrato, nitrito, a amônia e o nitrogênio orgânico. O nitrogênio total é a soma da amônia livre e do nitrogênio orgânico, sua presença indica o grau de poluição do aquífero ocasionada por despejo de água rica em fertilizantes nitrogenados.

5.2 Disposição de Efluentes de Suínos em Corpos Hídricos

De posse das análises físico-químicas dos efluentes provenientes da produção de suínos da granja da Fazenda São Carlos, realizou-se comparação com o Artigo 18 do Decreto nº 8. 468, de 8 de Setembro de 1976, onde, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nas coleções de água, desde que enquadrados aos parâmetros estipulados. Ocorreu ainda, a comparação com o Artigo 15 da Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005, publicada no DOU nº 53, de 18 de março de 2005, Seção 1, páginas 58-63, Tabela 10. Para a comparação com as legislações citadas foram utilizadas análises físico-químicas do efluente provindo da saída da lagoa anaeróbia.

Tabela 10. Comparação de Análise Físico-Químico de acordo com as Legislações

Parâmetros	Saída Lagoa Aeróbia	Artigo 18	CONAMA nº 357
	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	565	-	0,5
nitrogênio total Kjeldahl	1755	-	-
Fósforo total	5,3	-	0,02
Potássio	180	-	-
Cobre	0,08	-	0,009
Ferro	0,3	15	0,03
Sódio	65,7	-	-
Zinco	0,16	5	0,18
DBO ₅ ²⁰	141	60	5
DQO	547	-	-
pH	8,2	5 a 9	5 a 9
Sólidos Totais Fixos	447	-	-
Sólidos Totais Voláteis Fixos	5279	-	-

Nota-se, que a análise dos efluentes provindos da granja de suínos da Fazenda São Carlos, fornece o mínimo de parâmetros para comparação com as legislações citadas. Porém, mesmo que reduzidos, avalia-se que o efluente não atende as legislações para descarte de efluentes.

5.3 Análise do Efluente como Fertilizante

A análise demonstrou que o efluente do experimento apresentava potencial de contaminação do solo ou toxicidade às plantas com os elementos - Sulfato(SO₄²⁻), Nitrogênio amoniacal (N-NH₃), Sódio (Na), Potássio, Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Cobre (Cu), Manganês Mn) e Sólidos Totais.

Enfatiza-se que as restrições de AYERS & WESTCOT (1991) não significam a não utilização da água residuária com elementos acima do recomendado e sim que esta água inspira cuidados no seu uso onde tal deve ser controlada, ou seja, uma água restrita ao uso contínuo na irrigação sem controle nenhum.

A comparação feita entre os parâmetros indicados por AYERS & WESTCOT (1991) e a análise do efluente utilizado para irrigação (saída da lagoa anaeróbia) e o efluente após passagem pelo sistema de tratamento (Tabela 11) – apontam que, os valores obtidos ultrapassam os valores recomendados. Dessa maneira, conclui-se que os efluentes provindos da produção zootécnica de suínos da Fazenda São Carlos não podem ser utilizado como fertilizante sem adequação da estação de tratamento, a qual não atende aos parâmetros de lançamento de efluentes em corpos hídricos e em solo agrícola.

Tabela 11. Comparação de Efluentes com Parâmetros de Irrigação

Parâmetro	Unidade	Saída Lagoa Anaeróbia	Níveis limites p/ Irrigação
Cloreto (CL ⁻)	mg.L ⁻¹	-	30
Nitrato (N-NO ₃)	mg.L ⁻¹	-	30
Sulfato(SO ₄ ²⁻)	mg.L ⁻¹	-	20
Fósforo(P)	mg.L ⁻¹	15,8	2
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	mg.L ⁻¹	67,5	5
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L ⁻¹	2615	-
Sódio (Na)	mg.L ⁻¹	61,7	40
Potássio	mg.L ⁻¹	204	2
Cálcio (Ca)	mg.L ⁻¹	14,2	20
Magnésio (Mg)	mg.L ⁻¹	5,9	5
Ferro (Fe)	mg.L ⁻¹	1,24	5
Cobre (Cu)	mg.L ⁻¹	0,49	0,2
Manganês Mn)	mg.L ⁻¹	-	0,2
Zinco Zn)	mg.L ⁻¹	-	2
Cromo (Cr)	mg.L ⁻¹	-	0,1
Níquel (Ni)	mg.L ⁻¹	-	0,2
Cádmio (Cd)	mg.L ⁻¹	-	0,01
Chumbo (Pb)	mg.L ⁻¹	-	5
Alumínio (Al)	mg.L ⁻¹	-	-
DBO	mg.L ⁻¹	4240	-
Sólidos Fixos Totais	mg.L ⁻¹	1499	-
Sólidos Voláteis Totais	mg.L ⁻¹	-	-
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	-	20000
Cor aparente	PtCo	13225	-
Turbidez	FTU	2375	-
Sedimentos em Suspensão	mg.L ⁻¹	436,3	-
Condutividade elétrica (CE)	mS cm ⁻¹	3,8	3
pH		7,7	8,5

Fonte: Ayers e Westcot (1991)

5.4 Resultados Biomassa Microbiana do Solo

A biomassa microbiana total do solo funciona como importante reservatório de vários nutrientes das plantas, segundo GRISI & GRAY (1986), uma vez que pertence ao componente lábil da matéria orgânica do solo, e possui atividade influenciada pelas condições bióticas e abióticas, o que permite que o seu acompanhamento reflita possíveis modificações no solo, podendo ser considerada como uma boa indicadora das alterações resultantes do manejo do solo.

Conforme GAMA-RODRIGUES (1997), os valores da biomassa microbiana indicam o potencial de reserva de carbono no solo que participa do processo de humificação. Portanto, permite aferir o acúmulo ou perda de carbono no solo, o que expressa menor potencial de decomposição da matéria orgânica.

Os dados de cada ensaio foram submetidos à análise de variância (ANOVA), aplicando-se o teste F ao nível de 5% de probabilidade e, posteriormente, as comparações das médias pelo teste de Tukey. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa estatístico Statistica 6,0 (LEWICKI, P.; HILL, T, 2005).

Para a biomassa microbiana de carbono determinada na primeira coleta mostrou que as áreas apresentavam diferentes valores, ou seja, a área 1, apresentou valores superiores a área 2, sendo estes significativamente diferentes entre si. A área 3 e 4 não diferiram entre si. Na segunda determinação que ocorreu após 31 dias do início da aplicação dos dejetos notou-se que para os tratamentos 1 e 2 não foram detectadas diferenças significativas enquanto que para os dois outros tratamentos (3 e 4) houve uma inibição na biomassa microbiana de carbono, sendo esta redução em torno de 30%.

Para as terceiras e quartas coletas não foram detectadas diferenças significativas entre os valores determinados para a CBM para todos os tratamentos

A Figura 13 – apresenta o resultado do C da Biomassa Microbiana no Solo nas quatro amostragens realizadas e quatro tratamentos utilizados.

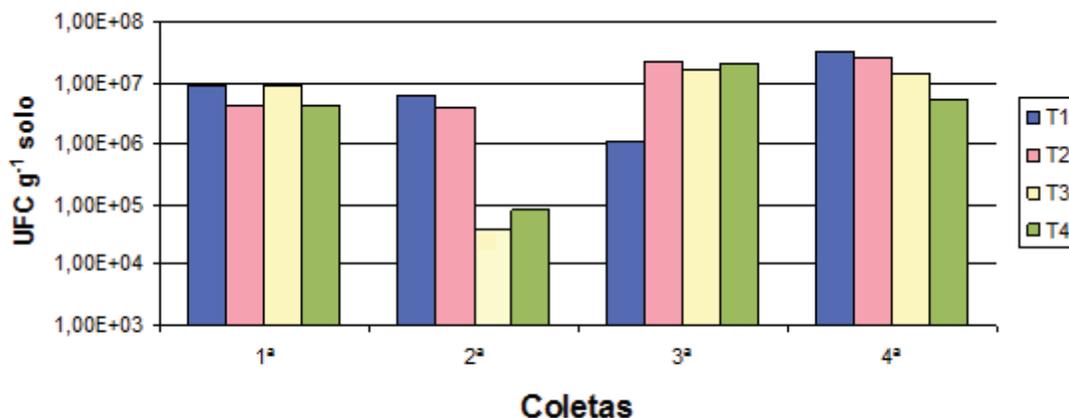


Figura 13. Resultados da Biomassa Microbiana

A primeira coleta ocorrida em 06/07/06 demonstra que a taxa de carbono para o tratamento 1- encontrava-se em torno de 250 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 2 - encontrava-se em torno de 200 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 3 - encontrava-se em torno de 100 μg de carbono por grama de solo e no tratamento 4 - encontrava-se em torno de 100 μg de carbono por grama de solo.

Notas-se que inicialmente as parcelas dos tratamentos 1 e 2 apresentaram disparidade de carbono disponível no solo em relação aos tratamentos 3 e 4. Infere-se que essa diferenciação de valores entre tratamentos, nessa primeira avaliação seja ocasional, ou seja, não deve ser relacionada à aplicação de chorume de suínos uma vez que essa primeira avaliação foi realizada antes da primeira aplicação.

A segunda coleta ocorrida em 11/08/06, após 34 dias, e irrigados no T1 – 0 de água, T2 – 3767,8 litros ou 20,9 m^3/ha de efluentes, T3 – 12697,6 litros ou 70,5 m^3/ha de efluentes e T4 – 18803,8 litros ou 104 m^3/ha de efluentes, demonstra que a taxa de carbono tendeu-se a reduzir no solo, indicando um processo de degradação de matéria orgânica, assim reciclando nutrientes para o sistema solo-planta.

A segunda análise demonstra que a taxa de carbono para o tratamento 1- encontrava-se em torno de 135 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 2 - encontrava-se em torno de 175 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 3 - encontrava-se em torno de 50 μg

de carbono por grama de solo e no tratamento 4 - encontrava-se em torno de 50 μg de carbono por grama de solo.

A terceira coleta ocorrida em 05/10/06, após 89 dias e irrigados no T1 – 0 de água, T2 – 10508,6 litros ou 58,3 m^3/ha de efluentes, T3 – 26932,2 litros ou 166,29 m^3/ha de efluentes e T4 – 39510,5 litros ou 219,5 m^3/ha de efluentes, demonstra que a taxa de carbono como reserva no solo, obteve decréscimo acentuado, indicando que o processo de degradação de matéria orgânica e disponibilização de nutrientes no sistema solo-planta.

A terceira análise demonstra que a taxa de carbono para o tratamento 1- encontrava-se em torno de 50 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 2 - encontrava-se em torno de 60 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 3 - encontrava-se em torno de 25 μg de carbono por grama de solo e no tratamento 4 - encontrava-se em torno de 50 μg de carbono por grama de solo.

A quarta coleta ocorrida em 15/02/07, após 222 dias e irrigados no T1 – 0 de água, T2 – 11820,1 litros ou 65,6 m^3/ha de efluentes, T3 – 31616,1 litros ou 175,6 m^3/ha de efluentes e T4 – 46712,1 litros ou 259,5 m^3/ha de efluentes, demonstra que a taxa de carbono é reduzida como reserva no solo, entretanto, não sofreu alterações significativas em relação a terceira coleta, assim, indicando um processo de estabilização entre degradação de matéria orgânica e a disponibilidade de carbono no solo.

A quarta análise demonstra que a taxa de carbono para o tratamento 1- encontrava-se em torno de 45 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 2 - encontrava-se em torno de 45 μg de carbono por grama de solo, no tratamento 3 - encontrava-se em torno de 55 μg de carbono por grama de solo e no tratamento 4 - encontrava-se em torno de 65 μg de carbono por grama de solo.

Diante dos resultados constatou-se que a disponibilidade de C da biomassa microbiana do solo foi reduzindo à medida que os volumes de irrigações foram aumentando. Os resultados demonstram que a disponibilização de matéria orgânica no solo faz com que a atividade microbiana aumente e o C da biomassa microbiana tenha um decréscimo. Pois, como aumento da atividade microbiana, ocorre à incorporação do carbono no processo de humificação, transformando em novos compostos (nutrientes) para as plantas.

5.5 Bactérias Totais

Para determinação do número de unidades formadoras de colônias de bactérias, os dados de cada ensaio também foi submetido à análise de variância (ANOVA), aplicando-se o teste F ao nível de 5% de probabilidade e, posteriormente, as comparações das médias pelo teste de Tukey. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa estatístico Statistica 6,0 (LEWICKI, P.; HILL, T, 2005), nas quatro taxas de aplicação, nas quatro épocas de avaliação, estão apresentados na figura 14 – Resultados de Bactérias Totais.

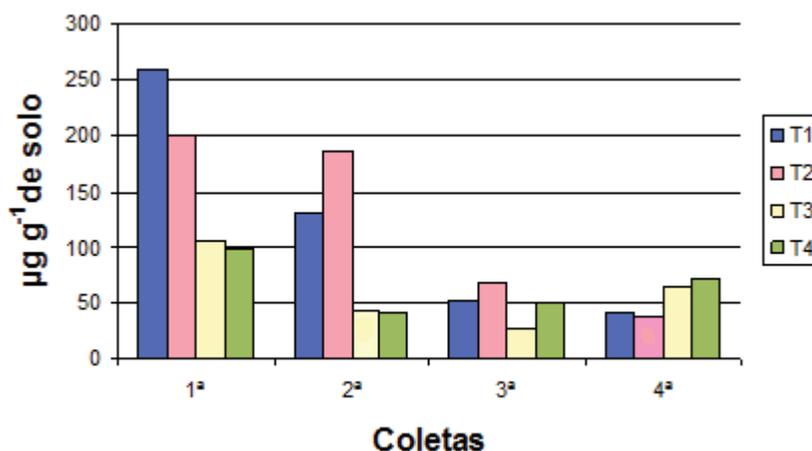
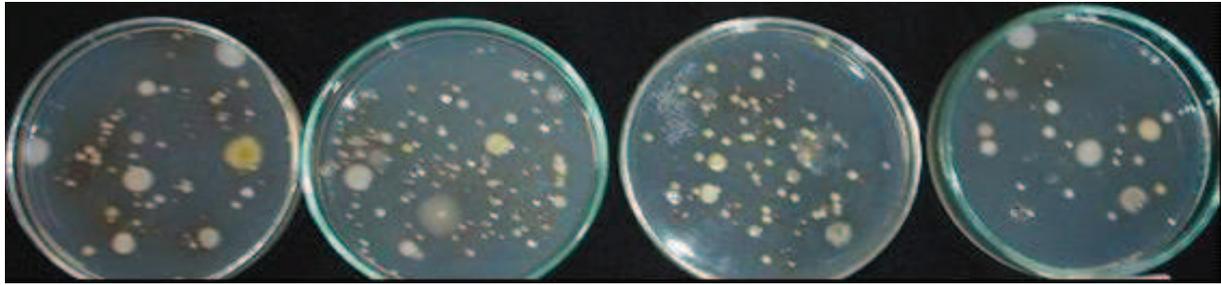


Figura 14. Resultados de Bactérias Totais

Os resultados dos microorganismos da técnica por diluição sucessiva em placas de Petri apresentaram-se das seguintes formas.

O resultado da amostra ocorrida em 06/07/2006 é apresentado na Figura 15, para a população de bactérias determinada na 1ª coleta não diferiu significativamente entre as áreas estudadas, assim como não foi possível detectar diferenças na diversidade das colônias entre as áreas estudadas.



T1

T2

T3

T4

Figura 15. Foto para Bactérias Totais Ensaio 1

Para a segunda coleta, realizada 31 dias após o início dos tratamentos, também não foram detectadas diferenças estatísticas significativas entre o número de unidades determinadas para os diferentes tratamentos, embora houvesse uma tendência para um menor número para os tratamentos 3 e 4. Quanto à diversidade das colônias nada foi observado.



T1

T2

T3

T4

Figura 16. Foto para Bactérias Totais Ensaio 2

O da amostra ocorrida em 05/10/2006 é apresentada na Figura 17, onde, a coleta realizada após 91 dias do início dos tratamentos, observa-se que houve um aumento do número de colônias para todos os tratamentos com aplicação dos dejetos suínos, não sendo detectadas diferenças significativas entre eles, mas significativas entre eles e o tratamento controle. Quanto à diversidade, nada foi constatado

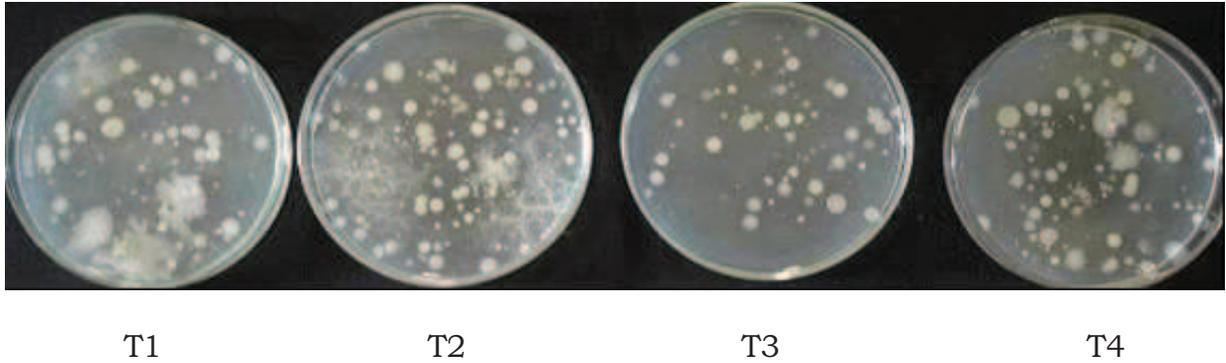


Figura 17. Foto para Bactérias Totais Ensaio 3

O resultado da amostra ocorrida em 15/02/2007 é apresentado na Figura 18, onde consta, os resultados da coleta realizada 214 dias após o início dos tratamentos, o número de colônias de bactérias não diferiram significativamente nos tratamentos 1 e 2, ou seja entre o tratamento controle e o tratamento onde aplicou-se a menor dose de dejetos. Para os outros tratamentos 3 e 4, os números determinados foram inferiores aos tratamentos anteriores mas não diferiram entre si.

Qualitativamente, não foi possível observar mudanças morfológicas entre as colônias do T1 e T2, porém entre as do T3 e T4 foi possível observar diferenças, principalmente com as do T4 onde houve predomínio de algumas colônias de crescimento rápido que ocuparam grande parte da placa de Petri.

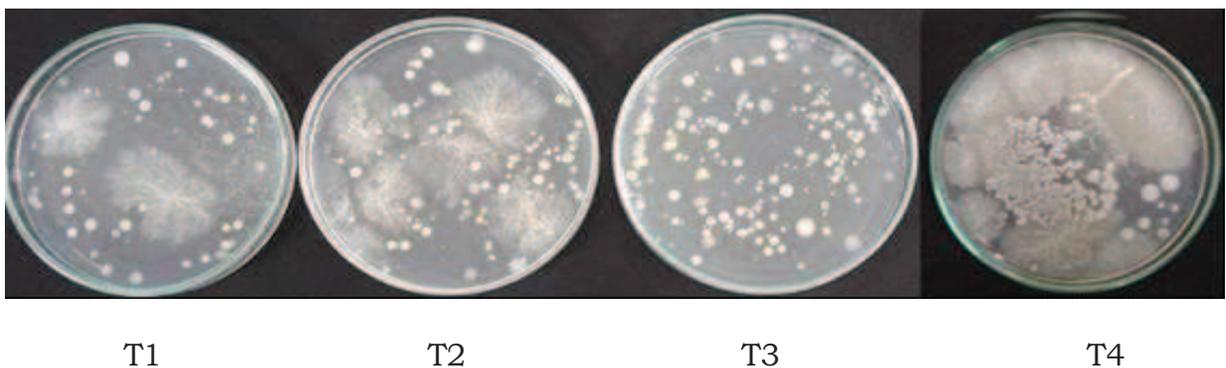


Figura 18. Foto para Bactérias Totais Ensaio 4

Diante dos resultados de números totais de bactérias, nota-se inicialmente o decréscimo no número de unidades formadoras de colônia, inferindo-se uma alta fertilização de solo, provocando a desestabilização da microbiota do solo, assim reduzindo o número de bactérias totais. Entretanto, ao longo do experimento ao adicionar maiores concentrações de efluentes, notou-se que a população bacteriana voltou a crescer, porém, não diferindo significativamente do início do experimento,

Relativo à diversidade das bactérias do solo mostrou-se que após um período de instabilidade adaptativa os microorganismos, não diferiram – se, assim, mantendo a mesma morfologia do início do experimento ao fim.

5.6 Fungos Totais

Com relação à população de fungos unidades formadoras de colônias de bactérias determinadas nas quatro taxas de aplicação, nas quatro épocas de avaliação, estão apresentados na Figura 19.

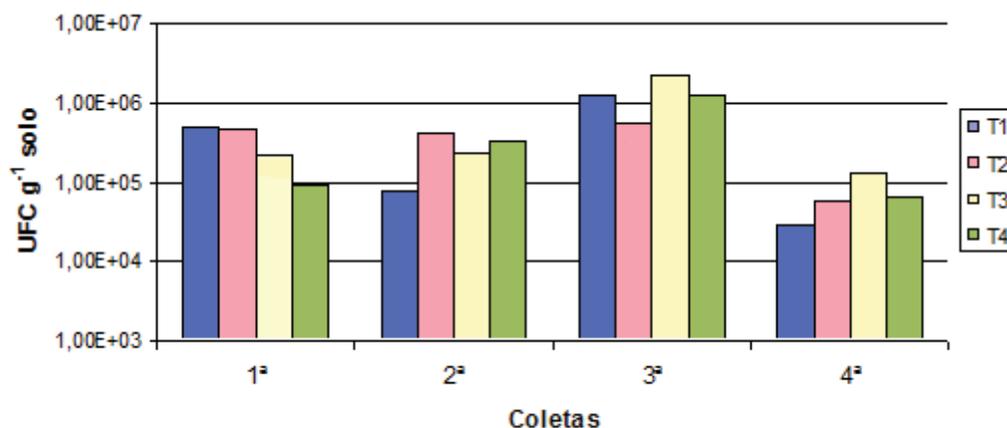


Figura 19. Resultado para Fungos Totais

Com relação à população de fungos, também a semelhança do que ocorreu com a população de bactérias, para a primeira coleta não foi constatada diferença significativa entre os números determinados para as diferentes áreas.

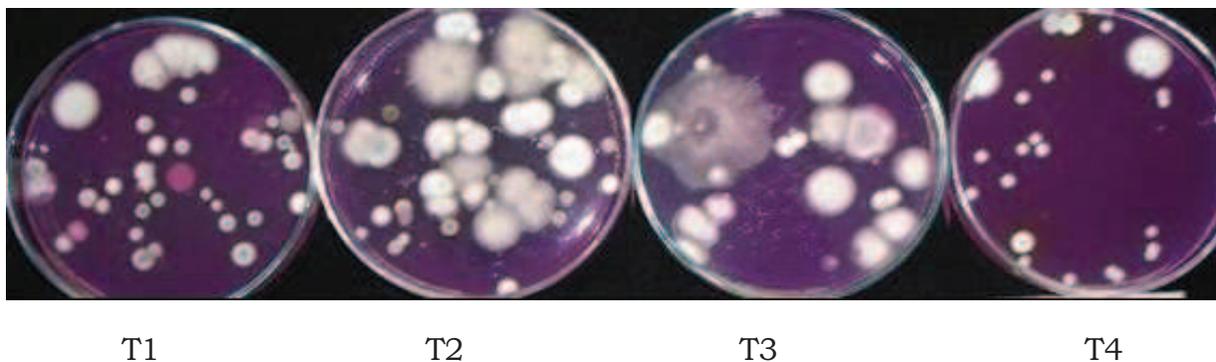


Figura 20. Foto para Fungos Totais Ensaio 1

Para a coleta realizada 31 dias após o início da aplicação dos dejetos suínos, constatou-se uma elevação no número de unidades formadoras de colônias para os tratamentos onde foram aplicados os dejetos (T2, T3 e T4) mostrando que estes organismos utilizaram o produto como fonte de carbono e energia. Não foram detectadas diferenças significativas entre os tratamentos 2, 3 e 4, mas estes diferiram significativamente do tratamento controle.

Qualitativamente, não se observa diferenças morfológicas entre as colônias dos tratamentos 1, 2 e 3, porém, nos isolamentos obtidos do tratamento 4 observa-se uma diminuição da diversidade, com seleção de gêneros.

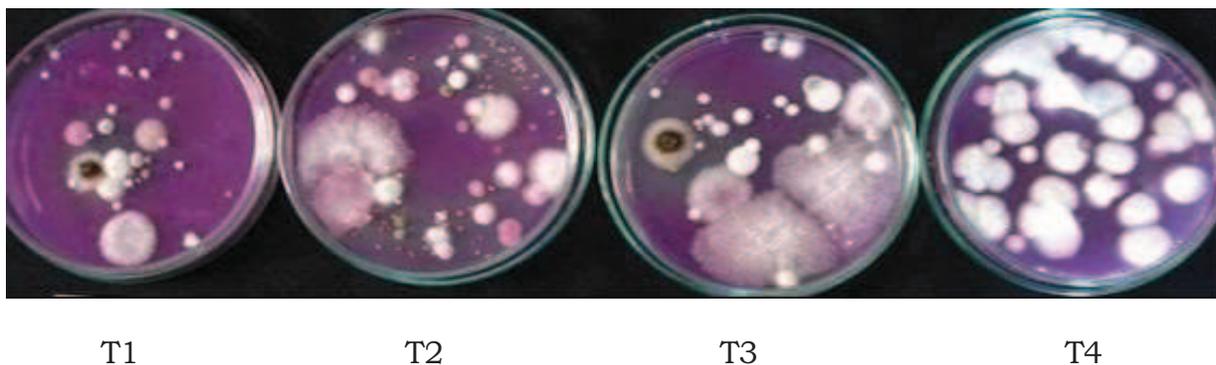


Figura 21. Foto para Fungos Totais Ensaio 2

Para a terceira coleta, 91 dias após o início da aplicação dos dejetos de suínos na rizosfera de citrus, observa-se que no tratamento 3 a população de fungos foi estimulada, enquanto que o tratamento 4 não diferiu do tratamento controle e no tratamento 2 houve uma redução nos números de unidades formadoras de colônias.

Quanto à diversidade não foi possível detectar diferenças morfológicas entre as colônias.

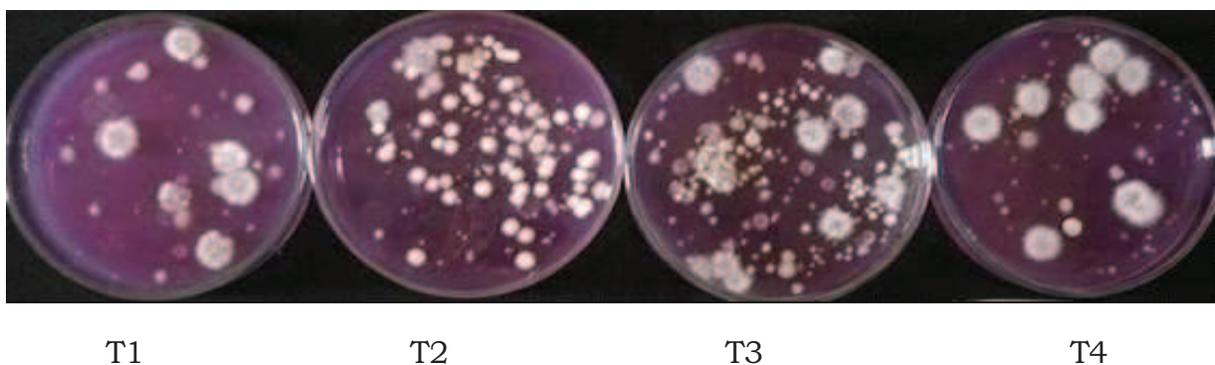


Figura 22. Fotos para Fungos Totais Ensaio 3

Na última coleta, realizada aos 214 dias não se detectou diferenças significativas entre o número de unidades de colônias entre os tratamentos e nem quanto à diversidade.

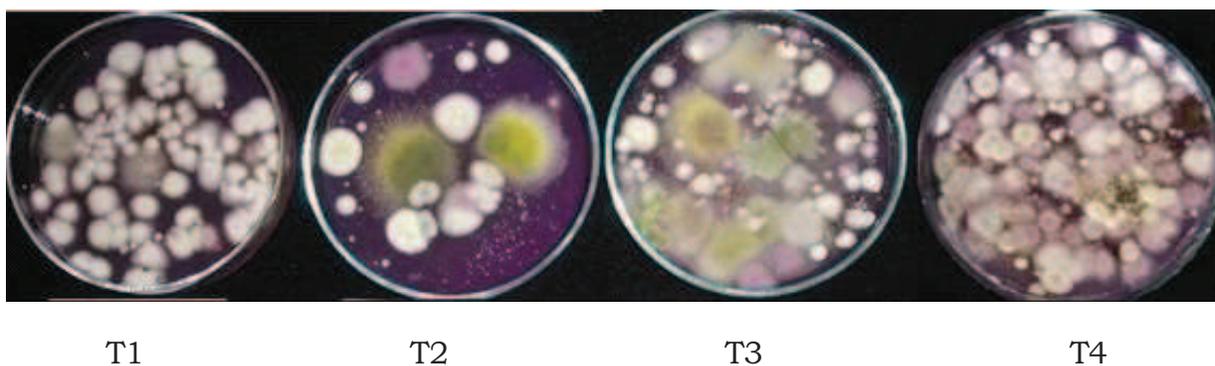


Figura 23. Fotos para Fungos Totais Ensaio 4

5.7 Volume de Efluentes Suinícolas Disposto em Solo Agrícola

Para utilização dos efluentes de suínos como fertilizante, verificou-se que mesmo após passar pelo sistema de tratamento da Fazenda São Carlos a análise química do efluente

realizada pela Fazenda São Carlos, apresentada anteriormente na Tabela 7 – Análise Físico-Químico do Sistema de Tratamento de Efluentes, comparado com os níveis, propostos por AYERS & WESTCOT (1991), indicam que os elementos químicos Cobre, Sódio, Potássio, Magnésio e Nitrogênio Amoniacal, não são aptos a irrigação de solo agrícolas.

5.8 Aplicação de Efluentes Segundo a Organização Mundial da Saúde

O efluente utilizado no experimento, o qual foi utilizado para irrigação de cultura de Citrus, enquadra-se nos parâmetros exigidos pela Organização Mundial da Saúde.

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989), são as seguintes as diretrizes para a utilização de esgotos tratados para a irrigação de culturas agrícolas.

O efluente enquadra-se na Categoria C, onde o efluente é utilizado na irrigação de culturas não ingeridas como cereais, para a indústria, pastos forragem e Árvores. Ressalta-se, que o enquadramento cabe ao sistema de irrigação utilizado no projeto (gotejamento), assim, os trabalhadores não são expostos ao contato com o efluente, não sendo necessária a análise bacteriológica.

6 CONCLUSÕES

6.1 Lançamento de Efluentes em Corpo Hídricos

Os efluentes em uma granja de suínos são gerados de vários meios, ou seja, não são somente da higienização de baias, dejetos + urina, dessedentação dos animais, mas também de banheiros coletivo para higienização pessoal, cozinha e restos de materiais veterinários.

Assim sendo, os efluentes gerados é a composição de produtos químicos utilizados na higienização das baias e animais; produtos químicos, hormônios, provindos da utilização de materiais veterinários e descartados nas lagoas de estabilização; produtos químicos de higienização, como shampoo, produtos estéticos, dentre outros.

Pode-se concluir, então, que para lançamento de efluentes provindos da produção zootécnica de suínos, não se pode analisar somente os dados descritos no item principais indicadores de poluição e contaminação, pois, o artigo 15 da Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005, prevê mais parâmetros a serem enquadrados na classificação dos corpos hídricos. Onde, cada lançamento de efluente, águas residuárias ou água, não pode alterar a classificação estabelecida para o corpo hídrico em questão.

Mesmo, o artigo 18 do decreto nº8. 468, de 8 de Setembro de 1976 abrange mais parâmetros de contaminação de corpo hídrico, do que os propostos em estudos de contaminação de águas superficiais.

6.2 Utilização como fertilizante

Para a disposição do efluente com fertilizante, constatou-se que o efluente de suínos da Fazenda São Carlos, mesmo após tratamento não apresenta valores de elementos químicos dentro dos parâmetros propostos por Ayers & WESTCOT (1991), para lançamento em solo agrícola.

A utilização do efluente proveniente provindo da lagoa anaeróbia também se apresentou fora dos parâmetros descritos por AYERS & WESTCOT (1991). Porém, os autores preconizam irrigação de forma constante e ininterrupta, diferentemente do ocorrido, onde foi utilizado sistema de irrigação por gotejamento e diluição dos efluentes.

O trabalho não apresenta resultado de acúmulos de elementos químicos no solo, tão pouco a toxicidade que tais elementos representam à cultura de citrus.

Assim sendo, recomenda-se um estudo de toxicidade de solo para verificar a possibilidade de uso do efluente como fertilizante.

6.3 Degradação da Matéria Orgânica

A degradação de matéria orgânica apresentada no trabalho, onde, faz relação com a disponibilidade de carbono no solo, apresentou resultados representativos, no intuito de apresentar novos parâmetros de irrigação e disposição de efluentes no solo.

O trabalho demonstrou que o lançamento de 50 m³/ha, 150m³/ha e 300m³/ha de efluentes no solo apresentaram resultados positivos.

O trabalho demonstra que o carbono da biomassa microbiana no solo teve um decréscimo do início do experimento a última análise feita, demonstrando que o carbono foi incorporado ao processo de degradação de matéria orgânica ao decorrer dos tratamentos realizados. Demonstrando, ainda, que o número total de bactérias disponíveis para o processo de degradação não apresentou alteração significativa. A morfologia das bactérias também, não sofreu alterações com os tratamentos propostos, assim inferindo-se que as diferentes taxas de efluentes aplicadas não alteram a microbiota do solo. Concernente ao número de fungos constatou-se que as morfologias dos mesmos não foram alteradas, porém o número de fungos totais apresenta decréscimo no tratamento quatro, o que se demonstra como um indicador positivo, pois, o número de fungos tendeu-se a estabilizar.

De acordo com os resultados apresentados pode concluir – se que os efluentes provindos da produção zootécnica de suínos inspiram cuidados ao manejo e disposição no

meio ambiente, porém com o devido gerenciamento, a aplicação em solo agrícola pode apresentar-se como uma solução alternativa para o efluente.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to asses the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.393-395, 1993.

ANUALPEC. **Anuário da Pecuária Brasileira**. São Paulo: Instituto FNP, 2004. 368p.

ARCURI, P.B. **Efeito da temperatura ambiental na produção e na qualidade do biogás em biodigestor modelo indiano na zona da mata de Minas Gerais**. Viçosa, UFV, 92p. 1986. (Mestrado em Agronomia, Área de Concentração Microbiologia Agrícola, UFV, Viçosa, MG).

ASAE. Manure Production and characteristics. ASAE Agricultural Sanitation and Waste Management Commitec, Standarts D384.1.1993

Ayers, R.S.; Wsetcot. D.W.A. Qualidade da água na agricultura. Campina Grande. Universidade Fedcal da Paraíba. 1991. 218p. Estudos FAO. Irrigação e Drenagem, 29. ver. 1

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, n.4, p.641-649, 1998.

Bastos, R. K. X. Fertirrigação com Águas Residuárias. **In: FOLEGATTI, M. V.** Fertirrigação: citrus, flores, hortaliças. Livraria e Editora Agropecuária Ltda, Guaíba/RS. 1999.

BRANCO, S. M. **Poluição: a morte de nossos rios**. São Paulo: Manole, 1972. 115 p.

Bettiol, W., Camargo, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Embrapa Meio Ambiente (Jaguariúna, SP). 2000.

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology Fertility Soil**, v.19, p.269-279, 1995.

BROOKES, P.C.; MCGRATH, S.P. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. **Journal of Soil Science**, v.35, p.341-346, 1984.

CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. **Soil Biology Biochemistry**, v.25, p.1231-1239, 1993.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. **Condições e padrões de lançamentos de efluentes**. Ministério do Meio Ambiente, Resolução 357, 23p. 2005.

Coraucci Filho, B. et. at.. Bases Conceituais da Disposição Controlada de Águas Residuárias no Solo (Capítulo 13). In: CAMPOS, J.R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbico e Disposição Controlada no Solo**. FINEP / CNPq / PROSAB. p 321-356. 1999a.

DICK, R.P. Soil enzyme assays as indicators of soil quality. In: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicsek, D.F.; Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Soil Sci. Soc. Am. Special Publication n.35. Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 107-124, 1994.

DORAN, J.W; PARKINSON, T.B. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicsek, D.F.; Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Soil Sci. Soc. Am. Special Publication n. 35. Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 3-22, 1994.

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.W.; JORDAN, C.; SZOTT, L. VANCE, E. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Eds.). Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. Honolulu: University of Hawaii Press, 1989. p.33-67.

ELSAS, J.D.VAN; TREVORS, J.T.; WELLINGTON, E.M.H. Modern soil microbiology. Marcel Dekker, New York. 1997. 682p.

FERREIRA, A de S. **Efeitos da adição de resíduos de curtume e carboníferos nas plantas e no solo.** Porto Alegre, 1998. 96 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia-Solos) Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998.

FREITAS, M.A.V.; SANTOS, A.H.M. Perspectivas de gestão e informações de recursos hídricos. O Estado das Águas no Brasil. Brasília: SIH/ANEEL, MMA, SRH. 1999. 336 p.

FRIGHETTO, R.T.S. XVII. Análise da biomassa microbiana em carbono: método de fumigação extração. In: FRIGHETTO, R.T.S., VALARINI, P.J. (Coords). Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.157-166. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 21).

GAMA-RODRIGUES, E. F. da. Carbono e Nitrogênio da biomassa microbiana do solo e da serrapilheira de povoamentos de eucalipto. Seropédica, 1997. 108f.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; MONREAL, C.M.; ELLERT, B.H. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal Soil Sci., v.74, p.367-385, 1994.

GRISI, B.M.; GRAY, T.R.G. Comparação dos métodos de fumigação, taxa de respiração em resposta à adição de glicose e conteúdo de ATP, para estimar a biomassa microbiana dos solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p 109-115, 1986.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística & SIDRA. Censo Agropecuário. Resultados preliminares. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Agropecuario_2006/>. Acesso em: 15/02/2008.

ISHIZUKA, M.M. Toxoplasmose suína: Avaliação da prevalência da infecção toxoplásmica em rebanhos suínos pela prova de imunofluorescência indireta e hemaglutinação. **Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana**, Washington, v.100, n.6, p.635-645, 1986.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. N. Soil Biochemistry. New York: Marcel Dekker, 1981. v. 5, p. 415-71.

KAISER, E.A.; MARTENS, R.; HEINEMEYER, O. Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil. *Plant and Soil*, v.170, p.287-295, 1995.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.J; HARRIS, R.F; SCUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.61, p. 4-10, 1997.

KONZEN, E.A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação manejados em forma líquida**. 1980. 56f. Dissertação (Mestrado). - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte

MALAVOLTA, E.. **ABC da Análise de Solos e Folhas**. São Paulo, Editora Agronômica CERES, 1992. 124 p.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**, São Paulo: Agronômica Ceres, 1980, Cap. 6, Os elementos minerais, p. 114 -140.

MALAVOLTA, E. **A B C da Adubação**. São Paulo: Agronomica Ceres, 1979. Cap. 3: Adubos nitrogenados, p. 25-39.

Mancuso, P. C. S.; Santos, H. F. **Reúso de Água**. Barueri/SP. Manole, 2003.

MARCHIORI JUNIOR, M.; MELO, W.J. **Carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.23, n.2, p.257-263, 1999.

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N. **Riscos potenciais ao meio ambiente pela aplicação de dejetos líquidos de suínos ou compostos orgânicos no solo**. IN: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS, 1, 1995. Ponte Nova. Anais... EPAMIG EMATER, UFV, ASSUVAP, 1995. p. 35-44.

MATOS, A.T. Tecnologias alternativas e de baixo custo para tratamento de resíduos de atividades agroindustriais. **In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 32., 2003, Goiânia. Anais...** Goiânia: Universidade Federal de Goiás, Universidade Estadual de Goiás, EMBRAPA. 2003. 1 CD-ROM.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: editora UFLA, 2002. 626p.

NEVES, S. P.; MARIANO, G., Guimarães, I. P., and Silva Filho, A. F., 2000, Intralitospheric differentiation and crustal growth: Evidence from the Borborema province, northeastern Brazil: *Geology*, v. 28, p. 519–522.

NEVES, F. F.; SILVA, F. G. B.; CRESTANA, S. (2005). **Avicultura em áreas suscetíveis à erosão: uma análise de risco à poluição utilizando um modelo hidrossedimentológico**. In: AGUASUL - 1º. Simpósio de recursos hídricos do Sul - I Simpósio de águas da AUGM. Santa Maria, RS.

NIELSEN, M. N.; WINDING, A. Microorganisms as indicators of soil health. Denmark, National Environmental Research Institute, 2002. 84p. (Technical Report, 388).

OCIO, J.A.; BROOKES, P. C. **An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops.** *Soil Biology and Biochemistry*, v.22, p. 685-694, 1990.

OLIVEIRA, P. A. V. de (Coord.). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia:Embrapa – CNPSA, 1993.188 p.

OLIVEIRA, P. A. V. Impacto ambiental causado pelo dejetos de suínos. **In: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE NUTRIÇÃO DE SUÍNO, 1994. Concordia. Anais...** Concordia: CBNA, 1994. p.188.

OLIVEIRA, J.R.A. **O impacto de sistemas integrados de lavouras e pastagens na biomassa-C e na atividade biológica de um Latossolo Vermelho-Escuro de Cerrado.** Brasília, Universidade de Brasília, 2000. 115p.

PAUL, E. A.; CLARK, F.E. *Soil microbiology and biochemistry.* 2.ed. London, Academic Press, 1996. p. 109-127.

PERDOMO, C.; LIMA DE, M.M.J.G.; NONES, K.; **Produção de suínos e meio ambiente:** IN: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA 9., 2001, Gramado, **ANAIS...** Gramado, 2001. 24p.

PERDOMO, C.C.; LIMA, M.M.L.G.; **Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente.** IN: SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P.R.S.; SESTI, L. *Suinocultura intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho*, 388 p., 1998

PRETTO, GIOVANNO (2003). **Técnica de Análise do Ciclo de Vida para gerenciamento ambiental de propriedades produtoras de suínos**. Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2003.

ROPPA, L. **Anuário Porkworld**, 2001, pp 35-47

Schipper, S.F.; Tomer, M.D.L.A.; Knowles, W.C.; Rijkse, S.D.; McMahon, C.T.; Smith, A.Thorn,; T.H. Charleson. **A Land-Based System for Wastewater Treatment at Whakarewarewa Forest, New Zealand: Characterisation of Soil, Plant, Ground Water, and Wetland Components**. New Zealand Forest Research Institute, Ltd. Bulletin 199. ISSN 0111-8129. 28 pp. 1997.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*, v.30, p.195-207, 1992

SILVA, S. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1979. 50 p.

TAKITANE , I. C. ; SOUZA M. C. M. (2000). Produção de Suínos no Brasil: Impactos Ambientais e Sustentabilidade. *Anais do XXXVIII Congresso Brasileiro de Economia e Sociologia Rural X Congresso Mundial de Sociologia Rural*. Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

TURCO, F.R.; KENNEDY, A.C.; JAWSON, M.D. Microbial indicators of soil quality. In: Doran, J.W.1 Coleman, D.C.; Bezdicek, D.F.; Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Enviroment*, Soil Sci. Soc. Am. Special Publication n. 35. Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 73-90, 1994.

TURNER, B.L.; BRISTOW, A.W.; HAYGARTH, P.M. Rapid estimation of microbial biomass in grassland soils by ultra-violet absorbance. *Soil Biology & Biochemistry*, v.33, n.7-8, p.913-919, 2001.

USDA. United States Department of Agriculture. World agricultural outlook board. Acesso em: 03 jan. 2007.

VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.703-710, 1987.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed., Belo Horizonte: UFMG, 1996a. v. 1, 243 p.

WANG, W.J.; DALAL, R.C.; MOODY, P.W.; SMITH, C.J. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. **Soil Biology & Biochemistry**, v.35, n.2, p.273-284, 2003.

WARDLE, D.A.; PARKINSON, D. Comparison of physiological techniques for estimating the response of the soil microbial biomass to soil moisture. **Soil Biology Biochemistry**, v.22, p.817-823, 1990.

WARDLE, D.A. **Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo**. In: HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S. (Ed.) Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola. Brasília: Embrapa-CNPAP; Embrapa-CNPSO, 1994.p.419-436.

WARDLE, D.A.; GILLER, K.E. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. **Soil Biology & Biochemistry**, v.28, n.12, p.1549-1554, 1996.

WHO. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva, Suíça, World Health Organization, 1989. 74 p. (Technical report series, nº778).

WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater – Policy and regulatory aspects. Geneva, Suíça, World Health Organization, 2006. 100 p., v.1.

1 - A tutela penal do meio ambiente na Lei nº 9.605, de 13 de fevereiro de 1998. IBCCrim.
São Paulo: 65:5-6, 1998