

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de
tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**

Edilaine Regina Pereira

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Agronomia. Área de concentração: Irrigação e Drenagem

**Piracicaba
2006**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Edilaine Regina Pereira
Engenheira Agrícola

**Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de
tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**

Orientador:

Prof. Dr. **IRAN JOSÉ OLIVEIRA DA SILVA**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Agronomia. Área de concentração: Irrigação e Drenagem

**Piracicaba
2006**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Pereira, Edilaine Regina

Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola / Edilaine Regina Pereira. - - Piracicaba, 2005.

130 p.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.

1. Capim braquiária 2. efluente - qualidade 3. Resíduo biodegradável 4. Reuso da água
5. Suinocultura I. Título

CDD 628.3

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

**Aos meus pais, Pedro Luiz e Nadir,
exemplos de vida e luta, cujo amor e
dedicação eleva-me a cada instante.**

MINHA HOMENAGEM

**À minha irmã Elaine e aos meus sobrinhos
Marina e Marcelo que sempre estiveram
comigo e souberam entender, em muitos
momentos, a minha ausência;**

OFEREÇO E DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me iluminou e me deu forças nos momentos em que mais precisei para vencer os obstáculos surgidos durante o processo.

Ao Departamento de Engenharia Rural da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, pela oportunidade oferecida.

Ao Prof. Dr. Iran José Oliveira da Silva, pela orientação e estímulo no desenvolvimento desse trabalho.

Aos professores Sérgio, Jarbas, Tarlei e Sonia pela ajuda e sugestões para a melhoria e engrandecimento desse trabalho.

Aos amigos do Núcleo de Pesquisa em Ambiente – NUPEA, que tanto me auxiliaram.

Aos amigos Soraia, Sérgio, Adriana, Jocelito, Ari e Angela pelo companheirismo dividido nos momentos difíceis e também nos momentos de alegria.

Aos amigos Ligya, Cuk, Natalia e Wagner pela imensa colaboração na fase experimental desta pesquisa.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural da ESALQ/USP, pela colaboração e serviços prestados.

Ao Paulinho, que abriu as portas da propriedade para que pudéssemos desenvolver nossa pesquisa e que, sem isso, nada seria possível. Ao Paulinho Filho que, sempre com muita disposição, me auxiliou muito no trabalho prático.

À Fundação de Amparo à Pesquisa – FAPESP, pelo financiamento para a realização da pesquisa.

A CNPQ, pelo auxílio da bolsa no decorrer desses anos de pesquisa.

A todos aqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	7
LISTA DE TABELAS.....	10
RESUMO.....	12
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 DESENVOLVIMENTO.....	18
2.1 Águas Residuárias - aspectos gerais.....	18
2.2 Suinocultura no Brasil.....	19
2.3 Dejetos suínos.....	21
2.4 Caracterização das águas residuárias da suinocultura.....	24
2.5 Tratamento e disposição final de águas residuárias.....	28
2.6 Aplicação de água residuária em pastagem.....	33
2.6.1 Nutrientes da planta.....	34
2.7 Legislação Ambiental.....	38
2.8 Material e métodos.....	42
2.8.1 Fase I - Seleção da granja suinícola.....	43
2.8.2 Fase II – Caracterização quanti/qualitativa do efluente do sistema de produção da granja suinícola.....	43
2.8.2.1 Caracterização do efluente em todas as fases do sistema de produção.....	45
2.8.2.1.1 Análise química e física do efluente do sistema de produção.....	46
2.8.2.1.2 Análise bioquímica do efluente do sistema de produção.....	47
2.8.2.1.3 Análise microbiológica do efluente do sistema de produção.....	48
2.8.3 Fase III – Caracterização quanti/qualitativa do efluente do sistema de tratamento da granja suinícola.....	48
2.8.3.1 Caracterização do efluente em todas as fases do sistema de tratamento.....	53
2.8.3.1.1 Análise química do efluente do sistema de tratamento.....	54
2.8.3.1.2 Análise física do efluente do sistema de tratamento.....	55
2.8.3.1.3 Análise bioquímica e microbiológica do efluente do sistema de tratamento.....	55

2.8.4 Fase IV – Aplicação de água residuária das diferentes fases do sistema de tratamento o cultivo de <i>Brachiária decumbens</i>	55
2.8.4.1 Características do efluente aplicado.....	59
2.8.4.2 Análise estatística.....	60
2.9 Resultados e discussão.....	60
2.9.1 Fase I – Seleção da granja suinícola.....	60
2.9.2 Fase II – Caracterização qualitativa e quantitativa do efluente amostrado no sistema de produção de suínos.....	64
2.9.2.1 Análise química/física.....	64
2.9.2.1.1 Análise química.....	64
2.9.2.1.2 Análise física.....	69
2.9.2.2 Análise bioquímica.....	74
2.9.2.3 Análise microbiológica.....	77
2.9.3 Fase III – Caracterização qualitativa e quantitativa do efluente amostrado nas fases do sistema de tratamento do efluente animal.....	78
2.9.3.1 Análise química/física.....	79
2.9.3.1.1 Análise química.....	79
2.9.3.1.2 Análise física.....	86
2.9.3.2 Análise bioquímica.....	91
2.9.3.3 Análise microbiológica.....	94
2.9.4 Fase IV – Aplicação de água residuária das diferentes fases do sistema de tratamento no cultivo de <i>Brachiária decumbens</i>	95
2.9.4.1 Caracterização química do efluente aplicado.....	95
2.9.4.2 Caracterização nutricional do solo.....	97
2.9.4.3 Caracterização mineralógica da planta.....	102
2.9.4.4 Análise da massa verde e massa seca da <i>Brachiária decumbens</i>	106
2.9.4.4.1 Análise estatística.....	110
3 CONCLUSÕES.....	112
REFERÊNCIAS	114
ANEXO.....	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais riscos ambientais devido ao manejo dos dejetos de suínos na forma líquida.....	24
Figura 2 - Fluxograma geral das etapas da pesquisa.....	42
Figura 3 - Representação esquemática dos locais de captação das amostras do efluente nas fases do sistema de produção de uma granja suinícola.....	44
Figura 4 - Local de captação das amostras de efluente na gestação.....	44
Figura 5 - Local de captação das amostras de efluente na maternidade.....	44
Figura 6 - Local de captação das amostras de efluente na creche.....	45
Figura 7 - Local de captação das amostras de efluente no crescimento.....	45
Figura 8 - Equipamento utilizado para análise química do efluente (a) e reagentes utilizados para análise (b).....	47
Figura 9 - Recipiente utilizado para a amostragem do efluente ((a) e (b)).....	47
Figura 10 - Fluxograma das etapas do tratamento do efluente na granja suinícola e os diversos locais de captação.....	49
Figura 11 - Tanque de decantação.....	50
Figura 12 - Local de amostragem do efluente que sai do tanque de decantação e chega à lagoa de tratamento 1.....	50
Figura 13 - Lagoa de tratamento 1.....	50
Figura 14 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 1 e chega à lagoa de tratamento 2.....	50
Figura 15 - Lagoa de tratamento 2.....	51
Figura 16 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 2 e chega à lagoa de tratamento 3.....	51

Figura 17 - Lagoa de tratamento 3.....	51
Figura 18 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 3 e chega à lagoa de tratamento 4.....	51
Figura 19 - Lagoa de tratamento 4.....	52
Figura 20 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 4 e chega à lagoa de tratamento 5.....	52
Figura 21 - Lagoa de tratamento 5.....	52
Figura 22 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 5 e chega à lagoa de tratamento 6.....	52
Figura 23 - Lagoa de tratamento 6.....	53
Figura 24 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 6 e vai para o rio	53
Figura 25 - Recipiente utilizado na coleta (a) e amostragem do efluente (b).....	54
Figura 26 - Vista geral do local de realização da fase experimental IV.....	57
Figura 27 – Vista geral das mudas transplantadas nos vasos antes do corte de homogeneização (a) e mudas cortadas e homogeneizadas no início do experimento (b).....	58
Figura 28 - Vista geral da propriedade suinícola envolvida nesta pesquisa.....	64
Figura 29 – Razão de adsorção de sódio encontrado nos efluentes do sistema de produção.....	73
Figura 30 - Análise bioquímica do efluente nas diversas fases do sistema de produção de suínos.....	75
Figura 31 – Razão entre a demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio nas diversas fases do sistema de produção de suínos.....	76
Figura 32 - Eficiência de remoção dos elementos químicos no processo de tratamento do efluente animal.....	80
Figura 33 – Razão de adsorção de sódio no efluente do sistema de tratamento.....	90
Figura 34 - Análise bioquímica do efluente nas diversas fases do sistema de tratamento dos efluentes de suínos.....	92

Figura 35 - Razão entre a demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio nas diversas fases do sistema de tratamento dos efluentes de suínos.....	93
Figura 36 - Resultados obtidos de massa verde da folha e haste da <i>Brachiária decumbens</i>	107
Figura 37 - Resultados obtidos de massa seca da folha e haste da <i>Brachiária decumbens</i>	108

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais países produtores de carne suína.....	20
Tabela 2 - Exigência de água dos suínos, de acordo com a fase do ciclo de produção.....	22
Tabela 3 - Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.....	23
Tabela 4 - Composição química dos dejetos de suínos em função do sistema de manejo utilizado.....	25
Tabela 5 - Algumas características dos dejetos de suínos em unidade de crescimento e terminação manejados em fossas de retenção.....	25
Tabela 6 - Características químicas dos efluentes de suínos.....	26
Tabela 7 - Composição média das águas residuárias da suinocultura.....	27
Tabela 8 - Análises realizadas na fase experimental II.....	46
Tabela 9 - Caracterização das granjas produtoras de suínos do Estado de São Paulo, com numero superior a 200 animais.....	61
Tabela 10 - Resultados da análise química do efluente animal no sistema de produção.....	65
Tabela 11 - Resultados da análise física do efluente animal no sistema de produção.....	69
Tabela 12 - Resultados da análise bioquímica do efluente animal no sistema de produção.....	75
Tabela 13 – Resultados da análise microbiológica do efluente animal no sistema de produção.....	77
Tabela 14 - Resultados da análise química do efluente animal no sistema de tratamento.....	79
Tabela 15 - Resultados obtidos para qualidade da água utilizada para irrigação.....	83

Tabela 16 - Resultados da eficiência de remoção de elementos químicos do efluente de entrada e das lagoas de tratamento.....	84
Tabela 17 - Resultados da eficiência de remoção de elementos químicos do efluente entre as lagoas de tratamento.....	85
Tabela 18 - Resultados da análise física realizada no sistema de tratamento do efluente de suínos.....	87
Tabela 19 - Resultados da análise bioquímica do efluente no sistema de tratamento.....	92
Tabela 20 - Resultados da análise microbiológica do efluente animal no sistema de tratamento.....	94
Tabela 21 - Resultados médios das concentrações químicas do efluente aplicado nos vasos cultivados com <i>Brachiária decumbens</i>	95
Tabela 22 - Variação na redução da concentração dos elementos presentes no efluente.....	97
Tabela 23 - Resultados das concentrações minerológicas das plantas ao final dos dois ciclos analisados.....	98
Tabela 24 - Resultados das concentrações de micronutrientes do solo ao final dos dois ciclos analisados.....	98
Tabela 25 - Resultados das concentrações de macronutrientes do solo ao final dos dois ciclos analisados.....	101
Tabela 26 - Resultados referentes à densidade global e à condutividade hidráulica do solo nos vasos cultivados com <i>Brachiária decumbens</i>	103
Tabela 27 - Resultados obtidos com a análise estatística de massa seca e massa verde das folhas e hastes da <i>Brachiária decumbens</i>	110

RESUMO

Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola

O presente trabalho teve por objetivo avaliar quanti/qualitativamente a água residuária do efluente suinícola no sistema de produção, no sistema de tratamento, e ainda, a reutilização do efluente em cultivo de pastagem do gênero *Brachiária decumbens*. A pesquisa desenvolveu-se em quatro etapas onde a primeira etapa foi um levantamento das propriedades suinícolas do Estado de São Paulo e suas condições de operacionalidade. Em seguida, escolheu-se uma determinada propriedade a fim de que as próximas etapas pudessem ser conduzidas. Sendo assim, analisou-se a água residuária de todas as fases do sistema criatório de suínos considerando os parâmetros químicos (pH, Al, B, Ba, B, Ca, Cd, Co, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sr e Zn), físicos (sólidos totais, dureza, turbidez e condutividade elétrica), bioquímicos (DBO e DQO) e microbiológicos (coliformes totais e *E.coli*). Logo após esta etapa, considerou-se as mesmas análises para o sistema de tratamento presente na propriedade escolhida. Dos resultados obtidos pode-se concluir a existência de uma situação agravante ao qual se encontra as propriedades suinícolas do Estado de São Paulo frente ao descaso pelo problema ambiental provocada pelo efluente animal. Pelos parâmetros analisados, conclui-se pela segunda etapa desta pesquisa que, pelo elevado fator poluente do efluente de suínos, a aplicação deste na agricultura de forma bruta fica completamente comprometida. Como observado na fase III, há eficiência de remoção dos elementos tóxicos no decorrer do sistema de tratamento, podendo este efluente ser aplicável ao solo e a planta com o devido cuidado de manejo. Para a produtividade, resultados da fase IV comprovam o elevado incremento de massa verde e massa seca obtido nas amostras irrigadas com efluente das lagoas de tratamento, com destaque para a lagoa 2 que apresentaram maior produtividade.

Palavras-chave: dejetos; suinocultura; *Brachiária decumbens*.

ABSTRACT

Residual water quality in systems for production and treatment of swine manure and its re-utilization in agricultural environments

This work aimed to evaluate quantitative and qualitative traits of residual water of swine effluents from pork production system and in treatment system, and also, the effluent reutilization in *Brachiaria decumbens* pasture. This investigation can be sheared in four steps. First, the management conditions of swine farms in São Paulo State were registered. Following, one farm was chosen in order to carry out the further steps. Thus, residual water from all phases of swine breeding system was analyzed considering chemical (pH, Al, B, Ba, B, Ca, Cd, Co, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sr e Zn); physicals (total solids, hardness, electrical conductivity); biochemical (DBO and DQO) and microbiological parameters (total coliforms and *E. coli*). Our results showed the worsening situation of swine farms in São Paulo State as a consequence of lacking attention to the environmental problem caused by hog pollution. Throughout the results found in second step of our study, we conclude that the high pollution potential of swine effluents prejudices its agricultural application in large scale. In the third step, we found the efficiency of removing toxic elements from treatment system, which become possible to use (with management cares) this cleaned effluent on soil and plants. For the productivity, in phase IV proved the increase in growth of green matter and dry matter in sample that were irrigated mainly with effluents from lagoon 2 did have increase of productivity.

Keywords: manure; swine production; *Brachiária decumbens*.

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a água, hoje, adquire complexidade, na medida que a questão abrange aspectos ambientais, econômicos, políticos e sociais, envolvidos na sua gestão pública. A degradação ambiental que afeta a qualidade das águas de rios e lagos, decorrentes do acelerado e desorganizado desenvolvimento industrial, dos indicadores de abrangências da cobertura do saneamento básico do país (tratamento e disposição de resíduos sólidos), são fatores que nos fornecem um quadro dramático da situação atual do país.

Além do aspecto da degradação ambiental, os indicadores de números de moléstias associadas à falta de saneamento básico são alarmantes, prevalecendo as chamadas moléstias de veiculação hídrica, cuja contaminação e propagação estão diretamente relacionadas às condições de saneamento ambiental, e cuja prevenção, portanto, está diretamente ligada à melhoria das condições do saneamento básico.

Dentro do quadro amplo no qual se insere a preocupação com a política pública referente aos recursos hídricos, a água, vista como recurso natural, conquista o “*status*” de bem ambiental e incorpora a preocupação com relação ao aspecto de sua sustentabilidade e sua relação com os impactos ambientais.

Insumo básico de quase todos os processos industriais, a água é vital para a produção de alimentos. Ao mesmo tempo, o crescimento da população vem demandando, continuamente, água em quantidade e qualidade compatíveis. Muitos dos mananciais utilizados estão cada vez mais poluídos e deteriorados seja pela falta de controle, seja pela falta de investimentos de coleta, tratamento e disposição final de efluentes e na disposição adequada dos resíduos sólidos.

Diversos são os instrumentos, os mecanismos e as tecnologias a empregar no trato que envolve a questão da demanda/oferta de água, porém vários deles carecem de estudos e investigações que auxiliem o seu melhor emprego e produzam resultados sanitários, ambientais e econômicos satisfatórios.

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 (MANCUSO; SANTOS, 2003).

O reuso de água subentende uma tecnologia desenvolvida em maior ou menor grau, dependendo dos fins a que se destina a água e de como ela tenha sido usada anteriormente.

Hoje em dia, mais do que nunca, a aplicação de efluentes no solo é vista como uma forma efetiva de controle da poluição e uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica, em regiões áridas e semi-áridas; os maiores benefícios dessa tecnologia são os aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública.

A suinocultura brasileira vem apresentando, nas últimas duas décadas, significativas mudanças na estrutura organizacional no setor primário da produção, seja pela especialização da produção, seja pela busca de economias de escala.

O sistema de produção denominado de alta tecnologia emprega as mais modernas técnicas de produção, no que se refere à seleção genética, ao manejo do plantel e ao padrão sanitário, adotando o sistema intensivo de confinamento suíno. Por outro lado, essa estratégia tem provocado discussão acerca da questão ambiental e da sustentabilidade da produção primária da carne suína.

O problema crucial na criação de suínos reside no apreciável volume de dejetos produzido e na sustentabilidade da sua produção. Por outro lado, podem-se avaliar, também, as conseqüências negativas do manejo e da disposição inadequados deste resíduo, como a liberação direta em rios e riachos, com riscos sanitários e de poluição.

A falta de manejo adequado dos resíduos, como quando os lançam em cursos d'água, tem causado 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.

A utilização de águas residuárias não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo, desde há muito e atualmente vem ganhando importância com a redução da disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade. Para a agricultura, o uso dessas águas é uma alternativa importante, pois permite o aproveitamento

potencial das águas e dos nutrientes para o crescimento das plantas. No entanto, o uso de águas residuárias na agricultura deve ser condicionado ao tratamento dessas águas, ao tipo de cultivos, à escolha de métodos de aplicação e ao controle da exposição humana.

Dessa forma, a poluição provocada pelo manejo inadequado dos dejetos suínos cresce em importância a cada dia, quer seja por gerar uma maior consciência ambiental dos produtores, quer seja por levar ao aumento das exigências dos órgãos fiscalizadores e da sociedade em geral.

Essa combinação de fatores tem provocado grande demanda junto aos técnicos, no sentido de viabilizar soluções tecnológicas adequadas ao manejo e à disposição dos dejetos de suínos, que sejam, ao mesmo tempo, compatíveis com as condições econômicas dos produtores, que atendam as exigências legais e que possam ser de fácil operacionalização (DIESEL et al., 2002).

O grande desafio dos produtores de suínos, atualmente, é a sustentabilidade ambiental das regiões de produção intensiva. De um lado, existe a pressão pela concentração de animais, em pequenas áreas de produção e pelo aumento da produtividade e, do outro, que esse aumento não afete o meio ambiente. Porém, esses dois desafios são antagônicos, ou seja, de um lado o aumento dos plantéis gerando um maior volume de resíduos excedentes em pequenas áreas, a serem manejados, e, de outro, o conseqüente agravamento dos riscos de degradação do meio ambiente.

Os efluentes animais, apesar de apresentarem elevado potencial poluidor, podem se tornar alternativa econômica para a propriedade rural, se manejados adequadamente, sem comprometer a qualidade ambiental.

Tendo em vista a ocorrência de problemas ambientais advindos do manejo inadequado de dejetos de suínos, aliados à escassez e à baixa qualidade de água, tornou-se objetivo geral desta pesquisa avaliar a qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento dos efluentes da suinocultura e o seu reuso no ambiente agrícola. Já, como objetivos específicos, estão a caracterização das propriedades suínícolas do Estado de São Paulo, no que diz respeito ao processo de tratamento do efluente animal, assim como a seleção de uma propriedade envolvida em todas as fases da pesquisa; a avaliação da qualidade das águas residuárias, originadas

de cada fase do sistema de produção de suínos; a avaliação da qualidade das águas residuárias, originadas do sistema de tratamento dos efluentes suinícolas; a avaliação das propriedades do efluente aplicado no cultivo de *Brachiária decumbens*, assim como as respostas do solo e da planta à aplicação deste.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Águas residuárias - aspectos gerais

No Brasil, existe uma tendência crescente para a adoção de sistemas de confinamento para a produção de animais, gerando quantidades cada vez maiores de dejetos. As inadequações dos sistemas de manejo e de armazenamento dos dejetos animais induzem o lançamento destes em rios e cursos d'água naturais. O lançamento de grande quantidade de dejetos em rios e lagos pode levar a sérios desequilíbrios ecológicos e à poluição, em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, devido à alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da carga orgânica interante (OLIVEIRA, 1993).

A quantidade do potencial impactante de uma água residuária pode ser obtida por meio de cálculos estequiométricos ou por métodos laboratoriais.

Em laboratório, o consumo de oxigênio necessário para oxidar o material orgânico presente em um volume de água residuária pode ser determinado por meio das análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) são parâmetros usados para medir a quantidade de matéria orgânica de um resíduo, mediante a medida de oxigênio necessária para oxidar, quimicamente (DQO) e bioquimicamente (DBO), a matéria orgânica.

A DBO está associada à fração biodegradável dos compostos orgânicos carbonáceos. Portanto, retrata a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, por meio de processos biológicos, o material orgânico presente (GOMES FILHO, 2000).

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente o material orgânico e inorgânico oxidáveis presentes na água, ou seja, é a quantidade de oxigênio consumida por diversos compostos, sem a intervenção de microorganismos.

Sendo assim, as determinações da DBO e DQO são de grande importância na verificação do grau de poluição orgânica de cursos d'água, no estudo de cargas orgânicas poluidoras e na avaliação de sistemas de tratamentos biológicos.

Dessa forma, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresenta-se como um dos principais indicadores de poluição e de contaminação da água.

O esgoto doméstico apresenta DBO em torno de 200 mg L⁻¹, já o dejetos suíno apresenta poder poluente muito maior. A DBO₅ do dejetos suíno oscila entre 30.000 a 52.000 mg L⁻¹, ou seja, a DBO é cerca de 260 vezes superior à do esgoto doméstico (OLIVEIRA, 1993).

Oliveira (1993) relata que, se as águas residuárias forem aplicadas em grandes quantidades no solo, ou armazenadas em lagoas sem revestimento impermeabilizante durante vários anos, poderá ocorrer sobrecarga da capacidade de infiltração do solo e de retenção dos nutrientes presentes. Nesse caso, alguns destes nutrientes podem atingir águas subterrâneas ou superficiais, acarretando grandes problemas de contaminação.

2.2 Suinocultura no Brasil

A suinocultura no Brasil é uma atividade bastante difundida e de grande alcance social. O plantel brasileiro se encontra presente em todas as regiões do país, estando a maior concentração de animais na região Sul (42,63%), seguida das regiões Nordeste (22,16%), Sudeste (18,01%), Centro-Oeste (10,35%) e Norte (6,83%) (ANUALPEC, 2004).

Atividades predominantemente de pequenas propriedades rurais apresentam diferenças regionais, tanto na distribuição, como nas características dos sistemas de produção, decorrentes da coexistência de diferentes níveis tecnológicos e gerenciais.

Na região Sul, a atividade é explorada com enfoque estritamente comercial havendo predominância de produção contratada, seja via contratos com cooperativas, seja com agroindústrias.

A região Sudeste (com destaque para o estado de São Paulo) caracteriza-se por apresentar diferenças tecnológicas e de organização dos sistemas de produção.

Na região Centro-Oeste pode-se observar o crescimento de uma suinocultura conduzida com alta eficiência e tecnologia, com a instalação de grandes projetos com capital estrangeiro, na busca de vantagens competitivas na exploração das áreas de grãos e pelas condições edafo-climáticas propícias a um manejo adequado dos dejetos.

A produção mundial de carne suína, em 2004, foi de 88,30 milhões de toneladas, obtida de um plantel de aproximadamente 807 milhões de animais. Do total, 56,20% foram produzidos na Ásia, que possui 62,94% do plantel mundial de suínos. O continente europeu respondeu por 26,70% da produção e por 22,47% do plantel, seguindo-se o continente americano (16,64% e 14,19%, respectivamente) e a Oceania (0,44% e 0,39%) (ANUALPEC, 2004).

A China é o maior produtor mundial de carne suína: 44,93 milhões de toneladas ou 50,89% do total mundial. Os dez maiores produtores (China, Estados Unidos, Alemanha, Espanha, Brasil, França, Canadá, Rússia, Holanda e Polônia) concentraram mais de 82,58% da produção mundial, tendo produzido, juntos, 72,92 milhões de toneladas de carne suína. Nota-se que o Brasil é o único país da América Latina entre os dez maiores. Os principais países produtores de carne suína estão descritos na Tabela 1.

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: ANUALPEC (2004).

Na América Latina, o Brasil apresenta-se como país de maior expressão no mercado exportador mundial: 16,24% do total de carne suína exportada no mundo, em 2004 (ANUALPEC, 2004).

Quanto às importações, o destaque fica para o Japão, responsável por 28,73% do total mundial. Destaque também para os Estados Unidos, com 15,59% do total mundial.

2.3 Dejetos suínos

A suinocultura é considerada, pelos órgãos de fiscalização e proteção ambiental, como atividade de grande potencial poluidor, face ao elevado número de contaminantes contidos nos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada representa uma fonte potencial de contaminação e de degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo. (OLIVEIRA, 2003).

Na produção de suínos, em função da alta concentração de grandes rebanhos, os dejetos podem exceder a capacidade de absorção dos ecossistemas locais e são a causa potencial da poluição e de problemas de saúde relacionados com matéria orgânica, nutrientes, patógenos, odores e microorganismos gerados na atmosfera.

A poluição ambiental por dejetos é um problema que vem se agravando na suinocultura moderna. Atualmente, segundo Diesel et al. (2002), tem-se demonstrado um alto nível de contaminação dos rios e lençóis de água superficiais que abastecem tanto o meio rural como o urbano.

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (Diesel et al., 2002). Em outras palavras, uma granja de suínos com 600 animais possui um poder poluente, segundo esse critério, semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2100 pessoas.

Segundo Sganzerla (1983), cada kg de animal produz 19 gramas de esterco em 24 horas, logo, um suíno com peso médio de 118 kg produz $2,25 \text{ kg dia}^{-1}$ ou $0,8 \text{ mg ano}^{-1}$ de resíduo.

De acordo com Oliveira (1994), a produção de suínos no Brasil gera de 32 a 51 milhões de Kg dejetos ano⁻¹. Konzen (1980) argumenta que os suínos, nas fases de crescimento e terminação, produzem, em média, 7 L dejetos⁻¹ dia⁻¹.

A quantidade de dejetos líquido produzido por suínos varia de acordo com a fase dentro do sistema criatório, cerca de 4,9 a 8,5% de seu peso vivo dia⁻¹. A quantidade de urina produzida depende da ingestão de água: em média, para cada litro consumido, resultam 0,6 litro de dejetos líquido (OLIVEIRA, 1994).

Conforme Silva (1979), a diluição dos resíduos utilizada na suinocultura é variável de acordo com o tipo de instalação, a disponibilidade de água e os hábitos do criador. O consumo de água por cabeça dia⁻¹ está entre 5 e 10 litros. A Tabela 2 apresenta a relação do consumo de água em relação ao consumo nas diferentes fases do ciclo de produção.

A composição do dejetos de suíno varia em função de quantidade de água utilizada nas instalações, do tipo de alimento e da idade dos animais, estando a composição mais completa de resíduos líquidos na fase de crescimento e terminação. A Tabela 3 apresenta as variações das quantidades de dejetos líquidos, produzidos de acordo com diferentes fases do sistema de criação.

Tabela 2 - Exigência de água dos suínos, de acordo com a fase do ciclo de produção

Categoria / Peso Vivo	Exigência em água: L dia ⁻¹ suíno ⁻¹	
	Temperatura Ambiente	
	22°C	35°C
Leitão: 5kg	0,7	1,0
10kg	1,0	1,4
20kg	2,0	3,5
Suíno: 25 a 50kg	4,0 - 7,0	10,0 – 15,0
50 a 100kg	5,0 – 10,0	12,0 – 18,0
Matrizes desmamadas ; porca em gestação	8,0 – 12,0	15,0 – 20,0
Matrizes ao final da gestação e cachasos	10,0 – 15,0	20,0 – 25,0
Matrizes em lactação	15 +1,5 x NL	25 + 1,8 x NL

NL = número de leitões.

Fonte: Embrapa (1998), adaptado de Tobias (2002).

Tabela 3 - Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos

Fases de Produção dos Suínos	Esterco Kg dia ⁻¹	Esterco + Urina Kg dia ⁻¹	Dejeto Líquido L dia ⁻¹	Produção m ³ animal ⁻¹ mês ⁻¹
Suínos (25 – 100 kg)	2,30	4,90	7,00	0,25
Porcas Gestação	3,60	11,00	16,00	0,48
Porcas em lactação+ leitões	6,40	18,00	27,00	0,81
Cachaço	3,00	6,00	9,00	0,28
Leitões na creche	0,35	0,95	1,40	0,05
Média	2,35	5,80	8,60	0,27

Fonte: Oliveira (1993).

A causa principal da poluição é o lançamento direto do esterco de suíno, sem o devido tratamento, nos cursos d'água, prática que acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição, em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, da disseminação de patógenos e da contaminação das águas potáveis com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos.

Os dejetos suínos são constituídos por fezes, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos da ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório (KONZEN, 1983). O esterco, por sua vez, é constituído pelas fezes dos animais que, normalmente, se apresentam na forma pastosa ou sólida. Os dejetos podem apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo do sistema de manejo adotado e, principalmente, da quantidade de água e de nutrientes em sua composição.

Na maioria dos casos, os dejetos de suínos são utilizados como fertilizante agrícola, e, se não tratados, geram um risco muito grande de poluição ambiental. As principais preocupações, em relação ao meio ambiente, devido ao manejo inadequado dos dejetos de suínos, são representados na Figura 1.

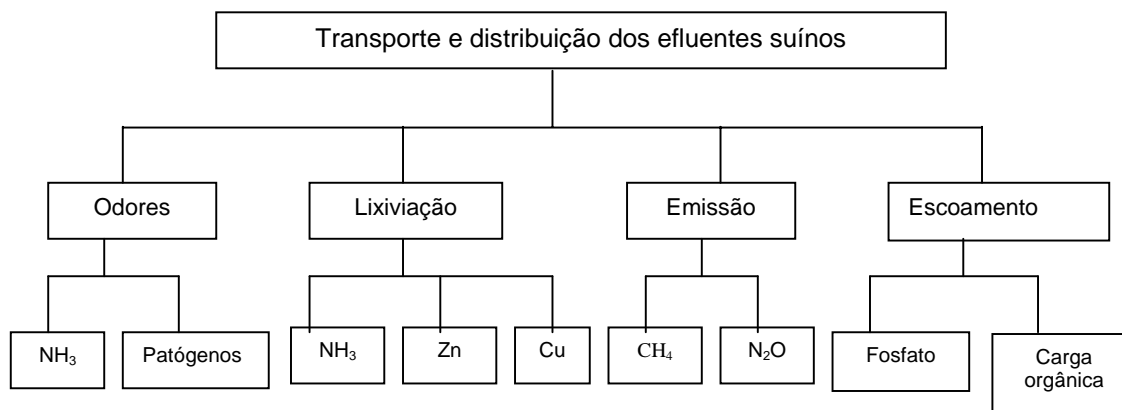


Figura1 - Principais riscos ambientais devido ao manejo dos dejetos de suínos na forma líquida

(Fonte: Oliveira, 2003).

O esterco líquido dos suínos contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais.

2.4 Caracterização das águas residuárias da suinocultura

Segundo Chateaubriand (1988), os dejetos de suínos apresentam grandes variações nas composições mineral e orgânica, dependendo do tipo de exploração, da alimentação dos animais e da forma como os dejetos são manuseados e armazenados. Em relação aos dejetos sólidos e, mais precisamente, em comparação com fertilizantes minerais, observou-se que eles apresentam menores concentrações de nutrientes totais.

Para Oliveira (1993), a composição do dejetos suíno está relacionada ao tipo de manejo adotado pela granja, como pode ser observado pela Tabela 4. Segundo Konzen (1983), a composição completa dos resíduos de suínos se encontra na fase de crescimento e terminação (25 a 100 kg) (Tabela 5).

Tabela 4 - Composição química dos dejetos de suínos, em função do sistema de manejo utilizado

Sistema de Manejo	Kg mg ⁻¹ de dejetos			
	Matéria Seca(%)	N total	P ₂ O	K ₂ O
Esterco sem cama	18,00	4,54	4,08	3,63
Esterco com cama	18,00	3,63	3,17	3,63
Liquame* fossa de retenção	4,00	4,08	3,06	2,15
Liquame de tanque oxidação	2,50	2,72	3,06	2,15
Líquido de lagoa	1,00	0,45	0,23	0,45

Fonte: Oliveira (1993).

*Liquame – expressão adaptada do idioma italiano, é um líquido muito concentrado em matérias em suspensão e rico em elementos fertilizantes. Este líquido é resultado da mistura das fezes e urina dos animais, das águas de lavagem das baias, pelos de animais e restos de alimento.

Tabela 5 - Algumas características dos dejetos de suínos em unidade de crescimento e terminação manejados em fossas de retenção

Parâmetros	Média	Coeficiente de Variação
pH	6,94	2,45
Matéria Seca (%)	8,99	13,68
Sólidos Totais (%)	9,00	27,33
Sólidos Voláteis (%)	75,05	5,86
Nitrogênio Total (%)	0,60	8,33
Fósforo (%)	0,25	28,00
Potássio (%)	0,12	33,33
DBO ₅ (g L ⁻¹)	52,27	22,71
DQO (g L ⁻¹)	98,65	17,32

Fonte: Konzen (1983).

Estudos desenvolvidos pela Embrapa indicam os seguintes valores das características químicas dos resíduos de suínos (Tabela 6).

Tabela 6 - Características químicas dos efluentes de suínos

Parâmetros	Mínimo (mg L ⁻¹)	Máximo (mg L ⁻¹)	Média (mg L ⁻¹)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	11530,2	38448,0	25542,9
Sólidos Totais (ST)	12697,0	49432,0	22399,0
Sólidos Voláteis (SV)	8429,0	39024,0	16388,8
Sólidos Fixos (SF)	4268,0	10408,0	6010,2
Sólidos Sedimentares (SS)	220,0	850,0	428,9
Nitrogênio Total (NT)	1660,0	3710,0	2374,3
Fósforo Total (PT)	320,0	1180,0	577,8
Potássio Total (KT)	260,0	1140,0	535,7

Fonte: Embrapa (1998), adaptado de Tobias (2002).

Os dejetos de suínos possuem elevada concentração de DBO, sólidos em suspensão e nutrientes (Nitrogênio e Fósforo). Isso representa uma fonte de fertilizantes, mas também uma fonte potencial de poluição, quando não-tratado ou manejado inadequadamente (CAVALCANTI, 1984).

A constituição química dos dejetos de suínos é muito variável. No que se refere às águas residuárias produzidas, essa variação se amplia ainda mais, uma vez que está também condicionada à forma de manejo dos dejetos e à quantidade de água incorporada a eles. Na Tabela 7, está sendo representada a composição média das águas residuárias da suinocultura, segundo apresentado por diversos autores.

Tabela 7 - Composição média das águas residuárias da suinocultura

Componentes	1	2	3	4	5	6	7
pH	6,50	7,60	8,40	-	7,80	-	-
C/N	8,35	-	-	-	-	10,10	-
C (dag*kg ⁻¹)	36,56	-	-	-	-	21,31	-
N (dag kg ⁻¹)	4,38	4,45	28,22	11,84	7,15	2,10	8,80
P(dag kg ⁻¹)	1,41	3,08	2,50	2,45	2,65	2,11	2,30
K(dag kg ⁻¹)	4,10	1,73	13,39	7,76	1,29	0,48	4,10
Na(dag kg ⁻¹)	-	-	-	-	0,24	-	-
Ca(dag kg ⁻¹)	4,16	-	-	-	7,42	6,52	2,00
Mg(dag kg ⁻¹)	1,00	-	-	-	2,63	0,63	1,00
S(dag kg ⁻¹)	0,71	-	-	-	1,30	0,55	-
Fe(dag kg ⁻¹)	-	-	0,19	0,28	0,24	0,37	-
Mn(mg kg ⁻¹)	-	-	-	-	1454,00	484,00	400,00
Cu(mg kg ⁻¹)	-	-	167,00	735,00	1560,00	958,00	90,00
Zn(mg kg ⁻¹)	-	-	-	-	1771,00	303,00	800,00
B(mg kg ⁻¹)	-	-	-	-	1011,00	-	-

Fonte: (1) Chateaubriand (1998); (2) Claubey et al. (1994); (3) Edwards e Daniel (1993); (4) Edwards e Daniel (1994); (5) Konzen et al. (1995); (6) Matos et al. (1998); (7) Warman (1986).

*dag= decagrama. 1 dag = 10 gramas.

Em águas residuárias de suinocultura, parte do nitrogênio encontra-se na forma amoniacal e a maior parte está na forma orgânica, exigindo que ocorra a mineralização para que seja disponibilizado para as plantas (BRANDÃO, 1999). Entretanto, para maior aproveitamento do nitrogênio, as preocupações devem estar voltadas para a redução das perdas de N-NH₃, por volatilização, e de N-NO₃, por lixiviação. A utilização de doses elevadas de resíduos orgânicos poderá causar aumento no potencial de denitrificação, favorecida pela lixiviação de nitratos para zonas do perfil do solo com baixos teores de oxigênio (SCHERER; BALDISSERA, 1994).

2.5 Tratamento e disposição final de águas residuárias

Os suinocultores, cientes da degradação ambiental causada pelo lançamento de águas residuárias da suinocultura nas coleções de água, e diante da ação fiscalizadora implementada por órgãos públicos responsáveis pela qualidade do ambiente, buscam soluções específicas no sentido de tratar, dispor ou reutilizar os resíduos (GOMES FILHO, 2000).

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

O tratamento dos dejetos de suínos reagrupa um conjunto de ações de transformação por diferentes meios (físico, químico e biológico), com a finalidade de modificar sua composição química e sua consistência física. As modificações da composição química do substrato tratado são realizadas pela eliminação ou pela transformação de certos elementos (N_{orgânico} transformado em N_{amoniaco}) e a modificação da consistência física na prática consiste em aumentar a concentração em elementos nutritivos (N, P, K) em uma ou outra fase de tratamentos dos dejetos (OLIVEIRA, 2003).

Os níveis de tratamento vão desde preliminar até terciário, sendo o primeiro deles decorrentes da retirada de sólidos grosseiros e o último, da remoção de poluentes específicos ou de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (FAO, 1992).

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

suspensão e facilmente degradável, a fim de baixar a carga orgânica efluente e, com isso, facilitar o tratamento secundário.

No tratamento secundário, há continuidade, no caso de tratamento prévio da água residuária em sistemas anaeróbios, ou inicia-se a degradação biológica, aeróbia ou facultativa, do material orgânico em suspensão. Nesta etapa, a remoção do material orgânico em suspensão na água residuária ocorre por ação de microorganismos que se desenvolvem no meio líquido ou no sistema solo-planta (MATOS, 2003).

Segundo Dartora et al. (1998), os tratamentos realizados para o sistema de produção de suínos podem ser divididos em:

Decantador de Fluxo Ascendente.

Trata-se de um tratamento preliminar onde há a separação da parte sólida da parte líquida dos efluentes de suínos, aumentando a eficiência dos processos subsequentes e valorizando o material resultante (lodo) para uso como adubo orgânico. O decantador remove aproximadamente 50% do material sólido dos dejetos, num volume em torno de 15% do total dos dejetos líquidos produzidos por uma criação. A capacidade de remoção dos sólidos totais do decantador varia de 40 a 60%.

Lagoas Anaeróbias.

Trata-se de um tratamento primário, cuja principal função, nessas lagoas, é reduzir a carga orgânica do efluente. As lagoas devem ter em torno de 2,2 m de profundidade e uma relação de comprimento x largura de 2 a 3:1, devendo ser dimensionadas em função da carga orgânica e do tempo de detenção hidráulica. A profundidade em torno de 2,2 m é fundamental para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias.

O tempo de detenção hidráulica deve ficar entre 30 e 40 dias. Para efluentes de suínos, a DBO 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. Para reduzir a DBO do efluente a níveis razoáveis, há necessidade do efluente passar por duas lagoas de estabilização anaeróbicas.

Lagoas Facultativas.

Fazem parte do tratamento secundário, no qual funcionam como auxiliares no processo de remoção da carga orgânica e do nutriente do efluente.

As lagoas devem ter em torno de 1,0m de profundidade útil, devendo ser dimensionadas com base na carga superficial e no tempo de detenção hidráulica. A profundidade dessas lagoas favorece o desenvolvimento dos microorganismos vegetais (algas), mas também propicia certa condição para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias.

Lagoas de aguapés.

Essas lagoas são boas alternativas para a remoção de nitrogênio e fósforo do efluente e fazem parte do tratamento terciário.

As lagoas devem ter em torno de 1,0 m de profundidade útil e não devem ser muito largas, tendo em vista o trabalho de retirada da vegetação. Recomenda-se retirar em torno de 1/3 da vegetação, quando esta atingir 100% da área de superfície das lagoas.

Alguns processos e sistemas de tratamento são utilizados com maior frequência para a remoção de poluentes de resíduos orgânicos líquidos. A disposição no solo presta-se principalmente à remoção de sólidos em suspensão, de matéria orgânica biodegradável, de patógenos, de nitrogênio e de fósforo.

No aproveitamento agrícola, a aplicação das águas residuárias não pode ser feita sem planejamento, sob pena de causar sérios danos ambientais.

Existem poucas opções sustentáveis para o tratamento e a disposição de água residuária. Há vários benefícios com a disposição de água residuária em rios, o que inclui a manutenção de um fluxo ambiental adequado, com o aumento do volume de água para consumo a jusante dos rios. Entretanto, a disposição em rios pode acelerar os processos de eutrofização em águas naturais; desse modo, a alternativa de disposição de efluentes no solo tem ganhado popularidade (BOND, 1998; HALLIWELL et al., 2001).

Dependendo da fonte do efluente, contaminantes como os metais pesados e outros componentes tóxicos podem também se acumular no solo ou serem lixiviados

para águas subterrâneas (BOND, 1998). O acúmulo de sódio, cloro ou boro, em cultivos sensíveis a altas concentrações destes elementos, pode causar danos às plantas e redução da produtividade (AYERS; WESTCOT, 1985).

De acordo com Santos (2004), apesar dos benefícios concretos com o aproveitamento do efluente tratado na agricultura, a presença de alguns constituintes em excesso como, por exemplo, o Na, pode trazer sérias restrições ao seu uso. O aumento do teor de Na no solo, provocado pela irrigação com efluente doméstico, pode causar toxidez para algumas culturas e modificar as propriedades do solo.

O aproveitamento do efluente na agricultura, além de constituir uma prática de reuso da água e de preservação da qualidade dos recursos hídricos, traz outros benefícios como a contribuição para a nutrição de culturas agrícolas e florestais, pelo fato dos efluentes possuírem alguns elementos essenciais à planta (SANTOS, 2004).

O solo e as plantas atuam como “filtro vivo”, absorvendo e retendo poluentes e organismos patogênicos presentes em resíduos e águas residuárias. Tal disposição completa a seqüência de tratamentos de águas residuárias para a redução dos níveis de microorganismos e de vários componentes orgânicos e inorgânicos a níveis aceitáveis (FEIGIN et al., 1991).

Segundo Oron (1996), o uso de água residuária tratada para irrigação na agricultura é uma prática atrativa, pois, dentre outros fatores, há benefícios econômicos, devido à presença de nutrientes no efluente.

Sérios problemas ambientais, como a lixiviação de nitrato, o aumento de elementos tóxicos em solos e plantas e riscos à saúde humana devido a microorganismos patogênicos, podem ocorrer, segundo Vazquez-Montiel et al. (1996).

Entretanto, diretrizes podem ser adotadas isoladamente, ou de forma combinada, no uso de água residuária na agricultura, como tratamento, restrições a aplicação em culturas, controle da aplicação e exposição humana (PESCOD, 1992).

Se a prática da irrigação com efluente não for cuidadosamente manejada, poderá resultar na recarga de águas sub-superficiais, acompanhada por sais e nitratos, na acumulação de outros elementos químicos como o Sódio e o Fósforo no solo, além de num associado aumento do risco de escoamento superficial destes elementos para os cursos d'água (SANTOS, 2004).

Scalopi e Baptistela (1986) salientam que, se a aplicação de águas residuárias da suinocultura for realizada de maneira adequada, evita-se a poluição de mananciais de água e, ao mesmo tempo, melhora-se a fertilidade do solo. No entanto, Clanton e Slack (1987) afirmam que aplicações excessivas podem causar o selamento superficial e a dispersão de partículas do solo.

O nitrogênio presente em elevadas concentrações nas águas residuárias da suinocultura, quando aplicadas no solo, pode vir a ser uma fonte de poluição ambiental.

Quando presente no solo na forma de nitrato, torna-se disponível para a contaminação do lençol freático, por lixiviação. Outro motivo de preocupação é a presença de metais pesados que, embora em baixas concentrações nas águas residuárias da suinocultura, apresentam elevada toxicidade. Dentre os metais pesados, o cobre e o zinco têm sido motivo de maior preocupação, uma vez que fazem parte do suplemento dietético de rações e formulações de antibióticos, aumentando os riscos de contaminação ambiental (SCHERER; BALDISSERA, 1994).

A contaminação do solo por viroses, parasitas, bactérias e fungos também deve ser considerada, já que o solo e as plantas nele cultivadas poderão ser veículo de endemias. Segundo Dazzo et al. (1973) e Loehr (1977), em ambiente oxidante, o grupo de coliformes pode ser usado como indicador da população de outros organismos presentes nos dejetos de suínos, já que os organismos patogênicos são igualmente ou mais susceptíveis à abundante oxigenação e competição com outros microorganismos, por isso a expectativa de sua sobrevivência é de curtos períodos.

Para Kouraa et al., 2002, ao contrário do que se tem observado em solos após vários anos sob irrigação com efluente de esgoto tratado, a irrigação num curto período de tempo (meses) não altera as características físicas e químicas do solo. Do mesmo modo, a contaminação bacteriológica do solo não é significativa após um curto período de irrigação com efluente.

Tendo em vista a complexidade das interações do agente poluidor com o ambiente, o desenvolvimento de estudos que tornem possível a definição de taxas de aplicação de dejetos, considerando-se as peculiares capacidades de suporte de cada solo e resguardando a integridade dos recursos naturais, deve ser efetuado.

2.6 Aplicação de água residuária da suinocultura em pastagem

A exploração racional das pastagens é fundamental para aumentar a disponibilidade de forragem e melhorar a qualidade da alimentação dos animais. Estima-se que pastagens de *Brachiária decumbens* ocupem mais de 40 milhões de hectares no Brasil e a *Brachiária decumbens* Stapf., junto com a *Brachiária brizantha* cv. *Marandu*, representem mais de 85% dessa área (VALLE; MILES, 1994).

A *Brachiária decumbens* Stapf., comumente denominada capim-braquiária, é bastante difundida nas regiões brasileiras e apresenta boa adaptação, principalmente nas áreas caracterizadas por relativa acidez e baixa fertilidade dos solos (SANTOS; MONTEIRO, 1999).

Soares Filho et al. (1992) relataram que a maioria das pastagens com capim-braquiária no Estado de São Paulo vem apresentando queda de produção no decorrer dos subseqüentes ciclos.

Já nas regiões dos Cerrados, o gênero *Brachiaria* possui três espécies de ampla disseminação, a saber, *B. decumbens*, *B. brizantha* e *B. humidicola*. Estas espécies apresentam bom desempenho produtivo na maioria dos solos dessa região, embora expressem seu melhor potencial em situações diferentes. Assim, *B. humidicola* é mais apropriada para solos de baixa fertilidade, sendo também útil para solos submetidos a encharcamento periódicos. *B. decumbens* produz melhor em solos de baixa a média fertilidade e a *B. brizantha* produz melhor em solos de fertilidade média a alta, de acordo com pesquisas realizadas por Miranda et al. (2004).

Esses autores, ao determinarem, em condições controladas, as taxas de crescimento relativo e a absorção específica de nitrogênio em *Brachiaria spp.*, concluíram que tais espécies possuem uma grande plasticidade, sendo, por isso, facilmente adaptáveis a uma gama de situações edafo-climáticas, podendo selecionar-se materiais de alta produção e de boa adaptabilidade a condições variadas de solo.

Langer (1963) comprovou, em suas pesquisas, que a capacidade de perfilhamento das gramíneas forrageiras depende de muitos fatores, dentre os quais as características genéticas de cada espécie, a intensidade luminosa, o suprimento de água, o florescimento, o fotoperíodo, os reguladores de crescimento, o regime de corte e o seu estado nutricional.

2.6.1 Nutrientes na planta

A adubação nitrogenada em pastagens há muito vem sendo estudada pela comprovada importância que esse nutriente tem sobre a produção das plantas forrageiras.

Em pastagens estabelecidas há mais de cinco anos, Sanzonowic (1986) relatou que o nitrogênio foi o nutriente que mais limitou a produção de forragem das pastagens de *Brachiaria ruzziensis* e *Brachiaria decumbens*. Pereira (1986) obteve resposta diferencial na produção de matéria seca de quatro braquiárias, submetidas a cinco doses de nitrogênio em solos de cerrado. A *Brachiaria decumbens* e a *Brachiaria ruzziensis* tiveram as maiores produções de forragem em todas as doses de nitrogênio, exceto na ausência de adubação nitrogenada, situação em que a *Brachiária decumbens* cv. IPEAN foi a mais produtiva.

O Nitrogênio é considerado, dentre os fatores de produção, como um dos nutrientes mais importantes e de alta contribuição, pois constitui o principal nutriente para a manutenção da produtividade das gramíneas forrageiras. É responsável pelo aparecimento e pelo desenvolvimento dos perfilhos, do tamanho das folhas e dos colmos de uma pastagem (NABINGER, 1997; WERNER, 1986). Assim, se houver baixa disponibilidade de nitrogênio no solo, as plantas manifestarão menor crescimento, reduzindo a quantidade de perfilho e de tamanho das folhas e, como consequência, reduzindo o teor de proteína bruta, tornando a forragem deficiente para a nutrição animal.

Carvalho et al. (1991) avaliaram as respostas de gramíneas forrageiras à adubação nitrogenada e constataram incrementos marcantes na produção de matéria seca de *Brachiaria decumbens* quando esta foi submetida a doses crescentes de nitrogênio até o valor de 400 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Constataram concentrações baixas de nitrogênio na parte aérea da planta, com valores de 1,7 a 2,1%. Na ausência do nitrogênio, as concentrações desse nutriente variaram de 0,8 a 1,4%. Também verificaram que, nos tratamentos com elevadas produções de matéria seca, obtidas

com altas doses de adubo, houve uma redução nas concentrações de nitrogênio na forragem, caracterizando um efeito de diluição.

As folhas são as partes de primeira oferta aos herbívoros; dessa maneira, sua composição química torna-se primordial para a determinação do valor nutritivo. A qualidade e a aceitação de forragem diminuem à medida que as forrageiras amadurecem e alcançam as fases de florescimento e frutificação (BLASER et al., 1986).

Fernandes et al. (1986) observaram em *Brachiaria decumbens*, que doses de nitrogênio de 0 a 40 kg ha⁻¹ resultaram em baixas concentrações de nitrogênio na parte aérea da planta, correspondentes a 7,8 e 9,0 g kg⁻¹, respectivamente. Botrel et al. (1990) verificaram que o teor de proteína bruta na matéria seca de *Brachiaria* estudados aumentou em função do nitrogênio aplicado, tanto no período da seca como no período das águas.

Corsi et al. (1986) enfatizaram que, no momento da aplicação da adubação nitrogenada, a luminosidade e a disponibilidade de água são fatores que influenciam no efeito do nitrogênio sobre o perfilhamento da planta. Esse nutriente deve estar disponível no período em que a planta estimula todos os sítios de crescimento para a reconstituição da parte aérea.

Nabinger (1997) relatou efeitos positivos do nitrogênio sobre a taxa de aparecimento de perfilhos. Contudo, altas disponibilidades desse elemento podem determinar uma menor densidade populacional de perfilhos na pastagem devido ao mais rápido desenvolvimento do índice de área foliar e ao aumento na mortalidade.

Segundo Santos (1997), a importância do equilíbrio entre a quantidade de nitrogênio e enxofre no solo e na planta é refletida no crescimento e no estado nutricional do vegetal. A adição de doses mais elevadas de um desses elementos no sistema de produção pode induzir à menor disponibilidade de um outro elemento para a planta.

Vitti e Novaes (1986) verificaram que o enxofre na planta se encontra na maior parte nas proteínas, desempenhando funções vitais no metabolismo protéico e nas reações enzimáticas, influenciando o metabolismo energético de gorduras e carboidratos. A deficiência de enxofre também reduz a quantidade de nitrogênio, restringindo o crescimento da planta. O enxofre também faz parte de compostos que

transmitem sabores e odores, os quais são importantes na aceitabilidade da pastagem pelos animais. Assim, o fornecimento adequado de enxofre para as plantas forrageiras deverá, entre outros objetivos, além de visar à maximização da produção, também visa ao aumento do conteúdo de aminoácidos sulfurados na dieta animal.

A elevada utilização de adubos concentrados, como a uréia, os fosfatos de amônio e o cloreto de potássio, reduziu significativamente a adição do enxofre nas áreas de cultivo, com efeitos mais agravantes em solo de textura mais arenosa, submetidos a queimadas periódicas, com baixos teores de matéria orgânica e alta incidência pluviométrica, favorecendo a lixiviação do sulfato (VITTI; NOVAIS, 1986).

Em estudos desenvolvidos pelo CIAT (1978), constatou-se que, entre as gramíneas avaliadas quanto à influência do enxofre, a *Brachiaria decumbens* foi a mais exigente, respondendo a aplicações de até 20 kg ha⁻¹.

Werner e Monteiro (1988) mencionaram que as maiores respostas de plantas forrageiras à adubação com enxofre têm ocorrido em solos arenosos, com baixos teores de matéria orgânica, e que pastagens exclusivas de gramíneas não-adubadas com nitrogênio e fósforo mostram pouca ou nenhuma resposta ao enxofre. Esses autores citaram, ainda, que a concentração desse nutriente na planta acima daquela requerida para a síntese de proteínas resulta em acúmulo do enxofre no tecido vegetal, especialmente na forma de sulfato.

Em estudos com *Brachiaria decumbens*, Faquin et al. (1995) observaram que as máximas produções de matéria seca, no primeiro e no segundo cortes, foram obtidas nas doses de enxofre de 65 a 100 mg kg⁻¹ de solo, respectivamente. Os autores observaram que os maiores incrementos na produção ocorreram nas doses mais baixas de enxofre.

Em estudo com *Brachiaria brizantha*, Monteiro et al. (1995) constataram reduções significativas no número de perfilhos no tratamento em que se omitiu o enxofre, quando comparado ao tratamento completo. Faquin et al. (1995), trabalhando em vasos com Latossolo Vermelho-Escuro, observaram respostas significativas às aplicações de enxofre para o perfilhamento da *Brachiaria decumbens*, proporcionando à dose de 98 mg kg⁻¹ de solo, o número máximo de perfilhos.

As necessidades de enxofre em plantas forrageiras tropicais têm sido comumente avaliadas pela análise de tecidos vegetais. Determinações de enxofre total e relação N/S de toda a parte aérea, como de partes definidas, têm sido usadas para essas finalidades (VITTI; NOVAES, 1986).

Um dos índices mais comuns para avaliar o estado nutricional da planta, quanto ao enxofre, bem como para avaliar a produção máxima de forragens e a adequada produção animal, é a relação N/S do tecido da planta.

Num estudo para avaliar respostas da *Brachiária decumbens* Stapf cv. *Basilisk* a doses de nitrogênio e enxofre, quanto à produção de matéria seca, ao número de perfilhos e ao acúmulo desses nutrientes nos componentes da planta, Santos (1997) verificou que o aumento das doses de enxofre proporcionou aumentos na produção de matéria seca da parte aérea e das raízes da braquiária. O número de perfilhos não sofreu influência das doses de enxofre no primeiro crescimento, mas foi incrementado, no segundo crescimento, para as doses de 64 e 80 mg de enxofre L⁻¹ de solução nutritiva. Apesar de essas doses não diferirem entre si, apresentaram um número de perfilhos superior às doses mais baixas de enxofre.

Rodrigues (2002), pesquisando sobre o calcário, o nitrogênio e o enxofre para a recuperação do capim – braquiária cultivado em solo proveniente de uma pastagem degradada, concluiu que o enxofre também é um elemento indispensável, pois apresentou a maior produção de matéria seca com a aplicação de doses elevadas de enxofre, principalmente nas maiores doses de nitrogênio. Além disso, ele influenciou no teor de clorofila, no perfilhamento e na concentração de nutrientes nos tecidos das plantas, o que demonstra a importância do equilíbrio entre esses dois elementos no solo e na planta.

Queiroz et al (2004), em suas pesquisas com a aplicação de esterco líquido de suínos em solos cultivados com gramíneas forrageiras, relataram que os nutrientes de fósforo e potássio, assim como o sódio e o zinco, aplicados como esterco líquido de suínos, acumularam-se no solo, na profundidade de 0-20 cm; apontaram como recomendável um monitoramento das características químicas do solo, ao longo de seu perfil e das águas subterrâneas, para que se avaliem riscos de contaminação ambiental.

2.7 Legislação ambiental

Os resíduos líquidos mais comuns aplicados ao solo incluem água de esgoto convencionalmente tratada, lodo de esgoto líquido (com mais de 95% de água), dejetos líquidos de animais, efluentes do processamento de frutas, vegetais, produtos de origem animal, leiterias e indústrias de produtos fibrosos (BOUWER; CHANEY, 1974).

A legislação ambiental brasileira estabelece critérios para a disposição de efluente em cursos d'água naturais e prevê punições aos infratores.

Baracho Jr. (1995) informa que a Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, em seu artigo 3^o, inciso I, define “meio ambiente” como o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas. O mesmo autor esclarece que um dos instrumentos básicos de gestão, empregados pelas normas jurídicas de caráter ambiental, consiste no controle da poluição/degradação ambiental. Por sua vez, este utiliza dispositivos de prevenção, de repressão e de reparação do dano ambiental.

A Resolução CONAMA 001/86 art. 1^o 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”.

A Avaliação do Impacto Ambiental (AIA) surgiu na década de 60, nos EUA. O Brasil teve a sua primeira Lei Federal relativa à ambiência em 1981 (n^o 6.938), a qual estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente. A AIA é elaborada através do EIA (Estudo de Impacto Ambiental) e do RIMA (Relatório de Impacto Ambiental). Segundo Rocha (1997), pode ser definida como os estudos realizados para identificar, prever e interpretar, assim como para prevenir, as conseqüências ou efeitos ambientais que determinadas ações, planos, programas ou projetos podem causar à saúde e ao bem estar humano e ao entorno.

Como a utilização dos instrumentos de repressão e de reparação do dano envolve fatores complexos, o ordenamento jurídico brasileiro consagra a prevenção do dano como instrumento para a realização da Política Nacional do Meio Ambiente. Dessa forma, torna-se necessário o licenciamento ambiental para o desenvolvimento de atividades consideradas efetivas ou potencialmente poluidoras.

A proteção ambiental, no Brasil, é exercida, levando-se em conta uma série de leis, decretos e portarias. A lei ambiental mais recente, no Brasil, é a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, que regulamenta as atividades ligadas ao meio ambiente. É conveniente esclarecer que existe, em nível federal, uma legislação pertinente que deve ser observada, embora em cada estado ou município possa haver legislação complementar (LOURES, 1998).

Na medida em que as populações e as atividades econômicas crescem, muitos países estão atingindo rapidamente condições de escassez de água ou se defrontando com limites para o desenvolvimento econômico. O manejo holístico da água doce como um recurso finito e vulnerável, e a integração de planos e programas hídricos setoriais aos planos econômicos e sociais nacionais são medidas de importância fundamental (Agenda 21).

As demandas por água estão aumentando rapidamente, com 70 a 80% exigidos para irrigação, menos de 20% para a indústria e apenas 6% para o consumo doméstico (Agenda 21).

Os padrões de lançamento de efluentes e os padrões de qualidade de corpos receptores, estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), têm como objetivo a preservação dos corpos d'água. No entanto, apesar dos esforços com base na legislação vigente, a redução da qualidade da água e a poluição de fontes de superfície e subterrâneas têm sido observadas. Os problemas mais graves, que afetam a qualidade da água de rios e lagos, decorrem de vários fatores, dentre eles, o tratamento inadequado das águas residuárias (Agenda 21).

Portanto, alternativas têm sido propostas, como, por exemplo, o uso de efluentes na agricultura. A aplicação de efluentes na agricultura, sendo estes gerados em sistemas de tratamento, por meio de lagoas de estabilização, já é prática comum em muitos países, fazendo parte de programas governamentais de irrigação e de gestão de

recursos hídricos, como é o caso de Israel, Egito, Austrália, Arábia Saudita, Tunísia e Chile (PESCOD, 1992).

A classificação das águas é outro instrumento utilizado pela política de recurso hídrico, intimamente ligado ao reuso. Em primeiro lugar, porque, se reuso é o reaproveitamento de águas já utilizadas, qualquer utilização que não seja primária constitui reuso. Assim, classes inferiores de águas podem ser chamadas de águas para reuso. Em segundo, porque, se as águas comportam classes definidas segundo os usos preponderantes, se leva em consideração o reuso para estabelecer classes. (MANCUSO; SANTOS, 2003).

Assim, a classificação das águas tem por objetivos assegurar, às águas, qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; determinar a possibilidade de usos menos exigentes por meio do reuso, e ainda diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes, inclusive por meio do reuso.

A classificação dos corpos d'água é estabelecida pela legislação ambiental, mais precisamente pela Resolução CONAMA, nº 20 de 18 de junho de 1986. As águas são divididas em três categorias mais abrangentes: doces, salinas e salobras. Estas, por sua vez, são divididas em nove classes: cinco para águas doces (classe especial, 1, 2, 3 e 4); duas para as águas salinas (classe 5 e 6); e duas para águas salobras (classe 7 e 8).

As águas de Classe I destinam-se ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação, à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas, à criação natural e/ou intensiva de espécies (aqüicultura).

As águas de Classe II são destinadas ao abastecimento doméstico, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação, à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, à criação natural e/ou intensiva de espécies.

Já as águas de Classe III são destinadas aos usos de abastecimento doméstico, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, a dessedentação de animais.

As de Classe IV à navegação, harmonia paisagística e aos usos menos exigentes.

A legislação brasileira estabelece que o despejo de resíduos da suinocultura não é permitido em rios de Classe I, destinados ao abastecimento doméstico. Em rios de Classe II e III, o despejo pode ser feito desde que tratado para ter os mesmos padrões da água do rio, ou seja, permita a autodepuração. A capacidade de armazenamento exigida é de 120 dias, em lagoas de contenção, dotadas de revestimento, para evitar vazamentos (WEYDMANN, 2002).

A legislação federal brasileira tem início com o Código das Águas de 1934, complementada pelo Código Florestal de 1989 e pela Resolução CONAMA de 1985 e de 1997. Os documentos tratam basicamente de afastamentos de atividades produtivas dos rios e cursos de água, definem áreas de preservação florestal e ambiental e estabelecem diretrizes de licenciamento ambiental, que, em alguns aspectos, se aplicam à suinocultura.

Comparando-se a estrutura de regras para a suinocultura, a legislação brasileira exige cuidadosa consolidação porque é constituída de leis e decretos, os quais, além de serem diretrizes gerais, se esgotam em si mesmo e são documentos aprovados em épocas distintas e em competências administrativas diferentes. A implicação é que a visualização das regras como um todo é dificultada, o que pode contribuir para a definição inadequada de critérios ambientais.

Dadas a importância do setor suinícola na geração de renda e emprego, principalmente na região Sul do país, e sua conseqüente influência na definição das regras para a atividade, e considerando, também, que não há legislação federal específica para a coordenação das legislações estaduais, além de inexistirem pressões de grupos organizados, infere-se que a expansão do setor tende a provocar o agravamento ambiental, decorrente dos problemas da inadequação da estocagem e do uso dos dejetos. Para tornar o quadro mais pessimista, faltam recursos nos estados para exercer a fiscalização e garantir o cumprimento das regras.

Na Europa, países como Alemanha e Holanda impõem controles de expansão da produção suinícola, para evitar maiores prejuízos ao meio ambiente. Certamente a

qualidade ambiental será um fator importante na competição pela exportação, visando a esses mercados.

Caso isso não seja considerado, a suinocultura brasileira corre o risco de ficar fora da conquista do mercado europeu. Os maiores concorrentes são a Polônia, que está mais próxima e já pertence ao mercado comum, e os Estados Unidos e Canadá, que possuem legislação ambiental em processo de aperfeiçoamento, além de ótima infra-estrutura de transporte e tecnologia na produção, segundo Weydmann (2002).

Portanto, o desafio que se coloca para as lideranças da suinocultura brasileira é tomar medidas para cuidar do meio ambiente, que possivelmente estejam além das exigidas pelo governo para atender ao mercado interno. Sem isso, as chances são pequenas de que o setor expanda sua presença e possa competir por mercados internacionais mais ricos e exigentes, e que se torne uma atividade relevante e estável.

2.8 Material e métodos

O desenvolvimento da pesquisa para atender aos objetivos propostos foi dividido em quatro fases distintas, de acordo com a Figura 2.

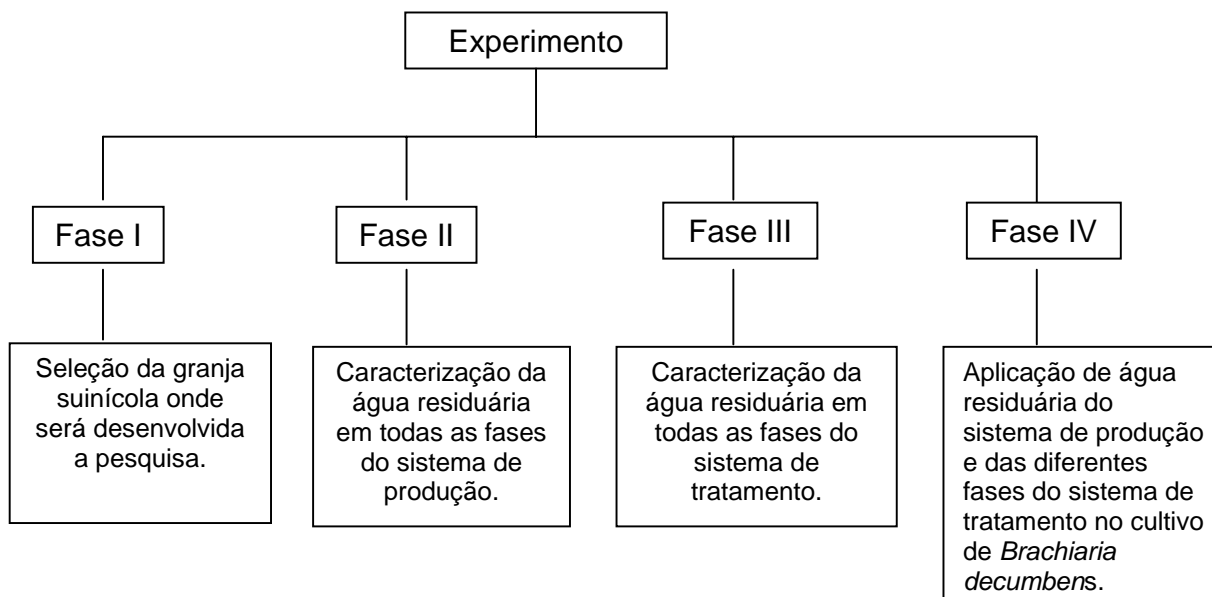


Figura 2 - Fluxograma geral das etapas da pesquisa

2.8.1 Fase I - Seleção da granja suinícola

Inicialmente, realizou-se um levantamento quantitativo e qualitativo das propriedades suinícolas do Estado de São Paulo, cadastradas junto à Associação Paulista dos Criadores de Suínos – APCS.

As propriedades foram caracterizadas por meio de um levantamento de informações (Anexo 1), visando a obter dados referentes às propriedades, ao sistema de produção e ao sistema de tratamento dos efluentes animais. Incluem-se informações sobre o número de animais, produção, utilização e volume dos efluentes aplicados, problemas e dificuldades encontrados no manejo do sistema de aplicação destes.

Na seleção da propriedade envolvida nesta pesquisa, entre as características em questão, puderam se destacar o número de animais, o número de pavilhões, a frequência de lavagem do piso dos galpões, a forma de armazenamento dos efluentes, a presença de sistema de tratamento dos efluentes, o tempo de detenção, a forma de aplicação dos efluentes, análises efetuadas e o destino encontrado para estes.

2.8.2 Fase II - Caracterização quanti/qualitativa do efluente do sistema de produção da granja suinícola

A segunda fase da pesquisa destinou-se a caracterizar quantitativa e qualitativamente os efluentes originados na granja suinícola selecionada na Fase I.

Foram amostrados os efluentes nas diferentes fases de produção, para caracterizar a qualidade do líquido, quanti/qualificando-o e conhecendo os pontos mais críticos durante todo o processo produtivo, ou seja, obtendo, dessa forma, subsídios para identificar quais as fases do sistema de produção em que o material se apresenta com um maior efeito contaminante.

Na representação esquemática apresentada na Figura 3, podem-se verificar os locais amostrados que envolvem a caracterização do efluente do sistema de produção. As amostras foram captadas na entrada do sistema de abastecimento, por meio da amostra 1, caracterizando-se a qualidade da água de abastecimento da propriedade. Em seguida, consideraram-se os efluentes oriundos da gestação (Amostra 2) (Figura 4);

maternidade (Amostra 3) (Figura 5), creche (Amostra 4) (Figura 6), crescimento (Amostra 5) (Figura 7) e terminação (Amostra 6), respectivamente, além do local onde se unem todos os efluentes produzidos na granja (Amostra 7).

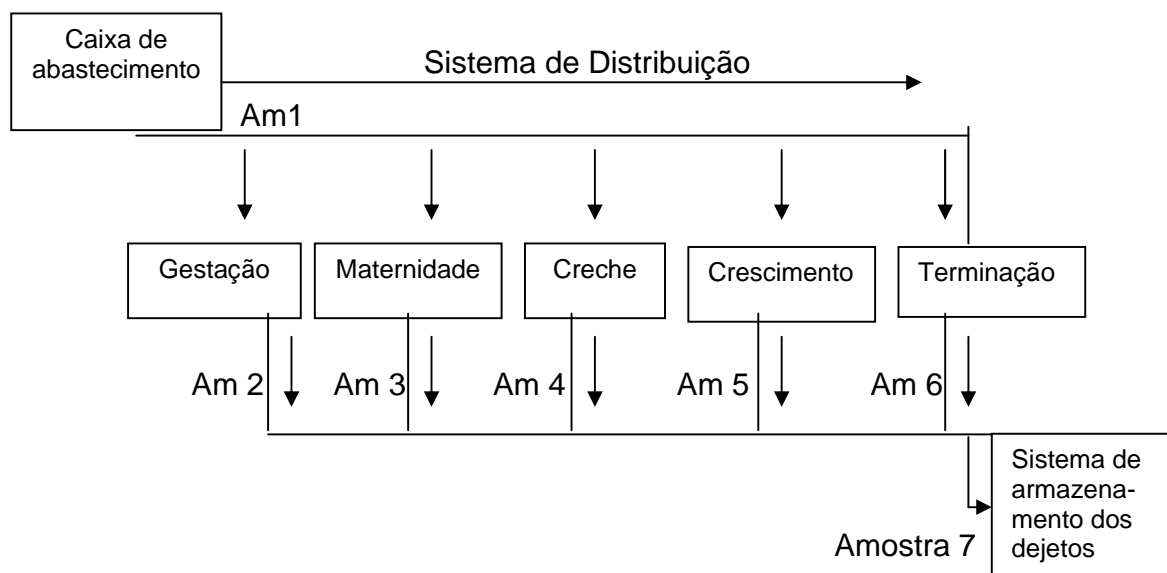


Figura 3 - Representação esquemática dos locais de captação das amostras do efluente no sistema de produção de uma granja suinícola

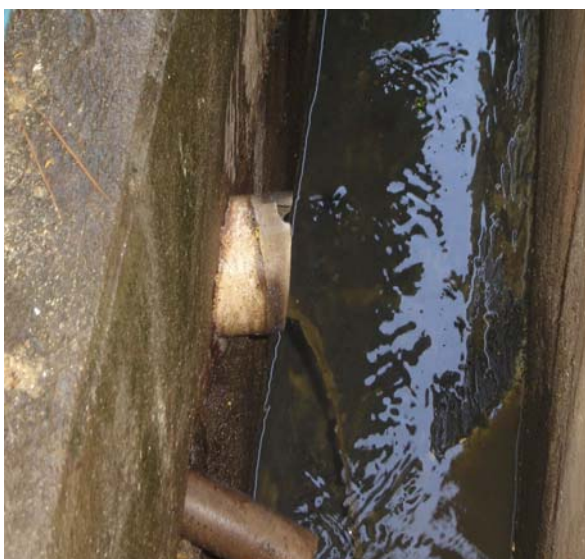


Figura 4 - Local de captação das amostras de efluente na gestação



Figura 5 - Local de captação das amostras de efluente na maternidade



Figura 6 - Local de captação das amostras de efluente na creche



Figura 7 - Local de captação das amostras de efluente no crescimento

As amostragens do efluente foram realizadas no período da manhã (início às 7:30am), logo após a higienização das baias, permitindo, dessa forma, que não fosse alterado o manejo adotado pela granja escolhida na Fase I desta pesquisa.

2.8.2.1 Caracterização do efluente em todas as fases do sistema de produção

As amostras do efluente de todas as fases do sistema de produção foram encaminhadas para análise laboratorial a fim de se obterem as características químicas (Alumínio (Al), Boro (B), Bário (Ba), Cálcio (Ca), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Potássio (K), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Molebdênio (Mo), Sódio (Na), Níquel (Ni), Nitrato (NO_3), Chumbo (Pb), Fósforo (P), Sulfato (SO_4^{-2}), Estrôncio (Sr), Zinco (Zn), pH); físicas (condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais (SDT), dureza e turbidez); bioquímicas (Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)), e microbiológicas (Coliformes Totais e *E. coli.*) do efluente.

Sendo assim, nessa etapa da pesquisa foram realizadas as seguintes análises, de acordo com a Tabela 8.

Tabela 8 - Análises realizadas na fase experimental II

Análise Química	Análise Física	Análise Bioquímica	Análise Microbiológica
pH	Condutividade elétrica	DBO	Coliformes Totais
Alumínio, Boro	Dureza	DQO	<i>E. coli</i>
Bário, Cádmio, Chumbo	Turbidez		
Cobalto, Cromo	SDT		
Cobre, Ferro			
Potássio, Magnésio			
Manganês, Molebdênio			
Sódio, Níquel			
Fósforo, Estrôncio			
Zinco			

2.8.2.1.1 Análise química e física do efluente no sistema de produção

Realizou-se no Centro Superior de Educação Tecnológica – CESET, na Universidade de Campinas – campus Limeira a análise química e física (condutividade elétrica e turbidez) dos elementos presentes no efluente animal. Para os parâmetros pH e dureza, utilizou-se o equipamento Fotômetro PF-11 (Figura 8). Tal equipamento preenche o espaço entre as opções dos métodos por colorimetria visual, o método Visicolor e a medição fotométrica dos testes em tubo Nanocolor.



(a)



(b)

Figura 8 - Equipamento utilizado para a análise química do efluente (a) e reagentes utilizados para a análise (b)

2.8.2.1.2 Análise bioquímica do efluente no sistema de produção

O efluente foi amostrado e enviado para análise laboratorial no Centro Superior de Educação Tecnológica – CESET, na Universidade de Campinas – campus Limeira, onde foram efetuadas análises bioquímicas do efluente em questão.

A amostragem do efluente foi realizada com a utilização de sacos plásticos COLILERT, de 100 mL de volume, mostrado na Figura 9. Os métodos e os equipamentos utilizados nas análises laboratoriais nesta etapa do experimento são descritos abaixo.



(a)



(b)

Figura 9 - Recipiente utilizado para a amostragem do efluente ((a) e (b))

Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅): realizado com a digestão da amostra com dicromato de potássio em um reator DQO Hach, seguida de determinação colorimétrica no espectrofotômetro, na faixa de 0 a 150 mg O₂ L⁻¹ e desvio padrão de \pm 2,7 mg O₂ L⁻¹.

2.8.2.1.3 Análise microbiológica do efluente do sistema de produção

As amostras foram captadas e inseridas em sacos plásticos COLLILERT e enviadas ao Laboratório de Microbiologia do Departamento de Agroindústria e Nutrição Animal da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ/USP, a fim de ser efetuadas a análise microbiológica do efluente em questão.

Os métodos e os equipamentos utilizados nas análises laboratoriais nesta etapa do experimento estão descritos abaixo:

Coliformes Totais e *E. coli* – utilizou-se a metodologia dos tubos múltiplos NMP de coliformes totais e fecais, segundo descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

2.8.3 Fase III - Caracterização quanti/qualitativa dos efluentes do sistema de tratamento da granja suinícola

Nesta etapa da pesquisa, amostrou-se o efluente de toda etapa do sistema de tratamento, como mostra a Figura 10.

A propriedade escolhida na Fase I da pesquisa, possui o sistema de tratamento dos efluentes constituído de 6 caixas de decantação, de dimensão 3 x 2,5 x 1,3 m (Figura 11); 6 lagoas anaeróbias, tendo a primeira lagoa dimensões de 40 x 35 x 2,5 m (Figura 13); a segunda, 40 x 35 x 1,5 m (Figura 15); 30 x 15 x 0,5 m são as dimensões da terceira, quarta e quinta lagoas (Figuras 17, 19 e 21, respectivamente); e a sexta lagoa apresenta, em sua dimensão, os valores de 35 x 15 X 1 m de profundidade (Figura 23).

Os diferentes locais de captação do efluente podem ser observados nas Figuras 12, 14, 16, 18, 20, 22 e 24, identificando o posicionamento do local de amostragem.

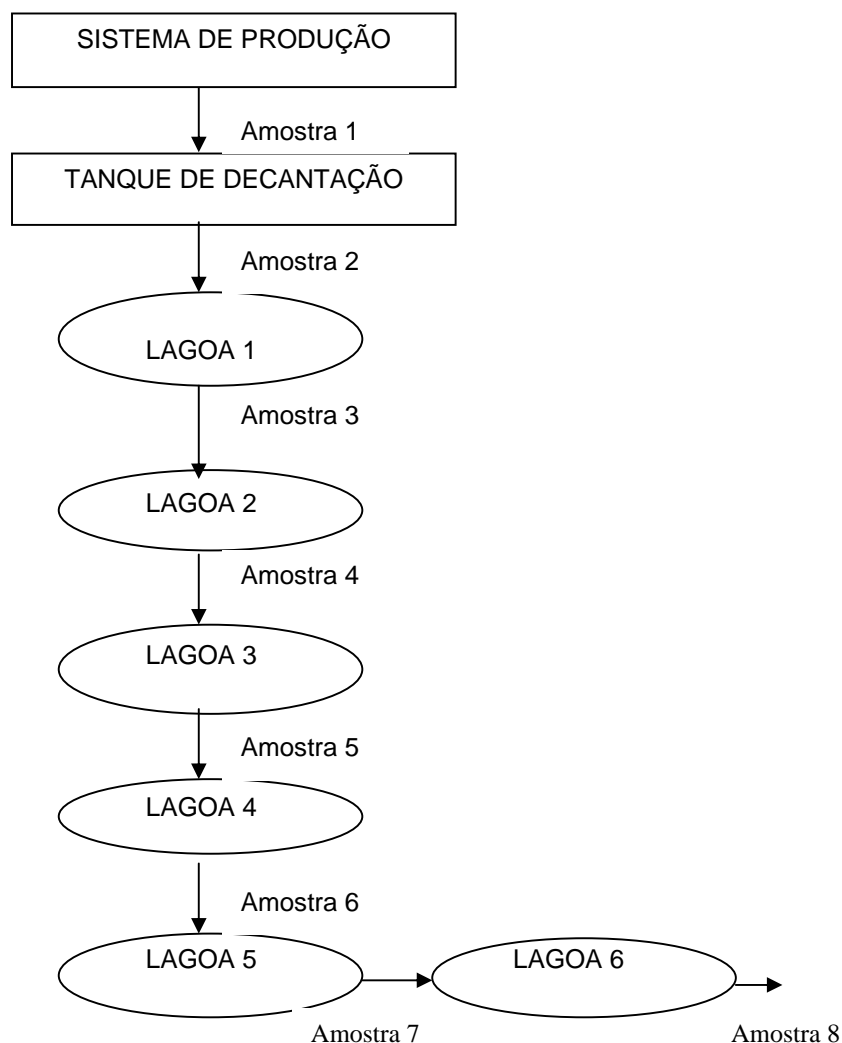


Figura 10 - Fluxograma das etapas do tratamento do efluente na granja suinícola e os diversos locais de captação. Amostra 1: efluente na saída do sistema de criação; Amostra 2: efluente na saída do tanque de decantação; Amostra 3: efluente da lagoa de tratamento 1; Amostra 4: efluente da lagoa de tratamento 2; Amostra 5: efluente da lagoa de tratamento 3; Amostra 6: efluente da lagoa de tratamento 4 ; Amostra 7: efluente da lagoa de tratamento 5; Amostra 8: efluente da lagoa de tratamento 6.



Figura 11 - Tanque de Decantação



Figura 12 - Local de amostragem do efluente que sai do tanque de decantação e chega à lagoa de tratamento 1



Figura 13 - Lagoa de tratamento 1



Figura 14 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 1 e entra na lagoa de tratamento 2



Figura 15 - Lagoa de tratamento 2



Figura 16 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 2 e entra na lagoa de tratamento 3



Figura 17 - Lagoa de tratamento 3



Figura 18 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 3 e entra na lagoa de tratamento 4



Figura 19 - Lagoa de tratamento 4



Figura 20 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 4 e entra na lagoa de tratamento 5



Figura 21 - Lagoa de tratamento 5



Figura 22 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 5 e entra na lagoa de tratamento 6



Figura 23 - Lagoa de tratamento 6



Figura 24 - Local de amostragem do efluente que sai da lagoa de tratamento 6 e vai para o rio

2.8.3.1 Caracterização do efluente em todas as fases do sistema de tratamento

As amostras do efluente de todas as fases do sistema de tratamento foram encaminhadas para análise laboratorial, a fim de se obterem as características químicas (Alumínio (Al), Boro (B), Bário (Ba), Cálcio (Ca), Cádmi (Cd), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Potássio (K), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Sódio (Na), Níquel (Ni), Nitrato (NO_3), Chumbo (Pb), Fósforo (P), Sulfato (SO_4^{-2}), Estrôncio (Sr), Zinco (Zn), pH); físicas (condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais (SDT), dureza e turbidez); bioquímicas (Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)), e microbiológicas (Coliformes Totais e *E. coli.*) do efluente.

Dessa forma, por meio da caracterização dos aspectos quantitativos da água residuária originada das lagoas de tratamento, podem-se apresentar subsídios para uma análise qualitativa do produto em questão.

2.8.3.1.1 Análise química do efluente no sistema de tratamento

As amostras foram captadas em garrafas plásticas brancas com volume de 200 mL (Figura 25), transportadas em caixa de isopor com gelo e enviadas ao Laboratório de Química Analítica, no Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA, localizado em Piracicaba – SP, a fim de ser efetuada a análise química da água residuária em questão.

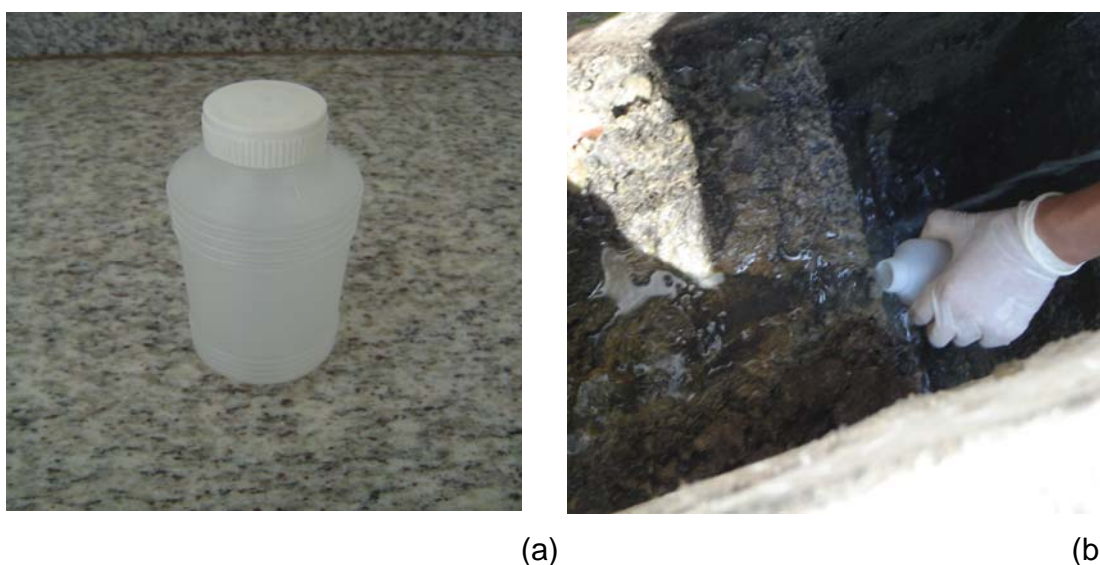


Figura 25 - Recipiente utilizado na coleta (a) e amostragem do efluente (b)

Utilizou-se a análise por espectrometria de emissão atômica acoplado indutivamente ICP-OES (optima 3000 DV), com digestão nitroperclórica, empregando-se um bloco digestor.

Pesou-se 0,750 g de material seco e moído e transferiu-se para tubos de digestão de 75 mL, acrescentando-se 7,5 mL de HNO_3 concentrado. Misturou-se bem e deixou-se à temperatura ambiente por 1-2 horas. Em seguida, os tubos foram colocados no bloco de digestão à temperatura de 160°C . Quando a maior parte do ácido nítrico evaporou e a solução clareou (-15 minutos a 160°C), retiraram-se os tubos do bloco e acrescentaram-se 2 ml de HNO_3 concentrado. Recolocaram-se, em seguida, os tubos no bloco e aumentou-se a temperatura até 210°C . A digestão completou-se quando se obteve uma solução incolor e apareceu uma fumaça branca e densa de

HClO₄.H₂O (-15 minutos a 210⁰C). Depois de resfriarem-se os tubos, completou-se o volume com água deionizada.

2.8.3.1.2 Análise física do efluente no sistema de tratamento

O efluente foi amostrado e enviado para análise laboratorial no Centro Superior de Educação Tecnológica – CESET, na Universidade de Campinas – campus Limeira, onde foram efetuadas análises físicas (turbidez e condutividade elétrica) do efluente em questão.

Assim como determinado na Fase II da pesquisa, o parâmetro dureza foi definido com a utilização do Fotômetro digital PF-11.

2.8.3.1.3 Análise bioquímica e microbiológica do efluente no sistema de tratamento

As amostras do efluente foram coletadas e enviadas para análise bioquímica e microbiológica no Centro Superior de Educação Tecnológica – CESET, na Universidade de Campinas – campus Limeira e no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Agroindústria e Nutrição Animal da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ/USP, respectivamente.

2.8.4 Fase IV – Aplicação de água residuária das diferentes fases do sistema de tratamento no cultivo de *Brachiaria decumbens*

Nesta etapa da pesquisa, analisou-se o reuso do efluente do sistema de tratamento da granja suinícola. Os efluentes foram utilizados na aplicação em pastagem *Brachiaria decumbens*, a fim de se avaliar o desenvolvimento da cultura, bem como a viabilidade desta prática em relação ao impacto ambiental, seguindo as Normas deliberativas da Legislação Ambiental vigente CONAMA 001/86, art. 1⁰, que define o 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”.

O experimento foi conduzido em ambiente protegido (Figura 26), junto ao Núcleo de Pesquisa em Ambiente, no Departamento de Engenharia Rural da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ/USP, no período de julho a outubro de 2005.

Utilizaram-se mudas de pastagem do gênero *Brachiária decumbens*, cultivadas em 90 vasos com volume de 12 L e colocadas no interior de ambiente protegido. O solo utilizado foi o Argiloso amarelo distrófico típico. Foram aplicados os efluentes originados das diferentes etapas do sistema de produção e tratamento da granja escolhida na Fase I.

Nesta etapa da pesquisa, foram aplicados em vasos os seguintes tratamentos:

- a) Tratamento 1: Água (testemunha)
- b) Tratamento 2: Efluente do sistema de produção
- c) Tratamento 3: Efluente do tanque de decantação
- d) Tratamento 4: Efluente da lagoa 1
- e) Tratamento 5: Efluente da lagoa 2
- f) Tratamento 6: Efluente da lagoa 3
- g) Tratamento 7: Efluente da lagoa 4
- h) Tratamento 8: Efluente da lagoa 5
- i) Tratamento 9: Efluente da lagoa 6

Os efluentes foram recolhidos na propriedade e transportados semanalmente em galões de 20 L, para realizar-se a prática da irrigação.

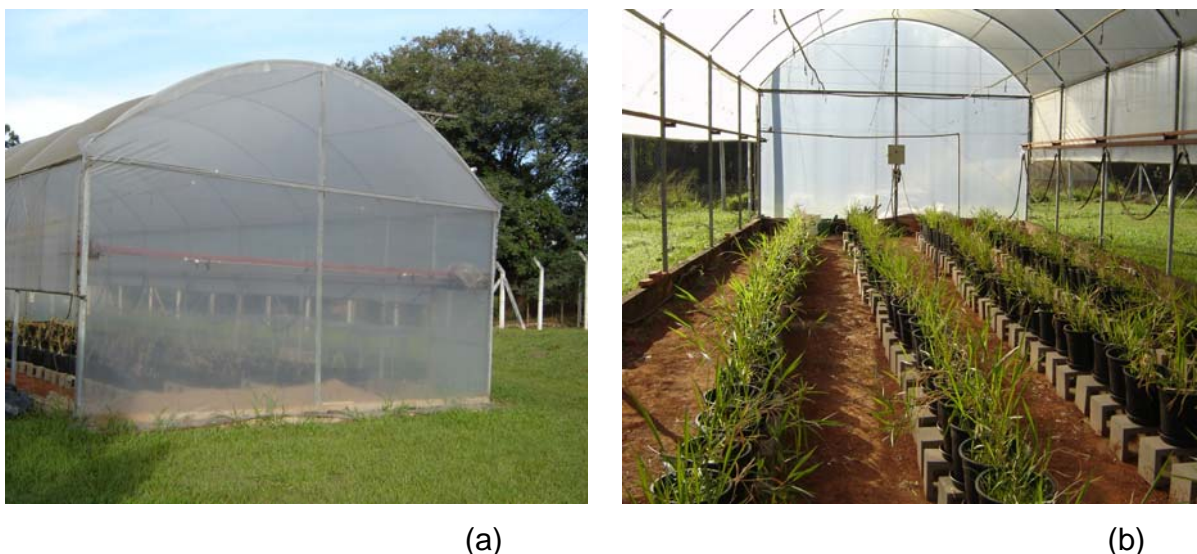


Figura 26 – Vista geral do local de realização da fase experimental IV ((a) e (b))

A necessidade hídrica da cultura foi definida pelo método da tensiometria com o auxílio de tensiômetro na primeira etapa experimental (1^o corte) e utilizando-se balança analítica na segunda etapa experimental (2^o corte) de acordo com o método das pesagens.

As variáveis climáticas do ambiente (temperatura do ar e umidade relativa) foram monitoradas com o auxílio de um sistema de aquisição de dados, datalogger Hobo H8, ao longo de 24 horas, durante todo o período experimental.

O efluente foi distribuído de maneira uniforme sobre a superfície dos vasos, simulando a prática de irrigação. A quantidade de umidade perdida por evapotranspiração foi repostada às unidades experimentais, adicionando-se, quando necessário, água e/ou efluente para refazer a umidade em 70% da capacidade de retenção de água da amostra de terra, conforme a Embrapa (1997).

Para uma maior padronização das plantas, as mudas foram cortadas a uma altura de 10 cm, antes do início da aplicação dos efluentes (Figura 27).

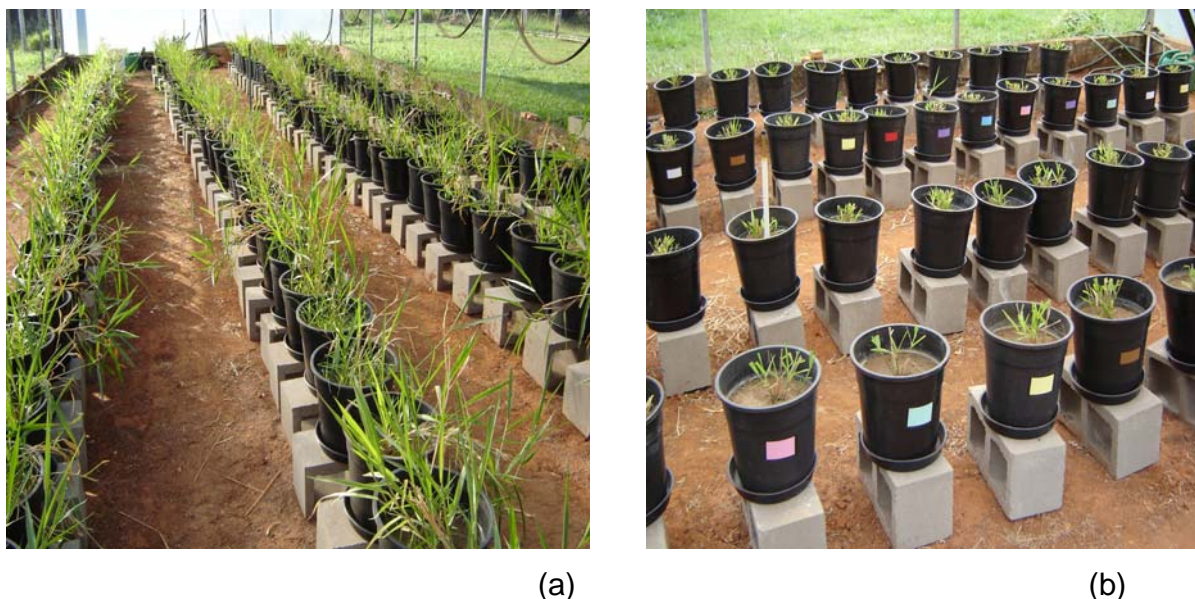


Figura 27 – Vista geral das mudas transplantadas nos vasos, antes do corte de homogeneização (a), e mudas cortadas e homogeneizadas, no início do experimento (b)

Após os processos de transplante e padronização das mudas nos vasos, separaram-se 60 g do material aéreo total, para a determinação química dos nutrientes dos tecidos vegetais, com o objetivo de quantificar a composição do material aéreo antes do início da irrigação (testemunha). Essa análise mineralógica do material foi realizada no Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, segundo metodologia descrita por Sarruge e Haag (1974).

Determinaram-se assim, as quantidades de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn e Zn contidas na parte aérea das plantas. O fósforo foi determinado colorimetricamente, o potássio por fotometria de chama e o Ca, Mg, S, Zn, Cu, Fe e Mn por espectrofotometria de absorção atômica.

Após o 2^o corte realizado na pesquisa e, passadas as 16 irrigações, foi novamente quantificada a determinação química dos nutrientes da planta, de forma a avaliar os efeitos residuais nela presentes.

Depois de feita a padronização dos vasos (30 dias), realizou-se o primeiro corte a uma altura de dez centímetros do colo das plantas e coletou-se a parte aérea de 5 vasos para cada tratamento, sendo as amostras separadas em folhas e hastes. Todo o

material aéreo coletado foi colocado para secar em estufa de circulação forçada de ar, a temperatura de 65^oC, e pesado após 72 horas, para a determinação de massa seca e massa verde.

Aos 21 dias após o primeiro corte, realizou-se a segunda colheita, separando-se a parte aérea pelo mesmo critério adotado anteriormente. Ao fim do experimento, foram analisados dois cortes e obtiveram-se, como variáveis respostas para a planta, a massa seca, a massa verde e os nutrientes acumulados pela forrageira.

Realizaram-se análises físicas, químicas e mineralógicas do solo, antes da implantação da cultura, para fins de caracterização, seguindo a metodologia preconizada pela Embrapa (1987) e, ao final do segundo corte, quando foram coletadas amostras dos vasos nos diferentes tratamentos e enviadas ao Laboratório de Solos e Nutrição de plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, a fim de obter a caracterização final. Também foram realizadas análises de densidade global e condutividade hidráulica do solo.

2.8.4.1 Características do efluente aplicado

Ao final de cada corte da planta, realizou-se a análise dos elementos dos efluentes aplicados. Os parâmetros envolvidos nesta avaliação foram: pH, dureza e a concentração dos elementos Ca, Cu, K, Fe, Mn, Mg, Ni, PO₄ e NO₃.

A qualidade do efluente utilizado na irrigação da cultura de *Brachiária decumbens* foi determinada pela análise química de seus constituintes. Adotou-se o Fotômetro PF-11 para as avaliações “in loco” da qualidade da água residuária.

Tais avaliações ocorreram entre os períodos que antecederam o 1^o e o 2^o cortes. Dessa forma, foi possível caracterizar o efluente aplicado na cultura durante todo seu desenvolvimento.

2.8.4.2 Análise Estatística

Os resultados foram analisados estatisticamente pela análise de variância de acordo com o delineamento de experimentos de blocos ao acaso no esquema fatorial 9 x 2 x 5. Nos casos de F significativo, aplicou-se o teste de Tukey a 5% de significância. As análises estatísticas foram executadas por meio do programa computacional “Statistical Analysis System” - SAS Institute (1996).

2.9 Resultados e discussão

2.9.1 Fase I - Seleção da granja suinícola

O Estado de São Paulo, segundo dados obtidos junto à Associação Paulista de Criadores de Suínos – APCS, possui cerca de 143 propriedades de suínos, com um número de animais que varia entre 50 e 42000 animais.

Para esta pesquisa, foram avaliadas as condições das propriedades que contem número igual ou superior a 200 animais, visto que o principal critério para a escolha da granja a ser estudada foi a presença de um grande volume de dejetos animais necessitando de um sistema de tratamento. Sendo assim, foram analisadas 69 propriedades do total envolvido.

Algumas dificuldades foram encontradas no decorrer desta fase da pesquisa, já que não obtivemos resposta da maioria das propriedades. Os proprietários foram contactados por meio de visitas, telefonemas e/ou correspondência, podendo as principais observações ser obtidas pelas respostas dadas ao questionário em anexo. Dessa forma, das 69 propriedades envolvidas, 33,33% delas puderam ser avaliadas.

Dentre os principais parâmetros envolvidos na seleção da granja analisada para esta pesquisa, destacaram-se o número de animais, o número de pavilhões, a forma de armazenamento dos dejetos, o sistema de tratamento dos efluentes, o destino dado a estes e ainda o sistema de irrigação adotado (Tabela 9).

Tabela 9 - Caracterização das granjas produtoras de suínos do Estado de São Paulo, com número superior a 200 animais

Propriedade	Número de animais	Número de Pavilhão	Armazenagem dos efluentes	Sistema de tratamento	Análise do solo	Análise do efluente	Destino dos efluentes	Aplicação do efluente
A	42000	36	Tanque de concreto	Presente	Sim	Sim	Solo	Aspersão
B	12000	25	Lagoa com dique de terra	Ausente	Sim	Não	Solo	Autopropelido
C	11000	15	Tanque de concreto	Presente lagoas anaeróbias	Não	Não	Solo/pastagem	Autopropelido
D	10000	11	Lagoa com dique de terra	Ausente	Sim	Não	Solo	Autopropelido
E	8000	30	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Não	Solo / cana	Aspersão
F	6500	13	Tanque de concreto	Presente biodigestor	Sim	Não	Solo	Aspersão
G	4500	10	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Não	Solo/pasto	Autopropelido
H	4485	7	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Sim	Solo/lavoura	Chorumeira
I	4000	6	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Não	Solo/lavoura	Chorumeira
J	3800	6	Lagoa com dique de terra	Presente	Sim	Sim	Solo	Chorumeira
K	3780	12	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Sim	Solo/pomar	Chorumeira
L	3000	10	Fossa sob a instalação	Ausente	Sim	Não	Solo	Aspersão
M	3000	6	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Não	Solo/lavoura	Ausente
N	2500	5	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Não	Solo	Inundação
O	2130	5	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Sim	Solo / pasto	Chorumeira
P	1600	20	Tanque de concreto	Presente biodigestor	Sim	Não	Solo	Aspersão
Q	1500	5	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Não	Solo	Chorumeira
R	210	4	Lagoa com dique de terra	Ausente	Sim	Sim	Solo	Chorumeira
S	200	4	Tanque de concreto	Ausente	Sim	Sim	Solo	Aspersão
T			Lagoa com dique de terra	Ausente	Sim	Não	Solo/pomar/feno	Chorumeira
U	Fechou	-	-	-	-	-	-	-
V	Fechou	--	-	-	-	-	-	-
X	Fechou	-	-	-	-	-	-	-

A – Fazenda Água Branca; B – Ianni Agropecuária; C – Granja Querência; D – Sítio das Palmeiras; E – Fazenda Santa Paula; F – Granja Santa Paula; G – Granja Roseira; H – Granja Pig Mirin; I – Fazenda Esmeralda L05/06; J - Sítio Carvalho; K – Granja Maiale; L - Fazenda Monte Alegre; M – Fazenda Holambra; N – Granja Araúna; O – Sítio São José; P - Fazenda Ponte Alta; Q – Sítio Tropical; R – Granja Ruiter; S - Sítio São Dimas; T– Rancho Raízes; U – Fazenda São José; V – Fazenda São Jorge; X - Sítio Rancho Velho;

Podemos perceber pela Tabela 9 que o número de animais variou de 200 a 42000 animais. O número de pavilhões foi de 4 (para granjas de menor porte) à 36 (para granjas de maior porte), notando-se que a Fazenda Água Branca se destacou das demais devido ao maior número de animais.

Observamos que todas as granjas em questão apresentaram alguma forma de armazenamento dos dejetos, tendo em comum a escolha de tanques de concreto ou de lagoas com diques de terra. A maior parte das propriedades, ou seja, 70% optou por efetuar o armazenamento do efluente animal em tanques de concreto, 25% em lagoas com dique de terra e 5 % em fossa sob a instalação.

Um dos aspectos mais relevantes para a escolha da propriedade foi a presença de sistema de tratamento dos dejetos animais. Notou-se que 77% das granjas não apresentaram nenhuma forma de tratamento, 11% apresentaram algum tipo de tratamento, porém não revelaram qual, 6% optaram pela presença de um biodigestor e 6% possuíram como forma de tratamento dos dejetos, lagoas anaeróbias em série (Tabela 9).

Uma parte do volume dos dejetos armazenados é depositada no solo, utilizando algumas propriedades essa prática como adubo na irrigação de pastagem, feno, lavoura de milho, algodão e laranja, e ainda, para a prática da compostagem. Porém um fator muito importante na aplicação dos efluentes em culturas é a necessidade de realizar as análises físico-químicas do solo em questão, bem como do efluente aplicado.

O fato de 95% das propriedades se preocuparem com a análise do solo não indica que as mesmas estejam preocupadas com a existência - ou não - de contaminação, mas sim com a necessidade - ou não - de adubar o solo. Este fato pode ser comprovado pelos resultados da Tabela 9, em que, do total de granjas envolvidas, 65% não apresentaram a preocupação com a análise do efluente.

É de extrema necessidade que a disposição inadequada de resíduos no solo seja reconhecida como um dos graves problemas da atualidade e que efeitos do lançamento indevido são, principalmente, a contaminação das águas e o aumento das doenças associadas à poluição ambiental. O chorume formado da biodeteriorização dos resíduos somados à água infiltrada contém, em concentrações variadas, compostos

orgânicos e metais pesados que podem contaminar o ambiente e ser tóxicos aos seres vivos, o que torna o conhecimento das propriedades físico-químicas e microbiológicas do efluente de extrema necessidade.

As respostas, em relação à aplicação dos efluentes, mostram que foram realizados pelos diferentes métodos de irrigação, merecendo destaque os sistemas de aplicação do resíduo com o auxílio de uma chorumeira (40%), aspersão (30%), autopropelido (20%), irrigação por inundação (5%) e ausência de sistema de irrigação (5%).

De posse dessas informações, foi selecionada para esta pesquisa a Granja Querência, situada em Salto, município a 150 Km da capital, distante 100km de Piracicaba (Figura 28). Trata-se de uma granja considerada modelo no Estado de São Paulo; é composta por 11000 animais, 25 pavilhões, sistema de produção envolvendo todas as fases (gestação, maternidade, creche, crescimento e terminação), além de um completo sistema de tratamento dos dejetos. Possui um dos maiores números de animais e pavilhões, tendo, dessa forma, um maior volume de dejetos produzidos, apresentando um sistema de tratamento composto por 7 caixas de decantação e 6 lagoas anaeróbias construídas em série.

Nessa propriedade, a porção sólida do efluente produzido é transformada em composto orgânico pela prática da compostagem e a porção líquida é reaproveitada na irrigação em áreas de pastagem de capim do gênero *Brachiária decumbens*, *Cynodon plectostachyum* (grama estrela), capim elefante, dentre outras variedades.



Figura 28 - Vista geral da propriedade suinícola envolvida nesta pesquisa

2.9.2 Fase II - Caracterização qualitativa e quantitativa do efluente no sistema de produção de suínos

2.9.2.1 Análise química/física

2.9.2.1.1 Análise química

É de fundamental importância conhecer as características químicas do efluente, pelo fato dos processos que controlam a dinâmica dos resíduos no solo, como taxa de liberação e lixiviação, serem pobremente compreendidos (CAMERON et al, 1997).

A Tabela 10 apresenta valores de concentrações dos elementos encontrados no efluente em questão, no que diz respeito à caracterização química, em contraponto com os valores limites obtidos pela USEPA (1999), para a utilização de efluentes na prática da irrigação, e pela Resolução CONAMA 357 (2005), para o lançamento de efluentes em corpos d'água.

Dos elementos químicos analisados, o Al, o Cu, o Mn e o Zn são os que apresentam concentrações que estão além do limite exigido pela legislação (Tabela 10),

seja para a reutilização do efluente em água de irrigação (USEPA, 1995), seja para o lançamento do efluente em corpos receptores (CONAMA 357, 2005).

Tabela 10. Resultados da análise química do efluente no sistema de produção

Elementos (mg L ⁻¹)	Gestação baia	Gestação gaiola	Matern.	Creche	Cresc.	Termin.	L _{limite*}	L _{limite**}
Al	2,38	2,85	1,94	27,6	9,04	7,67	5,0-20	----
B	0,19	2,69	2,06	1,71	3,07	2,89	0,75-2,0	5,0
Ba	0,19	2,40	0,25	1,48	0,69	0,46	-----	5,0
Ca	106	85,0	95	308	390	408	-----	----
Cd	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	0,01-0,05	0,2
Co	0,020	0,015	0,025	0,134	0,063	0,100	0,05-5,0	----
Cr	0,026	0,030	<0,013	0,071	0,060	0,026	0,1-1,0	0,5
Cu	0,61	0,34	1,32	12,2	3,43	5,24	0,2-5,0	1,0
Fe	3,94	2,17	5,83	44,0	17,1	17,5	5,0-20	15,0
K	277	491	102	715	291	916	-----	----
Mg	42,0	37,3	34,8	189,0	225	208	-----	----
Mn	1,26	0,55	1,41	10,7	3,68	6,75	0,2-10	1,0
Mo	0,020	0,032	<0,013	0,084	0,044	0,051	0,01-0,05	----
Na	102	216	58	90	59	396	-----	----
Ni	0,045	0,041	0,025	0,100	0,045	0,081	0,2-2,0	2,0
P	93,8	66,0	64,3	389	150	245	-----	----
Pb	<0,05	<0,05	<0,05	0,10	<0,05	<0,05	5,0-10	0,5
Sr	0,89	0,636	0,802	5,28	2,22	3,19	-----	----
Zn	2,41	1,168	3,84	209	41,0	10,6	2,0-10	5,0

L_{limite*} = Limite para a reutilização de água residuária para irrigação. Fonte: Usepa (1995).

L_{limite**} = Limite para o lançamento de efluente em corpos receptores. Fonte: Conama 357 (2005).

O Al encontra-se em concentrações elevadas nas fases de creche, 27,6 mg L⁻¹, ultrapassando o limite exigido pela USEPA, 20 mg L⁻¹. O Mn é o que se apresenta em concentrações mais inadequadas, tanto para os limites exigidos pela USEPA, como pelo CONAMA: apenas na fase de gestação gaiola, tal elemento se encontra dentro do limite aceitável. Neste caso, as concentrações variam de 10,7 mg L⁻¹ encontrados na fase creche, seguidos de 6,75 mg L⁻¹ na terminação; 3,68 mg L⁻¹ na fase crescimento; 1,41 mg L⁻¹ na maternidade e 1,26 mg L⁻¹ na fase gestação baia.

Os teores de Mn encontrados na fase creche, de $10,7 \text{ mg L}^{-1}$, concordam com os resultados obtidos por Gonçalves (2002), que encontrou teores de Mn na fase creche em concentrações de 20 mg L^{-1} . Pela Tabela 10, pode-se notar que os menores valores encontrados nas fases de gestação gaiola ($0,55 \text{ mg L}^{-1}$), gestação baia ($1,26 \text{ mg L}^{-1}$) e maternidade ($1,41 \text{ mg L}^{-1}$) discordam dos resultados obtidos por esse mesmo autor, que apresenta a fase maternidade com valores elevados de Mn, ou seja, 20 mg L^{-1} . Tal fato deve-se ao efeito nutricional da ração oferecida aos animais na propriedade em questão e naquelas avaliadas pelo autor.

Dentre os metais pesados, o Cu e o Zn têm sido motivo de maior preocupação, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulações de antibióticos, aumentando, assim, os riscos de contaminação.

Nesta fase da pesquisa, o Cu apresenta valores elevados na fase creche em concentração de $12,2 \text{ mg L}^{-1}$, seguido da fase terminação, com $5,24 \text{ mg L}^{-1}$ na sua composição, o que ultrapassa o limite exigido pela USEPA (1995). Sabe-se que o Cu é adicionado aos alimentos para suínos como microelemento essencial e influencia o crescimento, ou seja, segundo Scherer e Baldissera (1994) o Cu é um importante componente de suplementação mineral de rações e nas formulações de antibióticos aos suínos. Daí sua elevada concentração na fase creche.

Comparativamente à Resolução CONAMA 357 (2005) para o lançamento do efluente em corpos receptores, além da fase creche e terminação, os efluentes oriundos das fases maternidade ($1,32 \text{ mg L}^{-1}$) e crescimento ($3,43 \text{ mg L}^{-1}$) também apresentam valores que tornam o seu lançamento inadequado, se não tratados. Queiroz (2000) apresenta valores de concentração de Cu variando de $0,30$ a 10 mg L^{-1} e Gomes Filho (2000) encontrou, em seu estudo, concentrações de $1,53$ e $1,33 \text{ mg L}^{-1}$ de cobre no efluente em sistema de ciclo completo.

O Zn apresenta-se com elevada concentração nas fases crescimento ($41,0 \text{ mg L}^{-1}$), creche ($20,9 \text{ mg L}^{-1}$) e terminação ($10,6 \text{ mg L}^{-1}$), respectivamente. Já nas fases de maternidade ($3,84 \text{ mg L}^{-1}$), gestação baia ($2,41 \text{ mg L}^{-1}$) e gestação gaiola ($1,16 \text{ mg L}^{-1}$) apresentam concentrações que se encontram dentro dos limites aceitáveis pela legislação. Queiroz (2000) apresenta valores de Zn variando de $6,78$ até $84,71 \text{ mg L}^{-1}$, para a água residuária advinda de todas as fases de sistema de criação de suínos.

Deve-se ressaltar que os efeitos poluidores do Cu e do Zn, como metais pesados, possuem reflexos extremamente importantes na contaminação dos efluentes aplicados no solo e na planta, se utilizados de maneira inadequada, sem planejamento.

Pela Tabela 10, nota-se que o elemento P apresenta concentrações que variam de 64,3 mg L⁻¹ (fase maternidade) a 389 mg L⁻¹ (fase creche). A presença de elevada concentração de P no efluente amostrado deve-se à ração consumida nesta fase de produção, já que os minerais constituem parte das dietas desses animais. De modo geral, por meio do manejo dos suínos, principalmente na fase creche, existe um desperdício de ração nas baias que se juntam aos efluentes, compondo grande parte do volume amostrado nesta fase.

Com relação ao K, há elevada concentração na fase terminação (916 mg L⁻¹), seguida das fases creche (715 mg L⁻¹), gestação gaiola (491 mg L⁻¹), crescimento (291 mg L⁻¹), gestação baia (277 mg L⁻¹) e maternidade (102 mg L⁻¹). Tais resultados concordam com pesquisa realizada por Gonçalves (2002) que comprovou menor teor de P em efluentes suinícolas na fase maternidade na ordem de 250 mg L⁻¹, e com estudo realizado por Queiroz (2000), onde apresentou valores de concentração de K que variaram de 50 a 208 mg L⁻¹.

Em unidades de crescimento e terminação, segundo Perdomo (1996), ocorreram valores mínimos e máximos de K, da ordem de 260 e 1140 mg L⁻¹, respectivamente, o que vem a concordar com os resultados obtidos nesta pesquisa.

A maior concentração de K pode ser observada na fase terminação (916 mg L⁻¹), valor que se encontra próximo ao comprovado por Gonçalves (2002) que apresentou para unidades de terminação, teores de K que variaram de 460 a 730 mg L⁻¹. Sabe-se que a concentração de K nos esterco animais está relacionada com a qualidade dos alimentos consumidos e ao tamanho do animal medido em peso vivo. Em média, 85% do K₂O são excretados pelos animais nas fezes, daí a fase terminação ter apresentado a maior concentração de K, devido ao maior volume excretado.

Deve-se considerar que este elemento, no efluente em quantidade excessiva, quando aplicado em natura no solo, causa um desequilíbrio no sistema.

Para o Ca, os valores limite de concentração são 95 mg L⁻¹, na fase maternidade, e 408 mg L⁻¹, na fase terminação. Segundo Queiroz (2000), durante a condução de seu

experimento, em situação de ciclo completo, foram encontradas variações no teor de Ca nas águas residuárias da ordem de 47,62 e 1095,24 mg L⁻¹. Dessa forma, os resultados se enquadram na faixa obtida pelo autor, porém em limites bem inferiores.

A menor concentração do elemento Mg foi obtida na fase maternidade e os teores variaram de 34,8 mg L⁻¹ a 225 mg L⁻¹, valor referente à fase crescimento, como pode ser observado pelos resultados da Tabela 10. Porém não foi encontrada nenhuma citação de referência especificamente para este elemento.

Vale ressaltar que tal elemento não apresenta valores limite de aplicabilidade, se contido em água tanto para irrigação (USEPA, 1999), como para lançamento de efluente em corpos receptores (CONAMA 357, 2005). Provavelmente, essa baixa concentração de Mg deve-se ao fato de que, no dejetos bruto de suíno, a concentração de Mg é baixa, variando de 53 mg L⁻¹, encontrada por Freitas et al. (2003), a 297,21 mg L⁻¹, resultado apresentado por Sedyama et al. (1998).

Quanto aos resultados obtidos para o Fe, os valores demonstram-se bem inferiores aos obtidos por Gonçalves (2002). O autor obteve teores máximos de Fe de 1630 mg L⁻¹, na fase creche; já nesta pesquisa, o teor de Fe, na fase creche, foi de 44 mg L⁻¹. Segundo o limite apresentado pelo CONAMA 357 (2005) os efluentes da fase creche, crescimento e terminação estão fora do valor permitido para o lançamento do efluente em corpos receptores; já nas fases de gestação baia, gestação gaiola e maternidade, os resultados encontram-se dentro do permitido.

A medição de pH expressa a intensidade de uma condição ácida ou alcalina de uma solução. Mede-se a concentração de íons hidrogeniônicos da solução ou sua atividade.

Lo Mônico (2001 apud GONÇALVES, 2002), em estudo realizado com água residuária da suinocultura, encontrou valores de pH de 7,5 em situações de ciclo completo (água advinda de todas as fases de produção do animal). Tal resultado é semelhante ao obtido nesta pesquisa que chegou ao valor de pH igual a 7,3 no sistema de produção avaliado.

Para as fases do sistema de produção de suínos, os maiores resultados de pH podem ser observados na gestação baia (8,0), gestação gaiola (7,9), terminação (7,9), crescimento (7,6), maternidade (7,5) e creche (7,1), respectivamente (Tabela 11). Tais

resultados convergem para os valores aferidos por Gonçalves (2002), que obteve pH de 7,6 na fase maternidade, 7,5 na fase crescimento e 8,0 na fase terminação.

Pode-se observar que os valores de pH não apresentam variabilidade discrepante entre os sistemas avaliados. Os valores encontrados para este parâmetro encontram-se dentro das normas, no que se refere à qualidade da água para irrigação, de 6,5 a 8,4, segundo Ayers e Westcok (1991), e também segundo a resolução CONAMA 357 (2005), que estabelece o valor de pH de 5,0 a 9,0 para o lançamento de efluentes em corpos receptores.

A composição química e física dos efluentes está associada ao sistema de manejo adotado pela granja e aos aspectos nutricionais. Ela apresenta grandes variações na concentração dos elementos componentes, dependendo da diluição à qual foram submetidos e do sistema de armazenamento (PERDOMO et al., 2001).

2.9.2.1.2 Análise física

Os parâmetros físicos foram avaliados com o objetivo de complementar o entendimento dos efeitos poluentes de cada fase do sistema de criação de suínos. Destacam-se, portanto, os parâmetros sólidos totais, turbidez, dureza e condutividade elétrica (Tabela 11).

Tabela 11 - Resultados da análise física realizada no efluente do sistema de produção de suínos

Tratamento	Dureza (mg L ⁻¹)	Condutividade (mS cm ⁻¹)	SDT* (mg L ⁻¹)	Turbidez (UNT)
S. Produção**	5,0	4,890	5046	4530
Gestação Gaiola	2,3	4,790	4969	306
Gestação Baia	1,5	3,490	3691	615
Maternidade	1,5	2,070	2196	179
Creche	3,3	3,410	3587	5600
Crescimento	4,0	1,787	1892	689
Terminação	4,0	3,060	3258	599

* SDT = sólidos dissolvidos totais.

** entende-se por sistema de produção o efluente composto pela junção de todas as fases, ou seja, é o efluente total que chega ao sistema de tratamento.

Com o aumento da demanda por água potável, os efluentes de águas residuárias têm recebido muita atenção, como fonte alternativa de água para irrigação (TANJI, 1997). Segundo Adin e Sacks (1991), o entupimento de emissores operando com efluentes armazenados é causado, primeiramente, por sólidos suspensos na água. A taxa de entupimento é mais afetada pelo tamanho das partículas do que pelo seu número e densidade.

A maior concentração de sólidos totais dissolvidos foi observada na fase gestação gaiola, seguida das fases gestação baia, creche, terminação, maternidade e crescimento. Para os efluentes produzidos em unidade de crescimento e terminação foram encontrados valores médios de 1892,0 mg L⁻¹ e 3258 mg L⁻¹, respectivamente. Tais resultados apresentam-se bem inferiores aos encontrados por Perdomo (1996), de 22.399 mg L⁻¹, e semelhantes aos obtidos por Gonçalves (2002) que variaram de 4580 a 6440 mg L⁻¹.

O resultado obtido para sólidos totais dissolvidos no sistema de produção como um todo, de 5046 mg L⁻¹, concorda com o obtido por Lo Mônaco (2001) e Brandão (1999) que encontraram valores de 3250 e 5500 mg L⁻¹, respectivamente, de sólidos totais para água residuária da suinocultura em ciclo completo.

Outra preocupação encontrada na aplicação do efluente bruto de suínos é quanto à presença de sólidos totais dissolvidos e sua relação com a salinidade da água. Os sais contidos na água de aplicação via irrigação podem reduzir a disponibilidade de água às plantas e ainda tornar os solos estéreis. Neste caso, em todos os sistemas de produção, o efluente somente poderia ser aplicado, via água de irrigação, em culturas tolerantes em solos permeáveis, requerendo um cuidadoso manejo.

Segundo o art 28, parágrafo 2 da Resolução CONAMA 357: “para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias, os padrões de qualidade a serem obedecidos são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado”.

De posse deste termo, um dos parâmetros físicos avaliados nesta pesquisa e que se enquadra na descritiva acima é a turbidez que, de acordo com a normativa em questão, deve apresentar valores de até 100 UNT para a classificação de água doce seja classe I, II ou III.

Como pode ser observado na Tabela 11, os efluentes amostrados em todas as fases do sistema de produção apresentam valores que vão além do limite estipulado pela legislação, necessitando de destaque os elevados resultados das fases creche, crescimento, gestação baia e terminação. O excesso de turbidez obtido na fase creche deve-se ao elevado volume de ração encontrado nas amostras, gerado pelo elevado desperdício observado nas baias.

Destaca-se, porém, a fase maternidade, cujo resultado da turbidez (179 UNT) se encontra próximo do valor limite permitido. No entanto tal fato demonstra um excesso de água de lavagem para a higienização das baias, no momento da realização da coleta.

Na natureza, quase todas as águas possuem matéria mineral dissolvida em maior ou menor quantidade. Os efeitos que estas produzem tendem a aumentar a quantidade de sais adicionados à água. Muitas vezes, compostos de Ca e Mg são formados causando a dureza da água.

A dureza é mais freqüente em águas subterrâneas, que são ricas em dióxido de carbono e minerais dissolvidos carreados do solo. As características da dureza causadas pelo Ca e Mg são influenciadas pela alcalinidade, por sulfatos, cloretos e outros íons que podem estar presentes na água.

A classificação das águas quanto à dureza é de classe 1 – Branda ($0-55 \text{ mg L}^{-1}$); classe 2 – Levemente dura ($56-100 \text{ mg L}^{-1}$); classe 3 – Moderadamente dura ($101-200 \text{ mg L}^{-1}$); classe 4 – Muito dura ($201-500 \text{ mg L}^{-1}$). Nesta pesquisa, todas as fases de produção de suínos apresentam resultados que a classificam como classe 1, ou seja, água de dureza branda. Resultados obtidos por Nascimento et al. (2003) caracterizaram a água residuária do efluente doméstico contendo valores de dureza que variaram de 54,03 a 79,02 com média de $66,92 \text{ mg L}^{-1}$, valores bem acima dos encontrados nesta pesquisa.

A condutividade elétrica da água aplicada via irrigação está diretamente relacionada à salinidade do solo. Alguns autores mencionam que a aplicação de elevadas concentrações de água residuária no solo pode levar à sua salinização ou trazer problemas potenciais à sua estrutura (OLIVEIRA, 1993). Sutton et al. (1986)

afirmaram que, a cada aplicação de água residuária de suinocultura o teor de sais tende a aumentar, o que pode causar prejuízo ao desenvolvimento das plantas.

Segundo alguns autores, a condutividade elétrica de água residuária da suinocultura varia de 5,5 a 7,5 dS m⁻¹. Isso indica que a sua utilização na irrigação deve se feita com restrições à geologia regional, ao tipo de solo, à época e à forma de aplicação. Brandão et al. (2000) apresentaram, quanto à condutividade elétrica do efluente total da produção de suínos, um valor médio de 6,23 dS m⁻¹.

Nesta pesquisa, a condutividade elétrica do efluente variou de 1,787 a 4,790 nas fases de crescimento e gestação gaiola, respectivamente. Tais valores mostram-se inferiores aos apresentados por Brandão et al. (2000), porém, segundo Ayers e Westcot (1991), o valor de condutividade elétrica que não apresenta restrições para culturas sensíveis à salinidade é 0,70 dS m⁻¹.

Sendo assim, nenhuma das fases de produção apresenta efluentes que não alterariam o fator salinidade do solo, podendo provocar, pela elevada concentração de sais, o risco de acumulação progressiva no solo, caso este não possua uma boa capacidade de percolação.

A razão de adsorção de sódio (RAS) é um parâmetro que avalia o efeito potencial do sódio nos solos. O excesso de sódio em relação ao Ca e ao Mg diminui a permeabilidade do solo, provocando redução nas taxas de infiltração de água e, conseqüentemente, na absorção de água pelas plantas.

Sendo assim, a Figura 29 mostra os resultados da RAS nos efluentes do sistema de produção.

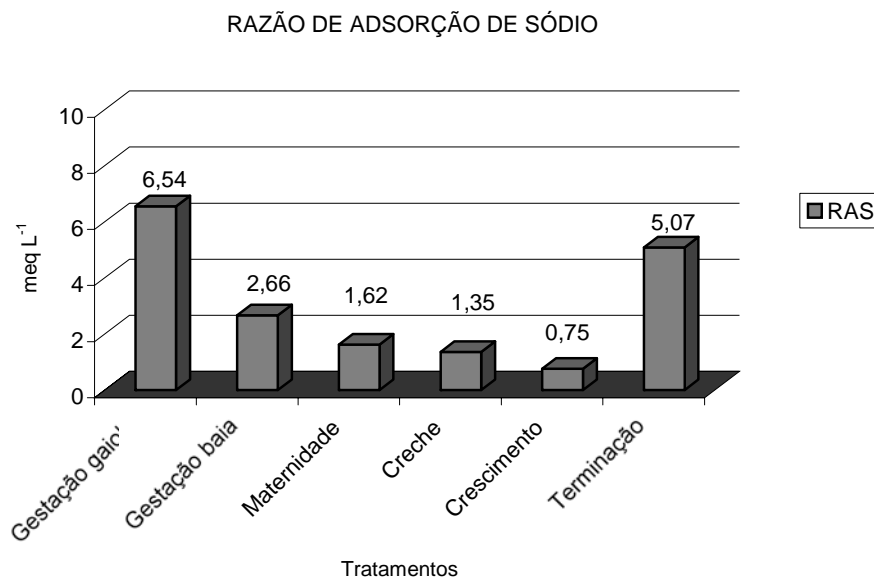


Figura 29 – Razão de adsorção de sódio encontrado nos efluentes do sistema de produção

Segundo USEPA (1983 apud MANCUSO et al., 2003), existem limites entre a soma da concentração total de Ca e Mg, comparativamente a concentração do Na, podendo classificar a água utilizada para irrigação como água com altíssima concentração de Na, água com alta concentração de Na, água com média concentração de Na e água com baixa concentração de Na.

Dessa forma, elevadas concentrações de Na, não acompanhadas de concentrações comparativamente elevadas de Ca e Mg, podem provocar seu inchamento e conseqüente impermeabilização.

Sendo assim, de acordo o diagrama de Na em relação ao Ca mais Mg apresentado por MANCUSO et al. (2003), os efluentes da fase de gestação gaiola e terminação apresentaram problemas graves se aplicados ao solo via irrigação apresentando uma água com média concentração de Na; já os efluentes originados da gestação baia, maternidade, creche e crescimento não promoveram preocupações de impermeabilização do solo, pois apresentaram água (efluente) com baixa concentração de Na.

2.9.2.2 Análise bioquímica

A avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento é normalmente feita com base no potencial de depleção de oxigênio causado pela matéria orgânica presente na água residuária em questão. A demanda de oxigênio pode ser avaliada como uma demanda bioquímica (DBO) ou demanda química (DQO), sendo considerado o modo mais prático de se medir a carga orgânica lançada no ambiente.

Observa-se, na Tabela 12, que o efluente suíno apresenta valores de DBO bastante elevados, oscilando entre 2.000 e 6.000 mg O₂ L⁻¹. Tais resultados apresentam-se bem elevados com relação ao esgoto doméstico, que possui uma DBO variando em torno de 200 mg O₂ L⁻¹. Porém os resultados mostram valores bem abaixo do encontrado por Oliveira (1993), que valora a DBO do efluente suíno no nível de 30.000 a 52.000 mg L⁻¹.

Os valores de DQO obtidos no estudo do efluente da granja selecionada para esta pesquisa mostraram que, nas fases de gestação gaiola e gestação baia, os resultados se apresentam bem inferiores ao mínimo obtido por Oliveira (1998), que apresentam como mínimo, para DQO de resíduos de suínos, 11.530,2 mg L⁻¹.

Nas unidades de crescimento e terminação, os resultados de DQO encontrados por Perdomo (1996) foram da ordem de 25.543 mg O₂ L⁻¹, valores que se mostram superiores aos encontrados nesta pesquisa.

A legislação ambiental vigente determina que, no caso do lançamento de efluentes em cursos d'água, a DQO deve ser de no máximo 90 mg L⁻¹ (Von Sperling et al., 1995). Sendo assim, nenhum dos efluentes analisado estaria apto ao lançamento em cursos d'água sem o devido tratamento.

Tabela 12 - Resultados da análise bioquímica do efluente no sistema de produção

Sistema de Produção	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	DQO/DBO
Gestação Gaiola	4.338,0	2.218,0	1,95
Gestação Baia	5.987,0	2.913,0	2,05
Maternidade	18.471,0	4.369,0	4,22
Creche	11.299,0	3.678,0	3,07
Crescimento	14.291,0	3.134,0	4,55
Terminação	16.069,0	5.689,0	2,82

Os maiores valores de DBO foram obtidos na fase de terminação do sistema criatório suinícola, corroborando Cavalcanti (1984), o qual classifica a fase de terminação como a mais rica em fonte de fertilizante, mas também uma fonte potencial de poluição, se aplicado o efluente ao solo sem o devido tratamento (Figura 30).

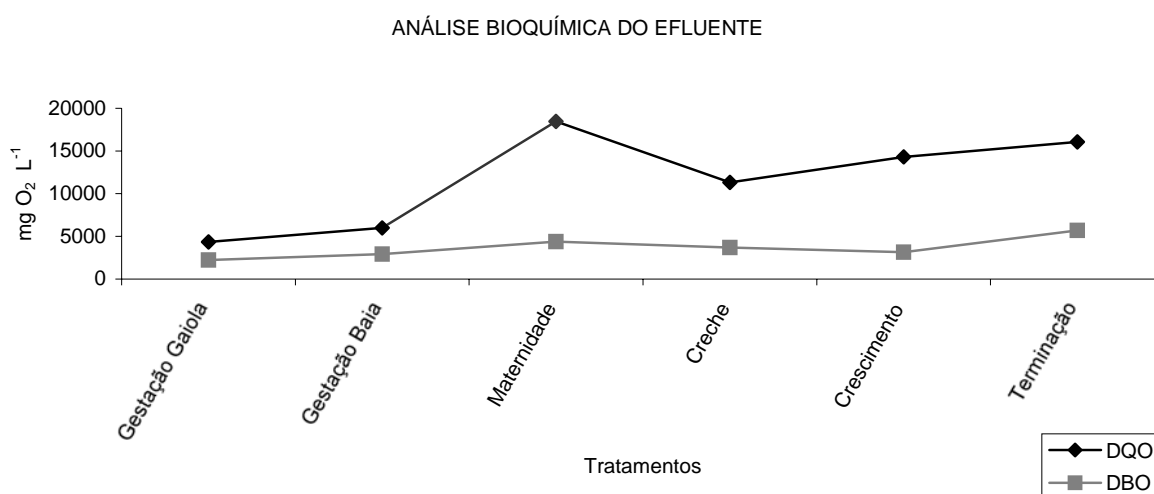


Figura 30- Análise bioquímica do efluente nas diversas fases do sistema de produção de suínos

A legislação ambiental vigente determina que, no caso do lançamento de efluentes em cursos d'água, a DBO deve ser no máximo de 60 mg L⁻¹. Tal limite somente poderá ser atingido ou mesmo ultrapassado, caso o efluente lançado não

altere os padrões de qualidade ou a classificação do curso d'água (VON SPERLING et al., 1995). Sendo assim, pelos valores encontrados de DBO nesta fase da pesquisa, fica comprometido o lançamento do efluente de qualquer fase do sistema criatório em corpos d'água sem o devido tratamento.

A Figura 31 representa a relação existente entre a DQO e a DBO no sistema de produção, que também pode ser observada através da Tabela 12. Nota-se que a maior relação encontra-se na fase de crescimento dos animais (4,55), seguida de maternidade (4,22), creche (3,07), terminação (2,82), gestação baia (2,05) e gestação gaiola (1,95).

O efluente presente na gestação gaiola apresenta um elevado material biodegradável, devido à elevada demanda bioquímica de oxigênio presente nesse material. Já os efluentes originados na gestação gaiola e na gestação baia apresentam resultados que podem caracteriza-los como semelhante ao esgoto doméstico, que possui um limite de 1,7 a 2,4 entre a DQO e a DBO.

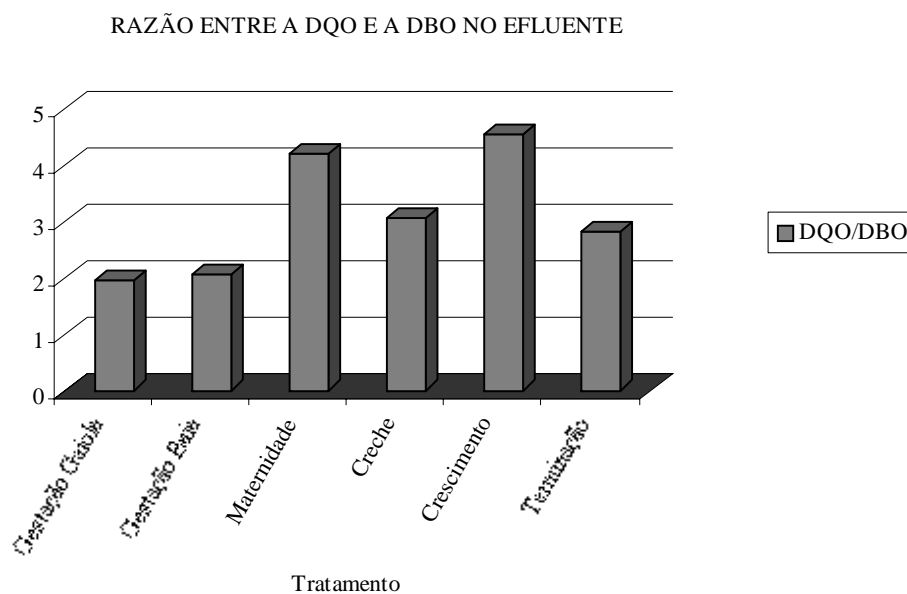


Figura 31 – Razão entre a demanda química de oxigênio e a demanda bioquímica de oxigênio nas diversas fases do sistema de produção de suínos

2.9.2.3 Análise microbiológica

As características biológicas das águas são determinadas por meio de exames bacteriológicos e hidrobiológicos.

O exame hidrobiológico visa a identificar e quantificar as espécies de organismos presentes na água. Em geral, esses organismos são microscópicos e comumente denominados plâncton, destacando-se os grupos de algas, protozoários, bactérias, vermes e larvas de insetos. Quando feitos regularmente, esses exames constituem elemento auxiliar na interpretação de outras análises, principalmente no que se refere à poluição das águas, e possibilitam a adoção de medidas de controle para prevenir o desenvolvimento de organismos indesejáveis do ponto de vista do tratamento de água.

Os coliformes têm sido utilizados como indicadores de poluição recente de fezes e, eventualmente, de contaminação. Há uma certa correlação entre o número de coliformes e os organismos patogênicos, correlação baseada na probabilidade de que, quanto maior o número de coliformes, maior o número de organismos patogênicos (DI BERNARDO, 2000).

Os resultados apresentados na Tabela 13 mostram que, no sistema de produção os coliformes totais se encontraram presentes em todas as fases, tendo aparecido em maior número na gestação gaiola, seguida por terminação, gestação baia, maternidade, crescimento e creche.

Tabela 13 - Resultados da análise microbiológica do efluente animal no sistema de produção

Tratamentos	Coliformes Totais / 100 ml (NMP)*	<i>E. coli</i> / 100 ml (NMP)*
Gestação Gaiola	$1,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^8$
Gestação Baia	$1,6 \times 10^7$	$1,6 \times 10^7$
Maternidade	$3,5 \times 10^6$	$1,7 \times 10^6$
Creche	$7,0 \times 10^5$	$7,0 \times 10^5$
Crescimento	$2,4 \times 10^6$	$3,3 \times 10^5$
Terminação	$5,4 \times 10^6$	$3,5 \times 10^6$

*NMP – número mais provável.

Com os resultados obtidos na contagem de *E. coli*, nota-se que os efluentes originados da creche (7×10^5) e crescimento ($3,3 \times 10^5$) podem ser considerados lodo de classe B, pois segundo normas da CETESB (P.4230 ago/99), densidade de *E.coli* inferior a 2×10^6 NMP classificados como de classe B e, abaixo de 10^3 , como lodos de classe A. Sendo assim, os demais efluentes não podem ser classificados, o que restringe o seu reuso ou sua disposição em solo agrícola.

A análise microbiológica do efluente final (sistema de produção) apresenta valores bastante elevados de coliformes totais ($5,4 \times 10^7$) e de *E. coli* ($1,6 \times 10^7$), o que demonstra uma preocupação real, no que diz respeito à qualidade do solo agrícola, se esses efluentes forem aplicados sem o devido tratamento, principalmente pelo fato de haver no Estado de São Paulo várias propriedades que aplicam o efluente suíno não tratado, com visto na Fase I deste experimento.

2.9.3 Fase III - Caracterização qualitativa e quantitativa das águas residuárias amostrada nas fases do sistema de tratamento do efluente animal

No Brasil, a prática de irrigação agrícola ganhou um impulso muito grande nas últimas décadas, constituindo importante fator para o aumento da produtividade que se vem verificando no setor.

Os componentes considerados importantes em águas de reuso para irrigação agrícola, considerando seus efeitos sobre as plantas, são a salinidade, as substâncias tóxicas, o sódio, o cloro e os nutrientes. Suas concentrações na água dependem, entre outros fatores, do tipo de efluente utilizado e de seus efeitos sobre as plantas irrigadas que ocorrem por meio da absorção da água pelas raízes e pelas folhas.

Águas recuperadas de tratamento de efluentes geralmente contêm os nutrientes necessários para o crescimento de plantas. Os nutrientes de maior interesse são o P, o N, o K, o Zn, o B e o S, cujos teores, nessas águas, geralmente atendem, se não toda, pelo menos boa parte das necessidades das plantas em geral. Sendo assim, um minucioso estudo sobre os elementos e as concentrações obtidas nos efluentes nas diferentes lagoas de tratamento, bem como uma análise química, física e biológica tornam-se de suma importância.

2.9.3.1 Análise química/física

2.9.3.1.1 Análise química

Observam-se, na Tabela 14, os resultados obtidos da análise química da água residuária originada do sistema de tratamento dos efluentes de suínos. A eficiência de remoção da concentração dos elementos pode ser observada na Figura 32.

Tabela 14 - Resultados da análise química do efluente no sistema de tratamento

Elemento (mg L ⁻¹)	*TD _E	TD _S	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄	L ₅	L ₆	L _{limite*}	L _{limite**}
Al	5,59	2,30	1,64	1,05	0,58	0,76	1,56	1,37	5,0-20	----
B	1,00	0,56	1,24	0,95	1,11	0,97	1,02	1,20	0,75-2,0	5,0
Ba	0,381	0,176	0,093	0,052	0,045	0,044	0,039	0,050	----	5,0
Ca	230	108	103	85	74	76	77	85	----	----
Cd	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01-0,05	0,2
Co	0,0194	0,0153	0,0150	0,0137	0,0119	0,0122	0,0127	0,0130	0,05-5,0	----
Cr	0,0170	0,0128	0,0064	0,0055	0,0104	0,0046	0,0037	0,0030	0,1-1,0	0,5
Cu	5,208	0,943	0,725	0,361	0,233	0,223	0,163	0,168	0,2-5,0	1,0
Fe	12,4	4,08	2,09	1,32	0,82	1,00	0,94	0,91	5,0-20	15,0
K	362	236	344	345	312	326	320	361	----	----
Mg	103	53,1	75,1	39,7	32,2	28,4	24,6	20,1	----	----
Mn	5,418	1,409	1,068	0,301	0,200	0,168	0,118	0,107	0,2-10	1,0
Mo	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,01-0,05	----
Na	98	79	91	92	85	87	88	104	----	----
Ni	0,0565	0,0229	0,0153	0,0123	0,0087	0,0103	0,0089	0,0084	0,2-2,0	2,0
N-NO ₃ ⁻¹	0,0122	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	----	20,0
P	208	81	119	46	38	33	28	23	----	----
Pb	0,024	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	5,0-10	0,5
SO ₄ ⁻²	196,7	113,2	66,9	40,4	45,7	49,3	44,4	52,2	----	1,0
Sr	1,663	0,765	0,923	0,745	0,703	0,679	0,794	0,747	----	----
Zn	14,92	13,27	2,008	1,251	0,690	0,581	0,388	0,376	2,0-10	5,0

*(TD_E) amostra realizada na entrada do tanque de decantação; (TD_S) amostragem na saída do tanque de decantação; (L₁) amostragem na lagoa de tratamento 1; (L₂) amostragem na lagoa de tratamento 2; (L₃) amostragem na lagoa de tratamento 3; (L₄) amostragem na lagoa de tratamento 4; (L₅) amostragem na lagoa de tratamento 5; (L₆) amostragem na lagoa de tratamento 6.

L_{limite} - Limites para reuso da água para irrigação agrícola. Fonte: Usepa, 1999.

L_{limite**} - Limite para lançamento de efluente em corpos receptores. Fonte: Conama 357, 2005.

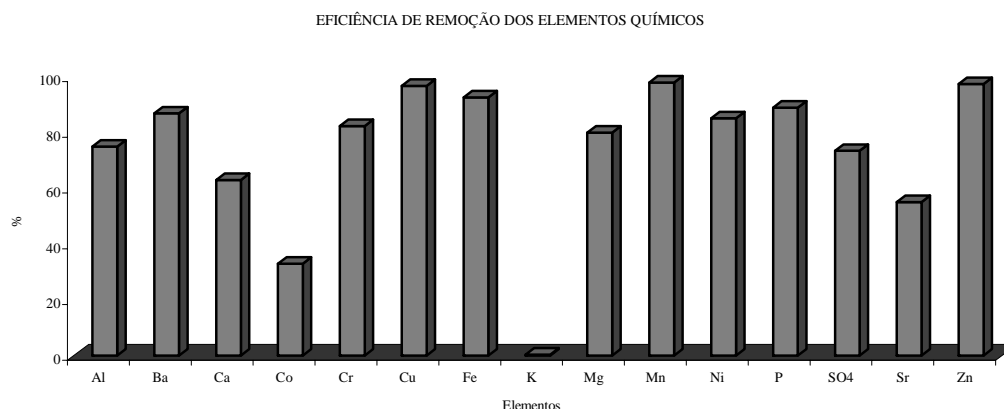


Figura 32 - Eficiência de remoção dos elementos químicos no processo de tratamento do efluente animal

Nota-se que os elementos Al, B, Cd, Fe, Mn, Mo não ultrapassam o limite recomendado pela USEPA (1999), para os constituintes em águas de reuso para irrigação agrícola. Já os elementos Cu e Zn ultrapassam o valor limite apenas no tanque de decantação. O Co, Cr, Ni e Pb apresentam concentrações bem inferiores à escala limite apresentada.

Dentre os elementos envolvidos, o Mn foi o que apresentou maior índice de remoção no decorrer do processo de tratamento, ou seja, da concentração de Mn que chega ao sistema de tratamento ($5,418 \text{ mg L}^{-1}$), há uma remoção de 98,02% ao final do sistema ($0,107 \text{ mg L}^{-1}$ na lagoa 6), seguidos dos elementos Zn (97,48%), Cu (96,77%), Fe (92,66%), P (88,94%), Ba (86,87%), Ni (85,13%), Cr (82,35%), Mg (80%), Al (75%), SO_4^{-2} (73,46%), Sr (55,08%), Ca (63%) e Co (32,98%). Os elementos K, B, Cd, Na e NO_3 mantiveram-se praticamente inalterados.

Comparativamente aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (2005) para o lançamento de efluentes em corpos receptores, dos elementos em questão, o Mn apresenta índices superiores aos recomendados para as fases do tanque de decantação e da Lagoa 1.

Dentre os metais pesados, o Cu e o Zn apresentam maior perigo se aplicados via irrigação, o que comprova a necessidade do tratamento do efluente utilizado para este fim. O cobre tem sido motivo de maior preocupação, pois vem sendo usado como suplemento dietético em rações e na formulação de antibióticos, aumentando o risco de

contaminação ambiental. Em casos com elevadas concentrações de Cu, sugere-se a redução dos níveis de Cu nas dietas de suínos mantendo-os mais próximos da exigência nutricional, como vantagem para melhor adequar a concentração do mineral nos dejetos, possibilitando um melhor balanço de nutriente solo-planta e uma conseqüente maior sustentabilidade ambiental no uso do efluente suíno como fertilizante.

O elemento Zn encontra-se em concentrações elevadas, 14,92 mg L⁻¹ e 13,27 mg L⁻¹ no tanque de decantação entrada e no tanque de decantação saída, respectivamente. Tais resultados ultrapassam o valor limite de 5,0 mg L⁻¹ para o lançamento do efluente, segundo CONAMA 357 (2005). Porém, em se tratando das lagoas, nota-se a eficiência do sistema, de forma que todas as concentrações deste elemento tornam-se aceitáveis, dentro dos padrões de aplicabilidade via irrigação.

A presença de P em elevada concentração, como visto na Figura 31, deve-se à ração utilizada pelos suínos, já que os minerais constituem parte das dietas desses animais. De um modo geral, através do manejo dos suínos adotado na propriedade em estudo, existe desperdício, com a ração que se junta aos dejetos, provocando uma elevada concentração no teor de P e outros minerais.

Oliveira et al. (1995) observaram, em seu estudo sobre o impacto ambiental causado pela suinocultura, que um sistema composto por cinco lagoas apresentou uma eficiência de remoção do elemento P em 54,76%, valor inferior ao obtido nesta pesquisa, de 86,53%, considerando também as cinco lagoas presentes na propriedade analisada. Já Silva et al. (2003) verificaram uma eficiência na remoção de P de 90% em sistemas que envolvem lagoas anaeróbias, seguidas de lagoas facultativas e de lagoas de maturação.

O P é o nutriente problema nos efluentes de suínos porque é o fator limitante do crescimento de certas plantas como as algas em lagoas e rios. Se for liberado em elevadas quantidades nas águas de superfície, as algas crescem muito rápido, causando eutrofização da água e baixa concentração de O₂.

Nesta etapa da pesquisa, observa-se, pelos resultados apresentados na Tabela 14, que o P nas lagoas apresentou concentração que variou de 119 mg L⁻¹ (lagoa 1) a 23 mg L⁻¹ (lagoa 6), observando-se sempre uma certa redução entre uma lagoa e outra.

O acúmulo de P em elevadas aplicações no solo pode causar desbalanço de nutriente, afetando principalmente a disponibilidade de Zn e Mg nas plantas. A falta de valores limite para este elemento na legislação, tanto para a aplicação de efluentes via irrigação, como para o lançamento de efluentes em corpos d'água, torna difícil qualquer conclusão a esse respeito.

Pode-se considerar, portanto, que o P absorvido pelas partículas do solo pode ser transportado com a carga de sedimentos, quando incide água de chuva ou irrigação excessiva, o que torna a elevada concentração de P prejudicial ao solo. Além disso, as próprias partículas de esterco podem ser destacadas e transportadas por processo de erosão durante eventual escoamento superficial, como observado por Khallel et al. (1979).

O K não é considerado prejudicial ao solo ou à qualidade da água, mas pode afetar a produção de culturas agrônômicas, segundo Scalopi e Baptistella (1986). De acordo com Matos e Sedyiama (1995), aplicações contínuas de elevadas cargas de água residuária de suinocultura podem resultar em entupimento de macroporos, dificultando a infiltração de água e a troca de gases entre a atmosfera e o solo, além de acarretar o aumento na concentração de sais no solo, principalmente de Na e K.

O K está presente em grande parte na urina dos animais, é altamente solúvel em água e prontamente disponível, pois se encontra totalmente na forma mineral (DIESEL et al., 2002).

Nas lagoas de tratamento observa-se que a concentração de K não apresenta grandes diferenças e nem grandes reduções, com valores médios de $334,66 \text{ mg L}^{-1}$. A lagoa 6 apresenta o maior resultado (361 mg L^{-1}), o que demonstra uma preocupação maior no momento de aplicação, pois podem ocorrer eventuais intoxicações de plantas e desestruturação do solo; assim, mais uma vez, a falta de uma concentração limite para esse elemento dificulta possíveis conclusões.

Os constituintes químicos de maior importância dos efluentes utilizados em irrigação incluem os íons trocáveis Na, Ca e Mg, o B e os metais pesados Cd, Cr, Cu, Ni, Mo, Pb e Zn.

Segundo Braile (1994), a água utilizada para irrigação é considerada de excelente a boa, se os valores de Na não ultrapassarem 60 mg L^{-1} , B não atingir $0,5 \text{ mg}$

L⁻¹ e os sulfatos variarem até 960 mg L⁻¹; de boa a má qualidade, se os valores de Na variarem de 60-75 mg L⁻¹, B de 0,5-2,0 mg L⁻¹ e sulfatos de 960-1920 mg L⁻¹; classe inadequada, se os valores de Na, B e sulfatos forem superiores a 75, 2,0 e 1920 mg L⁻¹, respectivamente.

O Na encontra-se em concentrações nas lagoas de tratamento que variam de 91 (lagoa 1) a 104 (lagoa 6), com valor médio de 91,16 mg L⁻¹, estando esta água inadequada para aplicação via irrigação, se considerarmos os resultados obtidos por Braile (1994) (Tabela 15). Fica, então, a necessidade de se obter um limite para estes elementos, dentro da norma de utilização de efluentes via irrigação e lançamento, para comprovarmos a relevância e os resultados obtidos frente a tais elementos.

Tabela 15 - Resultados obtidos para a qualidade da água utilizada para irrigação

Classe	Na	B (mg L ⁻¹)	Sulfatos
I – De excelente a boa	0-60	0-0,5	0-960
II – de boa a má	60-75	0,5-2,0	960-1920
III - Inadequada	>75	>2,0	>1920

Fonte: Braile (1994)

Os efeitos dos metais pesados sobre a biota aquática são bastante variados, em função do tipo de metal e de sua concentração. Quanto aos micronutrientes, Ayers e Westcot (1991) informam que nem todos são tóxicos às plantas, podendo até ser essenciais (Fe, Mn, Mo, Zn), quando em pequenas quantidades. Todavia, elevadas concentrações dessas substâncias tendem a reduzir o crescimento das plantas e a provocar acumulações indesejáveis nos tecidos vegetais e no solo.

Para Rezende et al. (2000), na agricultura e no solo, os limites de concentração para a aplicação da água via irrigação para o Fe, o Mn, o Mo e o Zn são de 5,0; 0,2; 0,1 e 2,0 mg L⁻¹, respectivamente. A atual pesquisa demonstra que, no estudo dos elementos químicos contidos nas águas das lagoas de tratamento na propriedade em questão, pode-se considerar que somente a partir da lagoa 3 é que tais elementos não

apresentariam concentrações prejudiciais devido ao fato das lagoas 1 e 2 apresentarem índices superiores de Mn, de 1,068 e 0,301 mg L⁻¹.

Sendo assim, há a necessidade de, pelo menos 3 lagoas de tratamento dos efluentes de suínos, se tais metais pesados forem levados em consideração, a fim de se evitar a toxicidade das plantas, se estes forem aplicados via irrigação.

Pode-se comparar o percentual de remoção dos elementos nas lagoas, analisando os resultados obtidos nas análises do efluente bruto com relação a cada lagoa de tratamento (Tabela 16). E, ainda, comparar percentualmente a eficiência de remoção de cada elemento, no decorrer do tratamento (entre lagoas), de acordo com a redução ou o acúmulo destes, como mostra a Tabela 17.

Tabela 16 – Resultados da eficiência de remoção de elementos químicos do efluente de entrada e das lagoas de tratamento

Elementos	Efl.bruto (mg L ⁻¹)	EF -L1 (%)	EF - L2 (%)	EF - L3 (%)	EF - L4 (%)	EF - L5 (%)	EF - L6 (%)
Al	5,59	70,66	81,22	89,62	86,40	72,09	75,49
B	1,00	-24,00	5,00	-11,00	3,00	-2,00	-20,00
Ba	0,38	75,59	86,35	88,19	88,45	89,76	86,88
Ca	230,00	55,22	63,04	67,83	66,96	66,52	63,04
Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Co	0,02	22,68	29,38	38,66	37,11	34,54	32,99
Cr	0,02	62,35	67,65	38,82	72,94	78,24	82,35
Cu	5,21	86,18	93,07	95,53	95,72	96,87	96,77
Fe	12,40	83,15	89,35	93,39	91,94	92,42	92,66
K	362,00	4,97	4,70	13,81	9,94	11,60	0,28
Mg	103,00	27,09	61,46	68,74	72,43	76,12	80,49
Mn	5,42	80,29	94,44	96,31	96,90	97,82	98,03
Mo	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Na	98,00	7,14	6,12	13,27	11,22	10,20	-6,12
Ni	0,06	72,92	78,23	84,60	81,77	84,25	85,13
NO ³	0,01	59,02	59,02	59,02	59,02	59,02	59,02
P	208,00	42,79	77,88	81,73	84,13	86,54	88,94
Pb	0,02	16,67	16,67	16,67	16,67	16,67	16,67
SO ⁴	196,70	65,99	79,46	76,77	74,94	77,43	73,46
Sr	1,66	44,50	55,20	57,73	59,17	52,25	55,08
Zn	14,92	86,54	91,62	95,38	96,11	97,40	97,48

Observa-se na Tabela 16, que a lagoa 2 apresenta remoção dos elementos B, Cu, P, Mg e Ca; a lagoa 3 apresenta maior remoção dos elementos Ni, Zn, K e Na; já a lagoa 4 remove o elemento Cr. Os elementos Pb, Cd e Mo permanecem inalterados ou com baixa eficiência de remoção. Pode-se afirmar que, pelo fato do elemento Cr não ser removido antes da quarta lagoa, se utilizarmos como critério a presença ou a ausência desses elementos, há a necessidade de, pelo menos, quatro lagoas no sistema de tratamento.

Tabela 17 – Resultados da eficiência de remoção de elementos químicos do efluente entre as lagoas de tratamento

Elementos	L2-L1 (%)	L3-L2 (%)	L4-L3 (%)	L5-L4 (%)	L6-L5 (%)
Al	35,98	44,76	-31,03	-105,26	12,18
B	23,39	-16,84	12,61	-5,15	-17,65
Ba	44,09	13,46	2,22	11,36	-28,21
Ca	17,48	12,94	-2,70	-1,32	-10,39
Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Co	8,67	13,14	-2,52	-4,10	-2,36
Cr	14,06	-89,09	55,77	19,57	18,92
Cu	49,86	35,46	4,29	26,91	-3,07
Fe	36,84	37,88	-21,95	6,00	3,19
K	-0,29	9,57	-4,49	1,84	-12,81
Mg	47,14	18,89	11,80	13,38	18,29
Mn	71,82	33,55	16,00	29,76	9,32
Mo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Na	-1,10	7,61	-2,35	-1,15	-18,18
Ni	19,61	29,27	-18,39	13,59	5,62
NO ³	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P	61,34	17,39	13,16	15,15	17,86
Pb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SO ⁴	39,61	-13,12	-7,88	9,94	-17,57
Sr	19,28	5,64	3,41	-16,94	5,92
Zn	37,70	44,84	15,80	33,22	3,09

Valores negativos indicam a % do acúmulo do respectivo elemento na lagoa e valores positivos indicam a % da remoção do elemento na lagoa.

Se utilizarmos como critério comparativo o efluente bruto e a eficiência de remoção dos elementos nele contidos, no decorrer do sistema de lagoas, observa-se na Tabela 17 que a lagoa 2 apresenta remoção do elemento B; a lagoa 3 remove elementos como o K, Na e Ca. Os elementos Pb, Cd e Mo permaneceram inalterados

ou com baixa remoção. Já os elementos Cr, Ni, Zn, P e Mg são removidos com a necessidade da lagoa 6, do que se conclui que, sob este aspecto, faz-se necessária a presença das seis lagoas de tratamento.

Para os valores de pH não houveram variabilidade discrepante entre as amostras. Os valores encontrados para este parâmetro foram de 7,4 (tanque de decantação); 7,7 (lagoa 1 e 2); 7,8 (lagoa 3); 7,6 (lagoa 4); 7,9 (lagoa 5) e 7,8 (lagoa 6) e encontram-se dentro das normas, no que se refere à qualidade da água para irrigação que é de 6,5 a 8,4, segundo Ayers e Westcot (1991).

Os valores de pH encontrados nesta fase da pesquisa estão de acordo com a normativa CONAMA 357 (2005), que estabelece o valor de pH variando entre 5 e 9, para o lançamento do efluente em corpos d'água.

Os resultados de pH nas lagoas de tratamento corroboram pesquisa realizada por Oliveira et al. (1995), que encontraram os seguintes valores de pH nos efluentes de lagoas de tratamento de efluentes de suínos: 7,28 (lagoa 1), 7,73 (lagoa 2), 7,77 (lagoa 3), 7,80 (lagoa 4) e 7,61 (lagoa 5).

Valores semelhantes também podem ser comprovados em pesquisa realizada por Silva et al. (2003), onde, numa análise descritiva sobre lagoas de estabilização de efluentes suínos, os valores de pH em lagoas anaeróbias variaram de 6,5 a 8,5. Segundo Silva et al. (2003), os valores de pH iguais a 7,0 em lagoas anaeróbias, favorecem a atuação de bactérias anaeróbias sobre a matéria orgânica.

2.9.3.1.2 Análise física

Os parâmetros físicos foram avaliados com o objetivo de complementar o entendimento dos efeitos poluentes de cada etapa do sistema de tratamento de efluente de suínos. Destacam-se, nesse sentido, os parâmetros turbidez, dureza e condutividade elétrica (Tabela 18).

Tabela 18 - Resultados da análise física realizada no sistema de tratamento do efluente de suínos

Tratamento	pH	Dureza (mg L ⁻¹)	Condutividade (mS cm ⁻¹)	SDT* (mg L ⁻¹)	Turbidez (UNT)
T. Decantação	7,4	6,0	4,93	5177	2710
Lagoa 1	7,7	3,0	4,96	5263	568
Lagoa 2	7,7	2,7	4,69	5024	309
Lagoa 3	7,8	2,2	4,33	4628	188
Lagoa 4	7,6	2,7	3,86	4099	150
Lagoa 5	7,9	2,6	2,47	2559	144
Lagoa 6	7,8	2,4	3,63	3830	141

* SDT = sólidos dissolvidos totais.

Irrigação com líquidos com elevada concentração de sólidos pode provocar alteração na capacidade de infiltração do solo, ocasionada por entupimento de poros e pela formação de crosta em sua superfície. A formação de crostas superficiais origina problemas de infiltração, de germinação e de emergência de plântulas, segundo Oliveira et al., 2000.

Observa-se, pela Tabela 18 que a maior redução do material sólido se encontra na lagoa 5, apresentando uma redução de 50,57% com relação ao material de entrada nos sistema de tratamento e de 37,57%, se a comparação for realizada entre lagoas.

A lagoa 2 apresenta uma redução do material sólido de 239 mg L⁻¹ (4,54%) com relação à lagoa 1; a lagoa 3, uma redução de 396 mg L⁻¹ (7,88%) em relação à lagoa 2; a redução da lagoa 4 em relação à lagoa 3 foi de 529 mg L⁻¹ (11,43%); da lagoa 5 em relação à lagoa 4, de 1540 mg L⁻¹ (37,57%) e houve um acréscimo de material sólido suspenso na lagoa 6 com relação à lagoa 5 de 1271 mg L⁻¹ (33,18%).

Neste caso, a maior redução de material sólido entre as lagoas foi observado na lagoa 5, diferentemente dos resultados comprovados por Oliveira et al. (1995) em estudo sobre a análise do efluente de sistema de lagoas em série, utilizadas para o tratamento dos efluentes líquidos de suínos. Nesse caso, tais autores encontraram redução de material sólido entre a lagoa 1 e a lagoa 2, na ordem de 44,27%.

O parâmetro sólido total apresenta ligação direta com o fator entupimento e com a salinidade da água de irrigação. De forma geral, a presença de 3830 mg L^{-1} torna o efluente da lagoa 6 (Tabela 18), assim como o das demais lagoas de tratamento, um efluente final que se pode considerar uma água a ser utilizada para irrigação em culturas tolerantes, em solo permeáveis, requerendo cuidadoso manejo. Em nenhum caso, o efluente pode ser considerado como uma água sem efeitos deletérios (500 mg L^{-1}), ou que de efeito deletério apenas se aplicada via irrigação em culturas sensíveis ($500\text{-}1000 \text{ mg L}^{-1}$).

Como a redução de sólidos totais se mostrou de forma significativa somente na lagoa 5, fazem-se necessárias pelo menos 5 lagoas para a redução desse importante parâmetro.

Outro parâmetro a ser analisado é a turbidez. A turbidez é um parâmetro de análise de qualidade de água que não se encontra nas metas obrigatórias dos padrões de lançamento de efluentes, segundo a resolução CONAMA 357 (2005). Sendo assim, segundo a norma, os padrões de lançamento devem seguir os valores estipulados para a classe na qual se insere o corpo receptor.

Segundo a mesma normativa, considerando-se a turbidez de qualquer classificação de água doce, seja classe I, seja II ou III, no efluente ela deve apresentar o valor de até 100 UNT. Sendo assim, para o estudo em questão, a aplicação do efluente contido nos tanques de decantação é a que apresenta as piores condições para o lançamento em corpos receptores, de acordo com a Tabela 18. Apesar do resultado obtido pelas lagoas de tratamento estarem fora dos padrões normativos, nota-se a eficiência na diminuição dos valores, chegando a lagoa 6 a um resultado próximo do valor máximo permitido.

As características da dureza causadas pelo Ca e Mg são influenciadas por alcalinidade, sulfatos, cloretos e outros íons que podem estar presentes na água.

A classificação das águas quanto à dureza é de classe 1 – Branda ($0\text{-}55 \text{ mg L}^{-1}$); classe 2 – Levemente dura ($56\text{-}100 \text{ mg L}^{-1}$); classe 3 – Moderadamente dura ($101\text{-}200 \text{ mg L}^{-1}$); classe 4 – Muito dura ($201\text{-}500 \text{ mg L}^{-1}$). Nesta pesquisa, todas as fases de tratamento dos efluentes suínos apresentam resultados que a classificam como classe 1, ou seja, água de dureza branda (Tabela 18). Resultados obtidos por Nascimento et

al. (2003) caracterizaram a água residuária do efluente doméstico com valores de dureza que variaram de 54,03 a 79,02, com média de 66,92 mg L⁻¹, bem acima do encontrado nesta pesquisa.

A condutividade elétrica da água aplicada via irrigação está diretamente relacionada à salinidade do solo. Segundo alguns autores, a condutividade elétrica de água residuária da suinocultura varia de 5,5 a 7,5 dS m⁻¹. Nesta pesquisa, a condutividade elétrica do efluente, no sistema de tratamento, variou de 3,63 a 4,96 na lagoa 6 e lagoa 1, respectivamente, como mostra a Tabela 18. O risco de salinização do solo encontra-se mais evidente entre o tanque de decantação e as lagoas de tratamento 1, 2 e 3, encontrando-se o risco em menor escala na lagoa 5, demonstrando a necessidade de, pelo menos, 5 lagoas de tratamento.

Segundo Ayers e Westcot (1991), para que o valor de condutividade elétrica não apresente restrições a culturas sensíveis, a salinidade deve ser de 0,70 dS m⁻¹. Sendo assim, nenhuma das fases de tratamento apresenta efluente que não alteraria o fator salinidade do solo, podendo provocar pela elevada concentração de sais, o risco de acumulação progressiva no solo, se este não possuir uma boa capacidade de percolação.

A razão de adsorção de sódio (RAS) é um parâmetro que avalia o efeito potencial do sódio nos solos. O excesso de Na em relação ao Ca e ao Mg diminui a permeabilidade do solo, provocando uma redução nas taxas de infiltração de água e, conseqüentemente, a absorção de água pelas plantas.

Sendo assim, a Figura 33 mostra os resultados da RAS nos efluentes do sistema de produção.

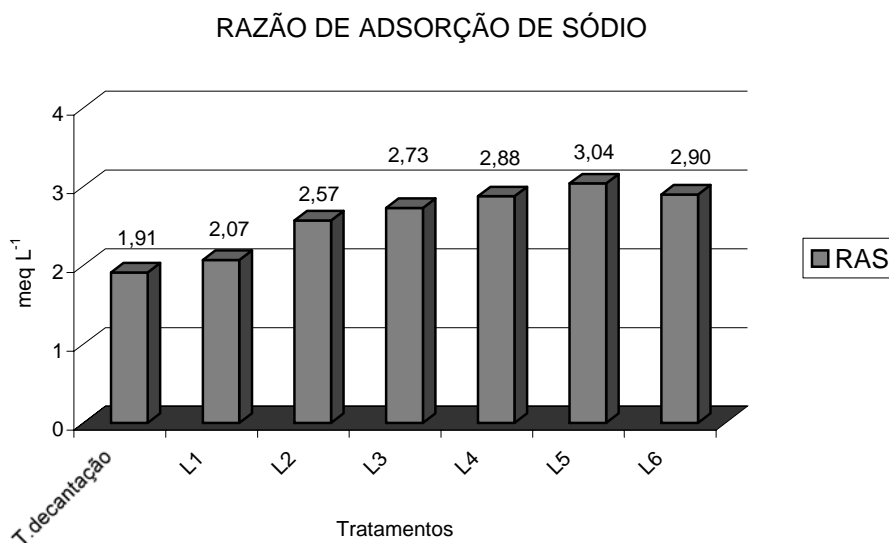


Figura 33 – Razão de adsorção de sódio no efluente do sistema de tratamento

De acordo com USEPA (1983 apud MANCUSO et al., 2003), existem limites entre a soma da concentração total de Ca e Mg, comparativamente a concentração do Na, podendo classificar a água utilizada para irrigação como água com altíssima concentração de Na, água com alta concentração de Na, água com média concentração de Na e água com baixa concentração de Na.

Desta forma, elevadas concentrações de Na, não acompanhadas de concentrações comparativamente elevadas de Ca e Mg, podem provocar seu inchamento e conseqüente impermeabilização.

Sendo assim, de acordo o diagrama de Na em relação ao Ca mais Mg apresentado por MANCUSO et al., 2003, os efluentes originados de todas as lagoas de tratamento não promoveram preocupações de impermeabilização do solo, pois apresentaram água (efluente) com baixa concentração de Na, comprovando a eficiência em se trabalhar com efluente tratado na prática da irrigação.

2.9.3.2 Análise bioquímica

Parâmetro representativo da quantidade de oxigênio consumida por diversos compostos, sem a intervenção de microorganismos, durante a estabilização dos materiais orgânicos e inorgânicos oxidáveis (VON SPERLING, 1996), a DQO assumi uma grande importância frente à análise de qualidade da água.

Na Tabela 19, são apresentados os resultados quanto à caracterização quantitativa da análise bioquímica efetuada nas amostras do efluente animal. Os resultados apresentados para DQO mostram que houve uma redução de 53,92% entre as lagoas 1 e 2; 28% entre as lagoas 2 e 3; 7,03% entre as lagoas 3 e 4; a lagoa 5 apresentou um aumento de 8,36%, em relação à lagoa 4 e 36,34% foi a redução encontrada na lagoa 6, em relação à lagoa 5.

O efluente final do sistema revelou valores de DQO de $640 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, resultado bastante inferior ao encontrado por Silva et al. (2003), em um sistema envolvendo lagoa anaeróbia, seguida de outra facultativa e de maturação, cujo valor foi de $1412 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, demonstrando uma maior eficiência do sistema adotado pela propriedade em questão, de lagoas anaeróbias. Já Oliveira et al. (1995) apresentaram $2755 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ de DQO ao final de um sistema de tratamento com cinco lagoas anaeróbias.

O efluente encontrado ao final do tratamento, ou seja, na lagoa 6, apresentou uma redução de 92,84% frente ao resultado encontrado no efluente do tanque de decantação, o que demonstra a eficiência do sistema (Tabela 19).

A legislação ambiental vigente determina que, no caso do lançamento de efluentes em cursos d'água, a DQO deve ser de, no máximo, 90 mg L^{-1} . Sendo assim, nenhum dos efluentes analisados estaria apto ao lançamento em cursos d'água, mesmo com o devido tratamento.

Pode-se observar ainda, na Tabela 19 e na Figura 34 que, para a DBO, houve resultados semelhantes aos apresentados pela DQO, no que diz respeito à redução entre os resultados encontrados na lagoa 6 e no tanque de decantação (92,60%). Porém, entre as lagoas 1 e 2, a redução foi de 80,10%, bastante superior ao apresentado pela DBO. Na lagoa 3, houve 49,87% em $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, inferior a lagoa 2; 11,86% de redução entre a lagoa 3 e 4; 0,7 de acúmulo da lagoa 5, em relação à lagoa 4 e a lagoa 6 apresentou redução de 6,3%, em relação à lagoa 5.

Tabela 19 - Resultados da análise bioquímica do efluente no sistema de tratamento

Tratamentos	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	DQO/DBO
Tanque de Decantação	8.945,0	6.820,0	1,31
Lagoa 1	2.830,0	2.035,0	1,39
Lagoa 2	1.304,0	405,0	3,21
Lagoa 3	939,0	607,0	1,54
Lagoa 4	873,0	535,0	1,63
Lagoa 5	946,0	539,0	1,75
Lagoa 6	640,0	505,0	1,26

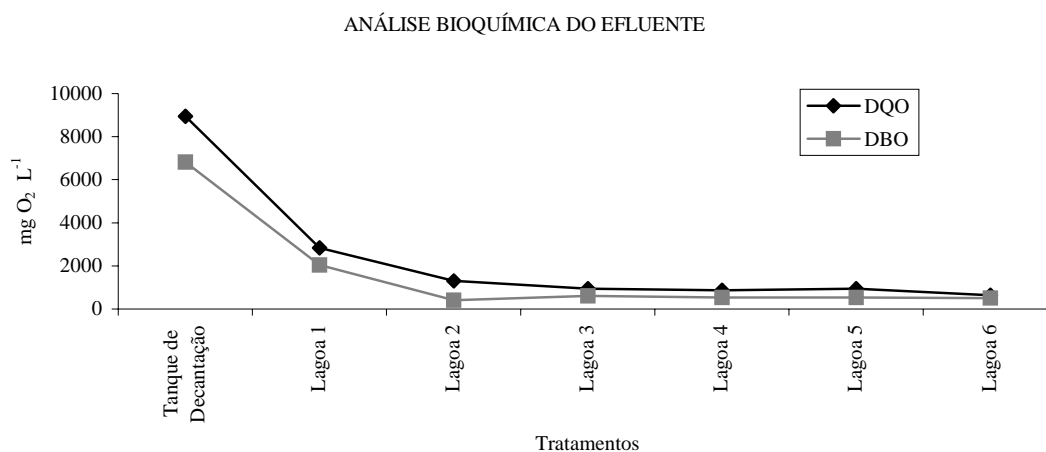


Figura 34 - Análise bioquímica do efluente nas diversas fases do sistema de tratamento dos efluentes de suínos

O resultado final de DBO, obtido nesta etapa da pesquisa, de 505 mg O₂ L⁻¹ concorda com o resultado obtido por Silva et al. (2003), de 313 mg O₂ L⁻¹, e apresenta-se inferior ao obtido por Oliveira et al. (1995), que, ao final de cinco lagoas, apresentaram o valor de DBO em 860 mg O₂ L⁻¹, comprovando a eficiência do sistema em questão.

A legislação ambiental vigente determina que, no caso do lançamento de efluentes em cursos d'água, a DBO deve ser, no máximo, de 60 mg L⁻¹ (VON SPERLING et al., 1995). Sendo assim, pelos valores encontrados de DBO nesta fase

da pesquisa, fica comprometido o lançamento do efluente de qualquer etapa do sistema de tratamento em corpos d'água.

Os limites apresentados para a caracterização da DQO/DBO para o efluente doméstico variam de 1,7 a 2,4. A falta de normas referentes ao efluente animal faz com que adotemos tais valores para possível efeito comparativo.

Sendo assim, a relação entre a DQO e a DBO, para as lagoas de tratamento do efluente de suínos, possui valores que estão abaixo do mínimo aceitável, demonstrando uma grande quantidade de material biodegradável, confirmando a eficiência do sistema.

A Figura 35 representa a relação existente entre a DQO e a DBO no sistema de tratamento, que também pode ser observada pela Tabela 19. Nota-se que a maior relação se encontra na lagoa 2 (3,21), seguida de lagoa 5 (1,75), lagoa 4 (1,63), lagoa 3 (1,54), lagoa 1 (1,39) e tanque de decantação (1,31). Todas as lagoas seguem a mesma tendência e o valor discrepante encontrado na lagoa 2 provavelmente se deve a alguma contaminação no momento da coleta ou da análise do efluente em questão.

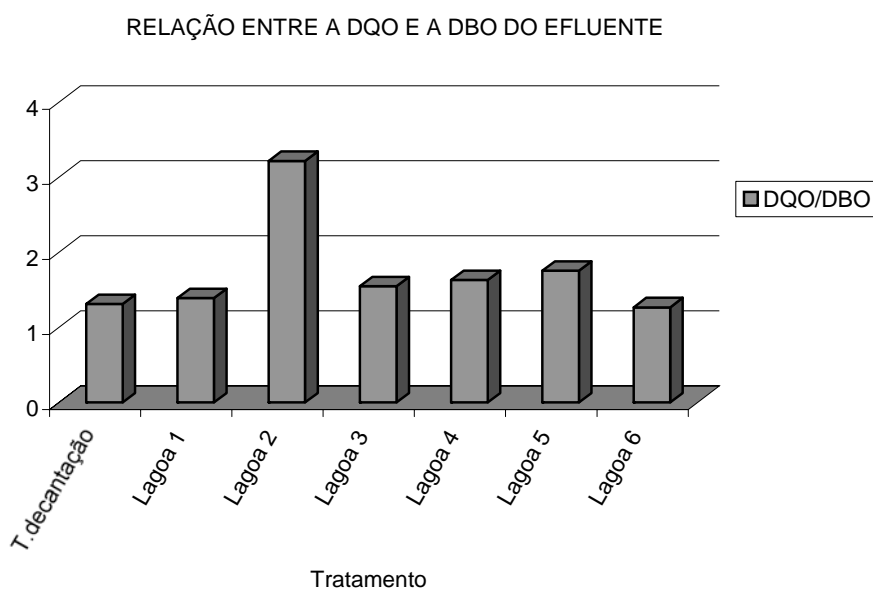


Figura 35 – Razão entre a demanda química de oxigênio e a demanda bioquímica de oxigênio nas diversas fases do sistema de tratamento dos efluentes de suínos

2.9.3.3 Análise microbiológica

Segundo normas da CETESB (P 4.230 ago/99), o lodo é considerado classe A, se o processo adotado para o seu tratamento, quanto à redução de patógenos, for aprovado pelo Órgão de Controle Ambiental como capaz de produzir o efeito proposto. Deve ser analisado, quanto à presença de coliformes fecais (*E. coli*) no momento de seu uso ou de sua disposição no solo agrícola. Sendo assim, o lodo pode ser classificado como classe A se o número de *E. coli* não exceder 10^3 NMP, e como classe B, se a densidade de *E. coli* for inferior a 2×10^6 NMP.

Dessa forma, para o tratamento dos efluentes efetuado na propriedade analisada, temos a presença de um lodo que pode ser classificado como lodo de classe B nas lagoas de 1 a 6 (Tabela 20), estando a lagoa 6 com resultado bastante próximo do padrão água de classe A.

Se considerarmos a eficiência quanto à redução de patógenos, observamos que, já na primeira lagoa, há uma redução na ordem de 10^2 , tanto para coliformes totais quanto para *E. coli* se relacionados ao total que chega do sistema de produção ($5,4 \times 10^7$ e $1,6 \times 10^7$, respectivamente). A tendência de diminuição do número de patógenos faz-se presente no decorrer do tratamento, apresentando-se ao final deste, a lagoa 6 com uma redução de coliformes atingindo valores na ordem de 10^3 .

Tabela 20 - Resultados da análise microbiológica do efluente animal no sistema de tratamento

Tratamentos	Coliformes Totais / 100 ml (NMP)	<i>E. coli</i> / 100 ml (NMP)
S. Produção	$5,4 \times 10^7$	$1,6 \times 10^7$
T. Decantação	$2,4 \times 10^7$	$1,6 \times 10^7$
Lagoa 1	$3,3 \times 10^5$	$1,7 \times 10^5$
Lagoa 2	$3,5 \times 10^5$	$1,3 \times 10^5$
Lagoa 3	$2,4 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
Lagoa 4	$2,4 \times 10^5$	$4,9 \times 10^4$
Lagoa 5	$1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^4$
Lagoa 6	$9,2 \times 10^4$	$3,3 \times 10^3$

Silva et al. (2003) encontraram pouca variação do valor médio de E coli no efluente de lagoa anaeróbia ($4,8 \times 10^5$ NMP), seguida de lagoa facultativa ($3,9 \times 10^5$ NMP), lagoa de maturação I ($4,1 \times 10^5$ NMP) e lagoa de maturação II ($4,3 \times 10^5$ NMP).

Os resultados apresentados demonstram a eficiência do sistema de tratamento adotado pela propriedade em estudo nesta pesquisa.

2.9.4 Fase IV – Aplicação de água residuária das diferentes fases do sistema de tratamento no cultivo de *Brachiaria decumbens*

2.9.4.1 Caracterização química do efluente aplicado

Nesta fase da pesquisa, foram determinadas as concentrações de Ca, Cu, Fe, K, Mg, NO_3 , PO_4 e Zn, em função das disponibilidades dos reagentes utilizados no Fotômetro PF-11, equipamento para avaliar as características químicas do efluente.

A Tabela 21 apresenta os valores médios das concentrações dos elementos encontrados no efluente aplicado aos vasos cultivados com *Brachiária decumbens*.

Tabela 21 - Resultados médios das concentrações químicas dos efluentes aplicados nos vasos cultivados com *Brachiária decumbens*

Tratamento	pH	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NO_3	PO_4	Zn
					mg L ⁻¹					
Testemunha	7,0	25,36	0,25	0,06	6	6,5	0,14	11,5	1,35	0,01
S. Produção	7,0	378,89	19	23,2	330	305	2,30	1090	473,5	18
T. Decantação	7,1	276,24	13	14,2	300	270	0,70	605	337,5	3,6
Lagoa 1	7,5	224,26	8	8,6	290	180	0,88	400	278	5,1
Lagoa 2	7,9	122,78	7	7,3	315	120	0,54	300	144,5	3,0
Lagoa 3	7,9	219,48	7,5	3,9	290	110	0,33	290	120,5	0,89
Lagoa 4	8,0	134,57	6	4,55	315	125	0,21	245	88,5	0,21
Lagoa 5	8,1	169,97	5	7,25	250	140	0,21	275	80	0,16
Lagoa 6	8,1	149,92	6	2,6	200	140	0,19	250	69	0,18

Nota-se que, se compararmos ao sistema de produção, houve uma redução de todos os elementos durante o processo de tratamento dos efluentes, comprovando a eficiência do sistema.

Para o elemento Ca, houve uma maior redução na lagoa 2 (67,6%), seguida da lagoa 4 (64,48%), lagoa 6 (60,43%), lagoa 5 (55,14%), lagoa 3 (42,07%), lagoa 1 (40,81%) e do tanque de decantação (27,09%).

O Cu apresentou reduções que variaram de 73,68% (lagoa 5) a 31,58% (tanque de decantação). Já o Fe obteve redução de 88,79% na lagoa 6; 83,19% na lagoa 3; 80,38% na lagoa 4; 68,75% na lagoa 5; 68,53% na lagoa 2; 62,93% na lagoa 1 e 38,79% no tanque de decantação.

A menor diminuição do elemento K ocorreu nas lagoas 2 (4,55%) e 4 (4,55%), obtendo-se a maior variação na concentração deste elemento na lagoa 6 (39,39%). Para o Mg, a maior diminuição teve lugar na lagoa 3 (63,93%), seguida das lagoas 2 (60,66%), 4 (59,02%), 5 (54,10%), 6 (54,10%), 1 (40,98%) e tanque de decantação (11,48%).

Observa-se que houve uma redução de 91,74% do elemento Mn na lagoa 6, seguida de 90,87% nas lagoas 4 e 5; 85,65% na lagoa 3; 76,52% na lagoa 2, 69,57% na lagoa 1 e 61,74% no tanque de decantação.

A redução de NO_3 apresentou-se mais acentuada na lagoa 4 (77,52%), seguida de lagoa 6 (77,06%), lagoa 5 (74,77%), lagoa 3 (73,39%), lagoa 2 (72,48%), lagoa 1 (63,30%) e tanque de decantação (44,50%). Para o PO_4 , observou-se que a redução do elemento se apresentou de forma mais elevada na lagoa 6 (85,43%) e menos acentuada no tanque de decantação (28,72%).

O Zn obteve maior redução de sua concentração na lagoa 5 (99,11%), seguida da lagoa 6 (99%), lagoa 4 (98,83%), lagoa 3 (95,06%), lagoa 2 (83,33%), tanque de decantação (80%) e lagoa 1 (71,67%).

Sendo assim, dos elementos contidos no efluente que chega do sistema de produção ao de tratamento, o Zn e o Mn são os mais removidos pelo sistema e o Ca, Mg e K, os menos removidos, como se pode observar na Tabela 22.

Tabela 22 – Variação na redução da concentração dos elementos presentes no efluente

Tratamentos	Elementos
T. Decantação	Zn > Mn > NO ₃ > Fe > Cu > PO ₄ > Ca > Mg > K
Lagoa 1	Mn > Zn > NO ₃ > Fe > Cu > PO ₄ > Mg > Ca > K
Lagoa 2	Zn > Mn > NO ₃ > PO ₄ > Fe > Ca > Cu > Mg > K
Lagoa 3	Zn > Mn > Fe > PO ₄ > NO ₃ > Mg > Cu > Ca > K
Lagoa 4	Zn > Mn > PO ₄ > Fe > NO ₃ > Cu > Ca > Mg > K
Lagoa 5	Zn > Mn > PO ₄ > NO ₃ > Cu > Fe > Ca > Mg > K
Lagoa 6	Zn > Mn > Fe > PO ₄ > NO ₃ > Cu > Ca > Mg > K

Dos elementos analisados, há um maior acúmulo de PO₄ na lagoa 6, em valores 51 vezes superiores aos da testemunha, seguido dos elementos Fe (43x), K (33x), Cu (24x), Mg e NO₃ (21x), Zn (18x) e Mn, em valores que apresentaram resultados, na lagoa 6, de 1,35 vez superior à testemunha. Sendo assim, se compararmos o efluente ao final do tratamento (lagoa 6) com a aplicação de água comum (testemunha), há um acúmulo de nutrientes ao final do sistema de tratamento (lagoa 6), comprovando o elevado efeito nutricional do efluente suinícola e a necessidade de se dar uma atenção especial ao efeito causado por este efluente nas plantas e no solo.

2.9.4.2 Caracterização nutricional do solo

Os metais pesados não apenas exercem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afetam os processos bioquímicos que ocorrem no solo. Elevadas quantidades de matéria orgânica melhoram a capacidade de armazenamento e infiltração da água no solo, aumentando a resistência dos agregados, facilitando a penetração das raízes e fornecendo nutrientes para a planta, melhorando assim suas características químicas e biológicas (TAMANINI, 2004).

As Tabelas 23 e 24 apresentam os resultados obtidos na concentração de micro e macronutrientes presentes no solo, respectivamente.

Tabela 23 – Resultados das concentrações de micronutrientes do solo, ao final dos dois ciclos analisados

Tratamento	pH	M.O	P	S	K	Ca	Mg	Al
	CaCl ₂	g dm ⁻³	mg dm ⁻³					
Testemunha	4,4	7	13	7	75,2	240,5	72,9	0,0
S. Produção	4,9	16	41	94	334,1	641,2	267,4	27,0
T. Decantação	4,9	13	19	61	370,2	360,7	194,4	27,0
Lagoa 1	5,4	14	27	52	337,1	320,6	145,8	0,0
Lagoa 2	5,2	14	85	41	195,6	360,7	218,7	0,0
Lagoa 3	4,7	15	25	50	180,6	320,6	121,5	80,9
Lagoa 4	4,2	13	14	41	261,9	280,5	97,2	134,9
Lagoa 5	4,6	14	11	82	198,6	480,9	145,8	107,9
Lagoa 6	4,4	15	7	78	192,6	280,5	97,2	134,9

Tabela 24 – Resultados das concentrações de macronutrientes do solo, ao final dos dois ciclos analisados

Tratamento	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm ⁻³				
Testemunha	0,13	0,4	35	3,4	2,2
S. Produção	0,54	0,9	38	10,2	6,9
T. Decantação	0,61	0,8	42	9,5	3,4
Lagoa 1	0,67	0,8	37	8,0	3,5
Lagoa 2	0,67	1,8	70	9,0	8,6
Lagoa 3	0,52	0,6	39	8,5	2,0
Lagoa 4	0,67	0,4	30	4,5	1,0
Lagoa 5	0,67	0,5	57	17,1	1,4
Lagoa 6	0,54	0,4	43	7,9	1,0

Normalmente, a água de irrigação (ou efluente) não tem efeito sobre o pH do solo, segundo pesquisas realizadas por Bouwer & Idelovitch (1987 apud FONSECA,

2005). Porém, na pesquisa em questão, houve uma variação no pH do solo nos tratamentos a que foram adicionados os efluentes de suínos, valores que variaram de 4,2 a 5,4. Atribui-se tal fato ao elevado valor do pH presente no efluente aplicado ao solo (7,0 a 8,1).

A baixa disponibilidade de P nos solos brasileiros acarreta grande prejuízo à produção de plantas, retardando o desenvolvimento das gramíneas forrageiras (ROSSI; MONTEIRO, 1999). A baixa concentração deste elemento nas lagoas 5 e 6 faz com que o efluente aplicado não seja o ideal para uma maior produtividade da gramínea, levando-se em consideração apenas tal elemento.

O nível crítico de um elemento no solo é definido como a faixa de concentração total acima da qual a fitotoxicidade é considerada possível. Para os solos do Estado de São Paulo, Malavolta (1989) determinou valores com que os solos podem ser analisados de acordo com seus teores de micronutrientes. Sendo assim, solos que contêm de 7 a 15 g dm⁻³ possuem baixo teor de P disponível; de 16 a 40 g dm⁻³ possuem médio teor de P; de 41 a 80 g dm⁻³ elevado teor de P disponível.

Tal classificação permite observar que, pelos valores mostrados na Tabela 23, o P é muito baixo nas amostras irrigadas com água, lagoas 4,5 e 6; os teores são médios nos irrigados com efluentes do tanque de decantação, lagoas 1 e 3; já as amostras irrigadas com efluentes do sistema de produção possuem teores altos de P, enquanto aquelas irrigadas com efluente da lagoa 2 apresentam valores muito elevados de P disponível, com teor acima de 80 mg dm⁻³.

Segundo o mesmo autor, os níveis de K variam em baixo (31,2-54,6 mg dm⁻³), médio (54,6-117 mg dm⁻³) e alto (117-234 mg dm⁻³). O solo em estudo apresentou valores altos de K em todos os tratamentos que receberam efluentes suinícolas, merecendo destaque as amostras irrigadas com efluentes do sistema de produção, tanque de decantação, lagoa 1 e lagoa 4, que apresentaram valores superiores aos maiores limites estipulados, podendo ser classificados como solos com teores muito altos de K (> 234 mg dm⁻³).

Para os teores de Ca, os níveis baixos são inferiores a 780 mg dm⁻³, os níveis médios de 780-1560 mg dm⁻³ e os níveis altos superiores a 1560 mg dm⁻³. Em todos os

tratamentos analisados, pela Tabela 23, pode-se observar que o solo apresentou deficiência desse elemento.

Para os teores de Mg, os níveis baixos são inferiores a 156 mg dm^{-3} , os níveis médios de 156 a 312 mg dm^{-3} e os níveis altos superiores a 312 mg dm^{-3} (MALAVOLTA, 1989). Sendo assim, tal efluente apresentou nas amostras irrigadas com água (testemunha) e os efluentes das lagoas 1, 3, 4, 5 e 6 níveis baixos de Mg; já irrigações com efluentes do sistema de produção, do tanque de decantação e da lagoa 2 promoveram, no solo, níveis médios de Mg.

Elemento químico importante na nutrição de plantas, o cobre em excesso pode causar toxidez, de acordo com Malavolta (1986 apud FERREIRA et al., 2001). Os valores de Cu, se forem inferiores a $0,4 \text{ mg dm}^{-3}$, podem ser considerados baixos; se variarem de $0,4$ a $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$, possuem níveis médios e se forem superiores a $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$, possuem altas concentrações deste elemento.

Sendo assim, o solo onde foi aplicado efluente originado da lagoa 2 apresentou maiores riscos, pela elevada presença de Cu ($1,8 \text{ mg dm}^{-3}$) (Tabela 24).

Outro elemento que causa grande preocupação, por ser um importante componente do suplemento dietético de rações e por poder aumentar os riscos de contaminação ambiental, é o Zn.

Segundo classificação de Raij (1996), solos com baixos teores de Zn apresentam concentração de 0 a $0,5 \text{ mg dm}^{-3}$; com teores médios apresentam Zn numa concentração de $0,6$ a $1,20 \text{ mg dm}^{-3}$ e com teores altos, concentrações acima de $1,20 \text{ mg dm}^{-3}$.

De acordo com a Tabela 24, os solos onde houve aplicação de efluentes das lagoas 4 e 6 foram os que não sofreram a influência do Zn, ficando comprometidos principalmente aqueles que receberam efluentes do sistema de produção e da lagoa 2. A presença de elevados teores de Zn na testemunha deve-se ao fato de que o solo utilizado nos vasos cultivados com braquiária apresentava elevados níveis iniciais de Zn, uma vez que, já haviam sido aplicados, in loco, efluentes suinícolas.

Com relação ao Mn, Malavolta (1989) define, para os solos do Estado de São Paulo que a concentração de Mn de 0 a 3 mg dm^{-3} , caracteriza baixos teores do elemento; de 3 a 5 mg dm^{-3} , médios teores e acima de 5 mg dm^{-3} , altos teores de Mn.

As amostras onde foram aplicados água (testemunha) e efluentes da lagoa 4 apresentaram teores médios; já os demais tratamentos apresentaram elevados teores de Mn em sua composição.

Quanto ao B, solos com valores superiores a $0,3 \text{ mg dm}^{-3}$ são considerados com elevados teores do elemento em sua composição. Pela Tabela 24, observa-se este influenciou o solo, uma vez que as amostras que receberam os efluentes suínícolas elevaram o valor de B, merecendo destaque a aplicação do efluente das lagoas 1,2,4 e 5 ($0,67 \text{ mg dm}^{-3}$).

O maior efeito do efluente nas propriedades físicas e hidráulicas do solo está relacionado às suas salinidade e sodicidade e pode causar a diminuição da infiltração de água no solo. A expansão e a dispersão das argilas mudam a geometria do poro e, portanto, afetam a condutividade hidráulica, de acordo com Shainberg; Letey (1984 apud GONÇALVES et al., 2005). Os resultados da condutividade hidráulica do solo irrigado com água e com os efluentes suínícolas são mostrados na Tabela 25, assim como os valores da densidade global do solo.

Tabela 25 – Resultados referentes à densidade global e à condutividade hidráulica do solo nos vasos cultivados com *Brachiária decumbens*

Tratamento	Densidade global g cm^{-3}	Condutividade Hidráulica m dia^{-1}
Testemunha	1,076	1,22
S. Produção	1,025	1,35
T. Decantação	1,074	2,47
Lagoa 1	1,323	1,97
Lagoa 2	1,002	1,13
Lagoa 3	1,154	1,95
Lagoa 4	0,990	2,98
Lagoa 5	1,016	3,19
Lagoa 6	1,013	2,23

Valore inferior a $0,05 \text{ m dia}^{-1}$ classifica a condutividade hidráulica do solo como muito baixa; valores entre $0,3$ e $1,0 \text{ m dia}^{-1}$ classificam a condutividade hidráulica do solo como média; valores entre $1,0$ e $5,0 \text{ m dia}^{-1}$ a condutividade hidráulica do solo é alta e valor superior a 5 m dia^{-1} caracteriza uma condutividade hidráulica do solo muito alta. Sendo assim, todos os tratamentos analisados possuem valores que enquadram o solo analisado como de elevada condutividade hidráulica, podendo o efluente aplicado ter alterado a estrutura do solo.

É importante ressaltar que há uma relação diretamente proporcional entre a condutividade hidráulica e a velocidade de infiltração do solo. Por outro lado, a relação presente entre a condutividade hidráulica e a densidade global é inversamente proporcional: quanto maior a condutividade hidráulica, menor a densidade global do solo.

Se compararmos à testemunha, tal relação entre estes dois parâmetros pode ser observada entre as irrigações realizadas com os efluentes do sistema de produção, do tanque de decantação, das lagoas 4,5 e 6. Como o parâmetro densidade global possui relação direta com mudanças na textura do solo, aplicações do efluente das lagoas 1,2 e 3 poderão apresentar modificações na textura do solo analisado.

2.9.4.3 Caracterização mineralógica da planta

Os macronutrientes N, K, P, Ca, Mg e S, juntamente com os micronutrientes B, Cu, Fe, Mn e Zn, constituem os elementos essenciais à nutrição mineral das plantas que dependem de todos esses nutrientes para o crescimento normal (MONTEIRO, 2004).

A Tabela 26 mostra os resultados da análise mineralógica da planta. A análise permite verificar se os nutrientes aplicados via adubação foram absorvidos do solo pela planta nas proporções e nas quantidades adequadas e, ainda, se o nível do elemento na planta é suficiente para o animal.

Tabela 26 – Resultados das concentrações mineralógicas das plantas ao final dos dois ciclos analisados

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	g kg ⁻¹						mg kg ⁻¹				
Testemunha	9,9	1,6	24,5	4,2	3,1	1,3	3,8	4,9	142	453,6	43,8
S. Produção	26,3	1,9	31,6	7,2	3,1	1,9	16	10,4	178	392,6	82,8
T. Decantação	24,6	1,2	28,6	5,2	3,1	1,5	24	6,4	183	391,8	56,1
Lagoa 1	31,5	1,4	26,5	3,6	2,8	1,4	20	9,3	304	320,4	74,7
Lagoa 2	26,3	1,3	25,8	7,8	2,1	1,2	12	8	241	329,8	73,4
Lagoa 3	29,1	1,9	30,1	4,0	2,7	1,6	19	7,8	223	369,4	60,9
Lagoa 4	31,6	1,2	30,3	4,4	2,5	1,5	21	8,1	212	358,1	52,8
Lagoa 5	30,1	1,2	29,8	4,2	2,7	1,3	26	7,2	201	363,6	54,8
Lagoa 6	23,4	1,2	30,1	3,8	2,2	1,4	14	7,6	369	349	60,1

De acordo com Malavolta (1992), os teores encontrados em gramíneas para o N, devem variar em torno de 12-15 g kg⁻¹ na análise da folha; o K deve apresentar uma variação de 11-15 g kg⁻¹; o P de 0,8-1,2 g kg⁻¹; o Ca de 3-6 g kg⁻¹ e a variação de Mg e S deve ser de 1-2 g kg⁻¹.

Sendo assim, as amostras irrigadas com água (testemunha) apresentaram, em sua composição, níveis elevados de P, K e Mg; nível baixo de N e nível adequado de Ca e S. Como as plantas foram transplantadas para os vasos e não germinadas, irrigações sofridas anteriormente pelas mudas podem ter provocado tais variações nas amostras irrigadas com água.

Com relação às amostras que sofreram irrigação dos efluentes, pode-se observar que, em todos os tratamentos, houve acréscimo do N, K e Mg, estando os resultados acima do limite ideal. Já o Ca apresentou-se dentro do limite (3,8-4,4 g kg⁻¹) nos tratamentos que foram irrigados com os efluentes das lagoas, com exceção da lagoa 2, que provocou excesso de Ca na cultura (7,8 g kg⁻¹).

A planta apresentou teores de P próximos ao limite (1,2 a 1,9 g kg⁻¹), estando as lagoas 4,5 e 6 com teores adequados deste elemento na planta. Porém, o P apresentou um acréscimo em sua composição na planta quando recebeu efluente do sistema de produção e da lagoa 3 (1,9 g kg⁻¹).

Segundo Tamanini (2004), a quantidade absorvida de P pelas plantas é baixa, dada a elevada capacidade de fixação do elemento no solo, tanto por precipitação quanto por adsorção, o que pode explicar os valores baixos de P encontrados em todos os tratamentos, se comparados aos dos demais elementos. A capacidade do solo de reter o P contribui para prevenir que este nutriente seja lixiviado para fora da zona radicular.

Resultados observados por Durigon et al. (2002) na produção de forragem em pastagem natural, com a utilização de efluente líquido de suínos, comprovam tal fato. Segundo estes autores, constatou-se um baixo percentual de aproveitamento, pelas plantas, de P aplicado, indicando que o efluente líquido de suínos adiciona, ao sistema, quantidades de P acima das necessidades da planta. Como consequência, obtiveram acúmulo de P no solo, dada a sua característica de apresentar alta energia de ligação com a fração mineral do solo.

Relações antagônicas têm sido observadas em forrageiras, para o K e o Mg, de forma que a diminuição da concentração de Mg nos tecidos foliares de capins se dá em função do suprimento de doses de K, como relatado pelas pesquisas de Mattos et al. (2002 apud MONTEIRO, 2004). Dessa forma, os resultados comprovam tal fato, já que se provou haver uma diminuição dos valores de Mg na planta, frente à elevada concentração de K presente no efluente aplicado.

Diferentemente do P, o Zn é prontamente descolado para a planta, absorvido e translocado para a parte aérea. Nesta pesquisa, a aplicação do efluente do sistema de produção provocou um aumento no valor nutricional com a presença de 82,8 mg Kg⁻¹ de Zn, o que representou uma taxa de 86% superior às das plantas cultivadas sob a testemunha (43,8 mg Kg⁻¹).

Segundo Malavolta (1992), a exigência mineral dos ruminantes pode ser associada à relação dos teores de alguns elementos presentes nas pastagens. Para este autor, a concentração adequada de B, Cu, Fe, Mn e Zn, numa pastagem, deve

variar em 15-30 mg dm³ para o B; em 5-15 mg dm³ para o Cu; em 100-200 mg dm³ para o Fe; 80-300 mg dm³ para o Mn e 20-50 mg dm³ para o Zn.

Como observado na Tabela 26, em todos os tratamentos onde houve aplicação dos efluentes as concentrações de B e Cu apresentaram-se dentro do limite estabelecido por este autor, demonstrando não haver deficiência desses elementos. Já a testemunha apresentou deficiência de B e Cu, o que pode provocar, nos animais, desordem na pelagem e menor desenvolvimento dos ossos. A deficiência de B e Cu ocorreu pela pobreza do solo, com pouca matéria orgânica, pela lixiviação e pela acidez excessiva (Tabela 24).

No entanto, a concentração de Fe, Mn e Zn, apesar de não se mostrar deficiente, tornou-se superior em todos os tratamentos (com exceção para Zn, na testemunha), aos limites adequados dos teores de micronutrientes na cultura, como pesquisado por Malavolta (1992).

Apesar disso, tais valores não ultrapassam os teores considerados tóxicos para os animais que são 1000 mg dm⁻³, para Fe e Mn, e superior a 900 mg dm⁻³, para o Zn (MALAVOLTA, 1994). No entanto, podem provocar, na planta, uma redução da parte aérea e das raízes, com uma coloração das folhas verde escuro, pelo excesso de Fe, secamento das pontas das folhas e raízes mal desenvolvidas, pelo excesso de Mn e atraso no crescimento pelo excesso de Zn.

Assim como Zn, a presença de elevadas concentrações de B, Ca, Cu, Fe, K e N, se comparadas às da testemunha, comprova o efeito fertilizante presente nos efluentes de suínos. Já os elementos Mg, P e S permaneceram inalterados, ou com baixa variação.

Convém relatar que, segundo Aguiar (1998), a análise foliar deve ser considerada como uma técnica de avaliação do estado nutricional da planta forrageira, porém não deve ser utilizada para avaliar a fertilidade do solo, uma vez que vários fatores externos e internos à planta (presença de água no solo, temperatura ambiente, aeração do solo, acidez do solo, doenças e pragas, etc...) afetam a absorção de nutrientes.

2.9.4.4 Análise da massa verde e massa seca da *Brachiária decumbens*

Resultados de crescimento, produção da forrageira e desempenho animal são relacionados à condição e ao estado do pasto (HODSON, 1990). Por esta razão, recomendações de manejo da pastagem são baseados em parâmetros relacionados aos processos e mecanismos que determinam a produção da forragem. Assim, o monitoramento da condição da pastagem pode ser baseado em parâmetros como massa verde e massa seca da forrageira.

As variáveis massa verde e massa seca são apresentadas em média para os dois cortes realizados, durante o cultivo da *Brachiária decumbens* em vasos.

Como observado na Figura 36, a aplicação do efluente suinícola promoveu um acréscimo na produção de massa verde da pastagem natural (testemunha). O maior incremento de massa verde da folha, com relação à testemunha, pode ser observado nos tratamentos com aplicação do efluente do sistema de produção, seguido das lagoas 2, lagoa 5, lagoa 4, lagoa 6, tanque de decantação e lagoa 1. Já a massa verde da haste apresentou maior incremento nas amostras onde foi aplicada água residuária da lagoa 2, seguidas do sistema de produção, lagoa 3, 5, 4, 6, tanque de decantação e lagoa1.

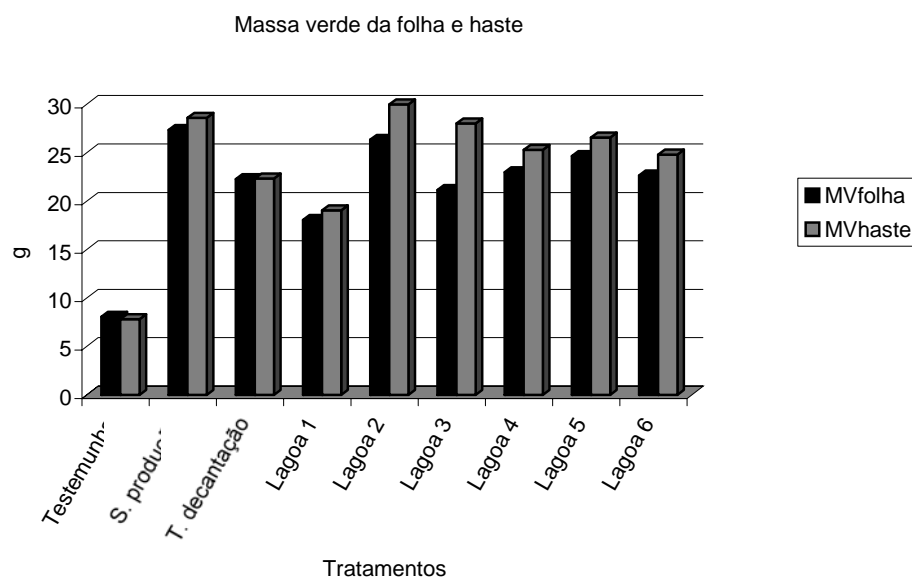


Figura 36 - Resultados obtidos de massa verde da folha e haste da *Brachiária decumbens*

De acordo com a Figura 36, o sistema de produção e a lagoa 2 apresentaram uma produção de massa verde da folha de 239% e 226% superior à da testemunha, respectivamente; já quanto à produção de massa verde da haste, produziram-na em quantidade 267% e 284% superior à da testemunha, respectivamente.

Elevadas concentrações de K, P, S, Ca e Mg no solo aplicado com efluente do sistema de produção afetaram a produção da cultura, elevando seu teor em massa verde e evidenciando o seu potencial como fertilizante. Resultados semelhantes obteve Azevedo (1991 apud DRUMOND, 2003) na utilização de resíduo suinícola, aplicado à pastagem de capim-gordura (*Melinis minutiflora Beauv.*).

A deficiência de S reduz a quantidade de N, restringindo o crescimento da planta (RODRIGUES, 2002). Sabe-se que N é o responsável pelo aparecimento e pelo desenvolvimento dos perfilhos, pelo tamanho das folhas e dos colmos. Assim, se houver baixa disponibilidade de N no solo, as plantas manifestarão menor crescimento, reduzindo a quantidade de perfilhos e o tamanho das folhas e, como consequência, haverá a redução no teor de proteína bruta, tornando a forragem deficiente para a nutrição animal. Sendo assim, a elevada concentração desse elemento no solo e nas

folhas podem ter contribuído para os elevados resultados neste tratamento, enquanto que a testemunha apresentou deficiência do S e, conseqüentemente, do N.

A variação da produção de massa seca da folha e da haste da planta forrageira, para os diferentes tratamentos, pode ver visualizada na Figura 37.

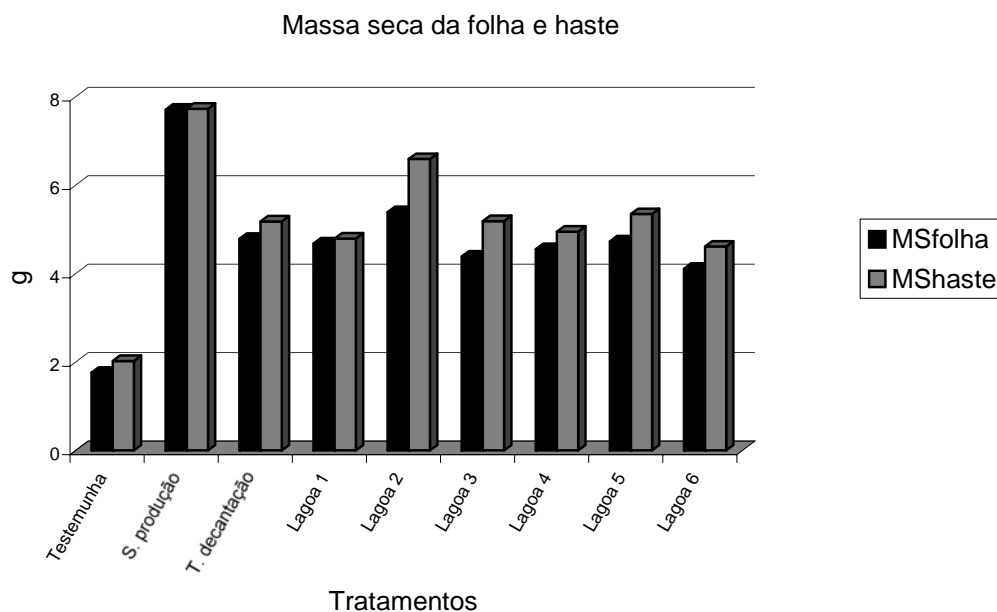


Figura 37 - Resultados obtidos de massa seca da folha e haste da *Brachiária decumbens*

Como observado na Figura 37, a aplicação do efluente suíno promoveu um acréscimo na produção de massa seca da pastagem natural (testemunha). Resultados semelhantes foram obtidos por Drumond (2003), em análise da aplicação do efluente suíno no desempenho da produção de capim Tifton 85, quando obteve um aumento de cerca de duas vezes na produção de massa seca, no tratamento onde foram aplicadas elevadas doses do efluente em relação ao tratamento que recebeu somente água.

De acordo com a Figura 37, o sistema de produção e a lagoa 2 apresentaram uma produção de massa seca da folha 338% e 206% superior à da testemunha, respectivamente, enquanto, quanto à massa seca da haste, produziram nas amostras irrigadas com o sistema de produção e a lagoa 2, 282% e 225% a mais que a testemunha, respectivamente.

Barnabé (2001 apud DRUMOND, 2003), trabalhando com *Brachiária brizantha* cv. *Marandu*, obteve um aumento de 156% na produção de massa seca, em relação à testemunha, aplicando efluente suíno. Os resultados estão de acordo com Azevedo (1991), que aplicou efluentes suínos em capim gordura e verificou um aumento de 120% em relação à testemunha.

Características físico-químicas restringem o estabelecimento de forrageira de alta produtividade. Se a disponibilidade de P for baixa, há baixo perfilhamento e baixa produção de massa seca, como observado nas pesquisas realizadas por Santos Jr. et al. (2000).

O excesso de P no solo onde foram aplicados os efluentes do sistema de produção e da lagoa 2 pode ser um dos principais responsáveis pelo acréscimo na produção de massa seca na pastagem, visto que a maioria dos solos brasileiros apresenta disponibilidade de fósforo naturalmente baixa, potencializada pela acidez (DURIGON et al., 2002). Segundo o mesmo autor, além dos benefícios às plantas do fósforo aplicado via efluente, também pode haver diminuição na toxidez por alumínio, causada pela complexação com fósforo ou com compostos orgânicos mais reativos, resultantes do efluente aplicado.

Sabe-se que os teores críticos de P no solo variam de espécie para espécie, de solo para solo e até mesmo de cultivar para cultivar e, ainda, que teores críticos de P em condições de vasos são maiores que em condições de estabelecimento a campo; porém a determinação destes é fundamental para se conhecerem as exigências de espécies forrageiras.

A aplicação dos efluentes suinícolas conduz ao aumento na absorção de nutrientes pelas culturas, resultando na melhoria das propriedades do solo, com reflexo na produtividade.

2.9.4.4.1 Análise estatística

Os resultados obtidos para as variáveis massa seca e massa verde da folha e haste da *Brachiária decumbens* foram submetidos ao delineamento experimental de blocos ao acaso, num teste fatorial de 2x9x5 (2 cortes e 9 tratamentos com 5 repetições). Os resultados podem ser observados na Tabela 27.

Tabela 27 – Resultados obtidos com a análise estatística de massa seca e verde das folhas e hastes da *Brachiária decumbens*

Tratamento	MS folha (g)	MV folha (g)	MS haste (g)	MV haste (g)
Testemunha	1,76 c	8,07 d	2,03 d	7,80 c
S. produção	7,72 a	26,51 a	7,73 a	26,54 ab
T. decantação	4,79 b	21,40 bc	5,18 bc	21,63 b
Lagoa 1	4,69 b	19,83 c	4,80 c	21,83 b
Lagoa 2	5,40 b	26,33 a	6,60 ab	29,98 a
Lagoa 3	4,39 b	21,13 bc	5,19 bc	28,03 a
Lagoa 4	4,56 b	22,99 abc	4,95 bc	25,29 ab
Lagoa 5	4,74 b	24,64 ab	5,35 bc	26,58 ab
Lagoa 6	4,11 b	22,66 abc	4,62 c	24,80 ab

* médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Todos os tratamentos diferiram significativamente com relação à testemunha, proporcionando valores mais elevados de massa seca e de massa verde (folha e haste), como visto anteriormente.

A produção de massa seca da cultura (folha e haste), bem como de massa verde da folha, diferiu estatisticamente no sistema de produção e no tanque de decantação; porém, para a produção de massa verde da haste, não houve diferença significativa.

Entre as lagoas de tratamento, não houve diferenças significativas para a variável massa seca da folha. Já a massa verde da folha apresentou diferenças significativas entre as lagoas 1 e 2, apresentando a lagoa 2 uma maior produção de massa verde da folha que a lagoa 1. As lagoas 1 e 5 também apresentaram diferenças

significativas para a massa verde da folha, com resultados superiores para as amostras irrigadas com o efluente da lagoa 5 (resultados, porém, que não superaram a lagoa 2). As demais lagoas não apresentaram diferenças estatísticas para a massa seca da folha, nem para a massa verde da folha.

A produção de massa seca da haste apresentou diferença significativa nas amostras irrigadas com efluente das lagoas 1 e 2, com resultados superiores para a lagoa 2. Já para a produção de massa verde da haste, houve diferença significativa nas amostras irrigadas com efluente da lagoa 1, se comparadas às das lagoas 2 e 3.

As demais lagoas não apresentaram diferenças estatísticas, nem para massa seca da haste, nem para massa verde da haste, ou seja, a interação dos fatores analisados para a produção de massa seca e verde da haste não foi significativa, no nível de 5% de probabilidade, sugerindo que os tratamentos atuaram de forma independente.

É de grande importância o efeito da irrigação com efluentes e dos constituintes presentes neste elemento na exportação de nutrientes para a produção das culturas. Sendo assim, ocorreu um efeito significativo, no nível de 5% de probabilidade nos tratamentos envolvendo a massa verde da folha e da haste (principal parâmetro quando se envolve nutrição animal), onde houve uma grande interferência, com o aumento da produção, da irrigação com o efluente da lagoa 2. Significa que existe pelo menos um contraste entre as médias dos níveis do fator tratamento, que é estatisticamente diferente de zero, ao nível de 5% de probabilidade.

De acordo com Durigon et al. (2002), a eficiência nutricional e a eficiência de aquisição de nutrientes em pastagem natural, com aplicação de efluente suinícola, podem ser incrementadas por espécies forrageiras que possuam maior capacidade de produção de massa seca e, conseqüentemente, maior demanda por nutrientes. Levando-se em consideração a necessidade de tratamento do efluente, frente ao impacto ambiental provocado por ele no sistema água-solo-planta analisado, o efluente da lagoa 2 é o que apresenta melhores condições de incremento de massa seca e de massa verde para a pastagem de *Brachiária decumbens*.

3 CONCLUSÕES

Baseando-se nos resultados obtidos nessa pesquisa, conclui-se que:

- Das 33% das propriedades suinícolas cadastradas no Estado de São Paulo analisadas, 77% não apresentaram nenhum sistema de tratamento dos efluentes.
- Quanto ao sistema de produção analisado, sob o ponto de vista químico para a qualidade da água, as fases terminação, creche e crescimento foram as que se apresentaram com maior teor poluente, respectivamente; já sob o ponto de vista físico e microbiológico, o efluente bruto (sistema de produção) é impróprio para o uso como água de irrigação de acordo com a legislação vigente.
- Na avaliação da qualidade da água no sistema de tratamento, conclui-se que a lagoa 6 apresentou maior capacidade de remoção dos constituintes e de redução dos parâmetros químicos, físicos e microbiológicos analisados.
- No cultivo de *Brachiária decumbens* em vasos conclui-se que, para a planta, houve maior produção quando irrigada com efluente do sistema de produção e da lagoa 2, porém, sob o ponto de vista do solo, prevaleceram as irrigações com o efluente da lagoa 2.

Considerações finais

Nesta pesquisa, pôde-se observar a real situação em que se encontram as propriedades suinícolas do Estado de São Paulo, principalmente com relação à ausência de sistemas de tratamento para os efluentes produzidos; isso comprova o atual descaso frente ao problema ambiental causado pelos efluentes suinícolas.

Pôde-se notar, por meio das análises realizadas, a grande variabilidade das características químicas, físicas e microbiológicas encontradas nas águas residuárias da suinocultura, ultrapassando, na maioria das vezes, as concentrações limite para a aplicação desses efluentes no solo, comprovando, mais uma vez, a necessidade de se estabelecer o tratamento deles.

Como o efluente não tratado, é aplicado in natura no solo pela maioria dos produtores de suínos e não há conhecimento, por parte destes, das propriedades

encontradas nos resíduos, bem como de suas conseqüências à planta, tal pesquisa torna-se primordial para alertar da importância do tratamento dos efluentes.

Contudo, relações encontradas nos resultados do solo e do desenvolvimento da planta, merecem destaque tanto o efluente tratado (lagoa 2) como o não tratado (sistema de produção), sendo antagônicas pois não condizem com a necessidade de haver o tratamento dos efluentes, uma vez que, para o produtor, a aplicação do efluente bruto, com a melhor resposta ao solo e à planta, torna-se mais viável.

Porém, deve-se salientar que, como essa pesquisa foi desenvolvida em vasos, a análise do solo foi realizada apenas nas camadas superficiais, não sendo analisada a probabilidade de tal efluente atingir o lençol freático, um dos agravantes da utilização do resíduo, sob o ponto de vista ambiental. O fato demonstra a necessidade, em pesquisas futuras, de um estudo mais abrangente, levando-se em consideração todo o perfil do solo.

Nesta pesquisa, envolveu-se o maior número de parâmetros possível, a fim de oferecer subsídios ao produtor sobre a necessidade de maior conhecimento da matéria prima utilizada e da importância dela, sob o ponto de vista ambiental. No entanto, há a necessidade de novas pesquisas, a fim de que haja subsídios para se construir uma legislação mais direcionada para o setor, visto estar em expansão no Estado de São Paulo.

Convém ressaltar a necessidade de que, órgãos estaduais e públicos, diante da importância do setor, imprima à legislação, normas e leis específicas para o setor, direcionando valores limites de aplicação do efluente suinícola, para que possa ser dado a devida importância que esse setor merece e necessita.

REFERÊNCIAS

ADIN, A.; SACKS, M. Dripper – clogging factors in wastewater irrigation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, New York, v.117, n.6, p. 813-826, 1991.

AGENDA 21. **Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos:** aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em agosto de 2004.

AGUIAR, A.P.A.A. **Manejo da fertilidade do solo sob pastagem:** calagem e adubação. Guaíba: Agropecuária, 1998. 120 p.

Anuário da Pecuária Brasileira. São Paulo, 2004. p. 267-299.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION AND WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19th ed. Washington, 1995. 70 p.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **Water quality for agriculture.** Rome: FAO, 1985. 174 p. (Irrigation and Drainage Paper, 29).

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura.** Campina Grande: UFPB, 1991. 217 p.

BARACHO JÚNIOR, J.A.O. O licenciamento e controle ambiental da atividade de suinocultura. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1., 1995, Ponte Nova. **Anais...** Ponte Nova: EPAMIG, CRZM, 1995. p. 1-7.

BLASER, R.E.; HAMMES, R.C. Jr.; FONTENOV, J.P. **Forage animal management system.** Backsburg: Virginia Agriculture Experimental Station, 1986. 90p. (Bulletin, 86/87).

BOND, W.J. Effluent irrigation – an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, Australia, v.36, n.4, p. 543-555, 1998.

BOTREL, M.A.; ALVIM, M.J.; MARTINS, Y. Aplicação de nitrogênio em acessos de *Brachiaria*. 2. Efeitos sobre os teores de proteína bruta e minerais. **Pasturas Tropicales**, Cali, v.12, n.2, p. 7-10, 1990.

BOUWER, H.; CHANEY, R.L. Land treatment of wastewater. **Advances in Agronomy**, New York, v.26, p.133-176, 1974.

BRANDÃO, V.S. **Tratamento de água residuária de suinocultura utilizando filtros orgânicos**. 1999. 65 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1999.

BRANDÃO, V.S.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; FONTES, M.P.P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.3, p. 327-333, 2000.

CARVALHO, M.M.; MARTINS, C.E.; VERNEQUE, R.S. Resposta de uma espécie de *Brachiária* à fertilização com nitrogênio e potássio em um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, n.2, p. 195-200, maio/ago. 1991.

CAVALCANTI, S. S. **Produção de suínos**. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1984.

CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL. Fertilidade del suelo y nutrición de la planta, 1978. In: **Informe anual**, 1978: programa de ganado de carne. Cali, 1978. p. B86-B104.

CHATEAUBRIAND, A.D. **Efeito de esterco líquido de suínos aplicados em irrigação por sulcos na cultura do milho (*Zea mays L.*)**. 1988. 61 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1988.

CLANTON, C.J.; SLACK, D.C. Hydraulic properties of soil as affected by susface application of wastewater. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St. Joseph, v.30, n.3, p. 683-687, 1987.

CLAUBEY, I.; EDWARDS, D.R.; DANIEL, T.C.; MOORE Jr., P.A.; NICHOLS, D.J. Effectiveness of vegetative filter strips in retaining surface-applied swine manure constituents. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St. Joseph, v.37, n.3, p.845-850, 1994.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resoluções**. CONAMA, 1986 a 1991. Brasília: IBAMA, 1992.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resoluções**. CONAMA, 357. Brasília, 2005.

CORSI, M.; NASCIMENTO Jr., D. Princípios de fisiologia e morfologia de plantas forrageiras aplicados no manejo das pastagens. In: PEIXOTO, A.M.; MOURA, J.C. de; FARIA, V.P. de. **Pastagens: fundamentos da exploração racional**. Piracicaba: FEALQ, 1986. p. 11-37.

DARTORA, V.; PERDOMO, C.C.; TUMELERO, I.L. Manejo de dejetos de suínos. **Boletim Informativo**. Concórdia: EMBRAPA,CNPSA, 1998. 31 p.

DAZZO, F.; SMITH, P.; HUBBELL, D. The influence of manure slurry irrigation on the survival of fecal organisms in Scranton fine sand. **Journal of Environmental Quality**, v.2, n.4, p. 470-477, 1973.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia: EMBRAPA,CNPSA, 2002. 31p. (EMBRAPA,CNPSA. Boletim Informativo).

DRUMOND, L.C.D. **Aplicação de água residuária de suinocultura por aspersão em malha: desempenho hidráulico do sistema de produção de capim Tifton 85**. 2003. 120 p. Tese (Doutorado em agronomia), Jaboticabal, 2003.

DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; PAVINATO, P.S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.26, p. 983-992, 2002.

EDWARDS, D.R.; DANIEL, T.C. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St. Joseph, v.36, n.1, p.81-86, 1993.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

EMBRAPA. **Suinós**: o produtor pergunta, a Embrapa responde. Brasília, 1998. 243 p.

FAO. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Roma, 1992. 125p. (Irrigation and Drainage Paper, 47).

FAQUIN, V.; HOFFMANN, C.R.; EVANGELISTA, A.R. O potássio e o enxofre no crescimento da braquiária e do colônio em amostras de um latossolo na região noroeste do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, n.1, p.87-94, 1995.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224 p.

FERNANDES, M.S.; ROSSIELO, R.O.P. Aspectos do metabolismo e utilização do nitrogênio em gramíneas tropicais. In: SIMPÓSIO SOBRE CALAGEM E ADUBAÇÃO DE PASTAGENS, 1., 1986, Nova Odessa. **Anais...** Piracicaba: POTAFOS, 1986. p. 93-123.

FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, B. van; ABREU, C.A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Piracicaba: Potafos, 2001. p.151-185.

FONSECA, A.F. da. **Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem**. 2005. 174 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. 2005.

FREITAS, W.S.; OLIVEIRA, R.A.; PINTO, F.A.; CECON, P.R.; GALVÃO, J.C.C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura na absorção de nutrientes pela cultura do milho (*Zea mays L.*). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 32., 2003, Goiânia. **Anais...** Goiânia: UFG, 2003. 1 CD-ROM.

GOMES FILHO, R.R. **Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando o cultivo hidropônico de braquiária (*Brachiaria ruziziensis*) e aveia forrageira (*Avena strigosa*)**. 2000. 143 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

GONÇALVES, R.A.B. **Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada das regiões do triângulo mineiro e alto Paranaíba – MG.** 2002. 54p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

GONÇALVES, R.A.B.; FOLEGATI, M.V.; GLOAGUEN, T.V.; LUCAS, Y.; MONTES, C.R. Determinação em laboratório da condutividade hidráulica de um solo irrigado com efluentes de esgoto doméstico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 34., 2005, Canoas. **Anais...** Canoas: ULBRA, 2005. 1 CD-ROM.

HALLIWELL, D.J.; BARLOW, K.M.; NASH, D.M. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil Research**, Austrália, v. 39, n.6, p. 1259-1267, 2001.

HODGSON, J. **Grazind management: science into practice.** New York: Longman Scientific & Technical, 1990. 203p.

KHALLEL, R.; FOSTER, G.R.; REDDY, K.R. A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: a conceptual model for sediment and manure transport. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v.22, n.6, p. 1353-1361, 1979.

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

KONZEN, E.A. **Manejo e utilização de dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 1983. 32p. (EMBRAPA,CNPSA. Circular Técnica, 6).

KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C.; PEREIRA, F.A. Utilização de esterco líquido de suínos na adubação de milho. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1., 1995, Ponte Nova. **Anais...** Ponte Nova: EPAMIG,CRZM, 1995. p. 88-110.

KOURAA, A.; FETHI, F.; FAHDE, A.; LAHLOU, A.; QUAZZANI, N. Reuse of urban wastewater treated by a combined stabilization pond system in Benslimane (Morocco). **Urban Water**, v.4, p.373-378, 2002.

LOEHR, R.C. **Pollution control for agriculture**. New York: Academic Press, 1977. 383 p.

LOURES, E.G. Manejo de dejetos de suínos. Separata de: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Poços de Caldas.

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. **Reuso de água**. São Paulo: USP, Faculdade de Saúde Pública, Núcleo de Informações em Saúde Ambiental, 2003. 579p.

MALAVOLTA, E. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.

MALAVOLTA, E. **ABC da análise de solos e folhas**: amostragem, interpretação e sugestões de adubação. São Paulo: Agronômica Ceres, 1992. 124 p.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**: micronutrientes e metais pesados mitos, mistificação e fatos. São Paulo: Produquímica, 1994. 153 p.

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

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N.; VIDIGAL, S.M. Compostos orgânicos contendo dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1998, Viçosa. **Anais...** Viçosa: SBCS, 1998. p. 663-665.

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.

MONTEIRO, F.A.; ONO, M.N. Níveis de enxofre em *Brachiaria brizantha* cv. Marandu cultivada em solução nutritiva. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1995, Viçosa. **Resumos...** Viçosa: SBCS, UFV, 1995. p. 1021-1022.

MONTEIRO, F.A. Concentração e distribuição de nutrientes em gramíneas e leguminosas forrageiras. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DE PASTAGEM, 2., 2004, Viçosa. **Anais...** Viçosa: s. ed., 2004. p.71-107.

NABINGER, C. Eficiência do uso de pastagens: disponibilidade e perdas de forragem. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGEM, 14., 1997, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1997. p. 213-251.

NASCIMENTO, M.B.; LIMA, V.L.A.; DMALVA, I.D.M.; PORDEUS, R.V.; VAN HAANDEL, A.C. Impactos ambientais decorrentes da irrigação com água residuária tratada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 32., 2003, Goiânia. **Anais...** Goiânia: UFG, 2003. 1 CD-ROM.

OLIVEIRA, P.A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA,CNPSA, 1993. 188p. (EMBRAPA,CNPSA. Documentos, 27).

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

OLIVEIRA, P.A.V.; COSTA, R.H.R. da; TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercentral. In: INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP OF WASTE STABILIZATION PONDS TECHNOLOGY AND APPLICATIONS, 3., 1995, João Pessoa. **Anais...**,João Pessoa: s. ed., 1995. p.164-177.

OLIVEIRA, R.A.; CAMPELO, P.L.G.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; CECON, P.R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Campina Grande, v.4, n.2, p.263-267, 2000.

ORON, G. Soil as complementary treatment component for simultaneous wastewater disposal and reuse. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 34, p. 243-252, 1996.

PERDOMO, C.C. Uso racional de dejetos suínos. In: SEMINARIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 1., 1996, Campinas. **Anais...** Campinas: Gessuli, 1996. p.1-19.

PERDOMO, C.C.; LIMA, G.J.M.M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9, 2001. Gramado. **Anais...** Gramado: Embrapa Suínos e Aves, 2001. p. 11-17.

PEREIRA, J.P. Adubação de capins do gênero *Brachiaria*. In: ENCONTRO SOBRE CAPINS DO GÊNERO *BRACHIARIA*, 1., 1986, Nova Odessa, **Anais...** Nova Odessa: Instituto de Zootecnia, 1986. p. 1-96.

PESCOD, M.B. **Wastewater treatment and reuse in agriculture**. Rome: FAO, 1992. 125p. (Irrigation and Drainage Paper, 47).

QUEIROZ, F.M. **Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2000. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

QUEIROZ, F.M.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A. Característica químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.5, p.1487-1492, 2004.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed.Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. 285p. (Boletim Técnico, 100).

ROCHA, J.S.M. **Manual de projetos ambientais**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 1997. 423 p.

RODRIGUES, R.C. **Calcário, nitrogênio e enxofre para a recuperação do capim braquiária cultivado em solo proveniente de uma pastagem degradada**. 2002. 79 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2002.

ROSSI, C.; MONTEIRO, F.A. Doses de fósforo e épocas de coleta e o crescimento e diagnose nutricional nos capins braquiária e colômbia. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.56, n.4, p.1101-1110, 1999.

SANTOS, A.R. dos. **Diagnose nutricional e respostas do capim braquiária submetido a doses de nitrogênio e enxofre.** 1997. 115p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 1997.

SANTOS, A.R.; MONTEIRO, F.A. Produção e perfilamento de *Brachiaria decumbens* Stapf. em função de doses de enxofre. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.56, n.3, 1999.

SANTOS Jr., J.D.G.; KANNO, T.; MACEDO, M.C.M. Efeito de doses de nitrogênio e fósforo na produção de matéria seca e no crescimento de *Brachiária decumbens*, *Brachiária brizantha* e *Panicum maximum*. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 37., 2000, Viçosa. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2000. p. 85.

SANTOS, A.P.R. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-tifton 85.** 2004. 79 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004.

SANZONOWIC, C. Recomendação e prática de adubação e calagem na região centro-oeste do Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE CALAGEM E ADUBAÇÃO DE PASTAGENS, 1., Nova Odessa, 1986. **Anais...** Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 1986. p. 309-336.

SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análises químicas de planta.** Piracicaba: ESALQ, 1974. 56 p.

SCALOPI, E.J.; BAPTISTELA, J.R. Considerações sobre aplicação de efluentes ao solo. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 7., 1986, Brasília. **Anais...** Brasília: ABID, 1986. p. 1049-1066.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T. Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizante. In: Dia de campo sobre manejo de utilização de dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, 1994. p.33-38. (EMBRAPA – CNPSA, Documento 32).

SEDIYAMA, M.A.N.; VIDIGAL, S.M.; PEREIRA, P.R.G.; GARCIA, N.C.P.; LIMA, P.C. Produção e composição mineral de cenoura adubada com resíduos orgânicos. **Bragantia**, Campinas, v.57, n.2, 379-386, 1998.

SGANZERLA, E. **Biodigestor**: uma solução. Porto Alegre: Editora Agropecuária, 1983. 86 p.

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

SILVA, F.L.; SILVA, I.J.; SANTOS, L.R.; OLIVEIRA, P.R. Lagoas de estabilização de dejetos suínos: análise descritiva e avaliação da eficiência utilizando parâmetros físico-químicos e biológicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS E ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 11., 2003, Goiânia. **Anais...**, Goiânia: ABRAVES. 2003, p.435-436.

SOARES FILHO, C.V.; MONTEIRO, F.A.; CORSI, M. Recuperação de pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens*. 1. Efeito de diferentes tratamentos de fertilização e manejo. **Pasturas Tropicales**, Colômbia, v.14, n.2, p.1-6, 1992.

SPERLING, M. von; COSTA, A.M.L.M.; CASTRO, A.A. Esgotos sanitários. In: BARROS, R.T.V.; CHERNICHARO, C.A.L.; HELLER, L.; SPERLING, M. von. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1995. v.2, p.113-169.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. v.1, 243p.

SUTTON, A.L.; NELSON, D.W.; KELLY, D.T.; HILL, D.L. Comparasion of solid vs liquid dairy manure applications on corn yield and soil composition. **Journal Environmental Quality**, v.15, n.4, p. 270-375, 1986.

TAMANINI, C.R. **Recuperação de áreas degradadas com a utilização de biossólido e gramínea forrageira**. 2004. 196 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, 2004.

TANJI, K.K. Irrigation with marginal quality waters. **Journal of irrigation and drainage engineering**, New York, v. 123, n.3, p. 165-169, 1997.

TOBIAS, A.C.T. **Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios seqüenciais seguidos de leitos cultivados**. 2002. 146 p. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade de Campinas. Campinas, 2002.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. National primary drinking water regulations current drinking water standards. In: MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. **Reuso de água**. São Paulo: USP, Faculdade de Saúde Pública, Núcleo de Informações em Saúde Ambiental, 2003. 579p.

VALLE, C.B. do; MILES, J.W. Melhoramento de gramíneas do gênero *Brachiaria*. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 11., 1994. Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1994. p.191-231.

VAZQUES-MONTIEL, O.; HORAN, N.J.; MARA, D.D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. **Water Science & Technology**, Oxford, v.33, p.355-362, 1996.

VITTI, G.C.; NOVAES, N.J. Adubação com enxofre. In: SIMPÓSIO SOBRE CALAGEM E ADUBAÇÃO DE PASTAGENS, 1., 1986, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1986. p. 191-231.

WARMAN, P.R. Effects of fertilizer, pig manure and sewage sludge on timothy and soils. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.15, n.2, p.95-100, 1986.

WERNER, J.C. **Adubação de pastagens**. Nova Odessa: Instituto de Zootecnia, 1986. 49 p. (IZ Boletim Técnico, 18).

WERNER, J.C.; MONTEIRO, F.A. Respostas das pastagens à aplicação de enxofre. In: SIMPÓSIO SOBRE ENXOFRE E MICRONUTRIENTES NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 1988, Londrina. **Anais...** Londrina: EMBRAPA, CNPS; IAPAR, 1988, p. 87-102.

ANEXO

Questionário - Caracterização do setor da suinocultura

1. Identificação da exploração

Nome: _____

Localização: _____

 Próximo ao centro urbano; Dentro do centro urbano; Zona rural.

Área total da propriedade (ha): _____

2. Características da exploração

2.1 Tipo da exploração

 Engorda; Recria ou acabamento; Produtora de reprodutores; Ciclo completo.

2.2 N.º de pavilhões: _____

2.3 N.º de animais: _____

3. Proteção do ambiente

3.1 Qual é o tipo de piso existente nos pavilhões para a evacuação dos dejetos?

 Todo em terra batida; Todo em concreto; Grelhas em concreto; Grelhas em plástico; Grelhas em metal;

Outro –especifique: _____

3.2 Utiliza material (serragem, palha, etc..) para a cama dos animais?

() Sim;

() Não.

3.3 Com que frequência os pavilhões são lavados para a remoção dos dejetos?

() Diariamente;

() Cada 2 ou 3 dias;

() Cada 5 ou 7 dias;

() Cada 10 ou 15 dias;

Outro especifique:_____

3.4 Possui algum tanque para o armazenamento de efluentes e dejetos animais?

() Sim;

() não .

se respondeu sim, siga para o item 3.5;

se respondeu não, siga para o item 3.7.

3.5 Que tipo de tanque de armazenamento possui?

() Tanque em alvenaria ou concreto;

() Tanque em metal;

() Lagoa com diques de terra;

Outro- especifique:_____

3.6 Qual a capacidade do tanque de armazenamento de efluentes que possui?

3.6.1 Dimensões aproximadas:

comprimento (m):_____

largura (m):_____

altura (m):_____

3.6.2 Quantos dias são necessários para que o tanque fique completamente cheio?

N.º de dias:_____

3.6.3 Quanto de água um suíno gasta?

_____ (l/dia)

3.7 Possui algum sistema de tratamento de efluentes e dejetos animais?

() Sim _____

() Não _____

3.8 Já alguma vez mandou efetuar análises laboratoriais do efluente tratado?

() Sim; local: _____

() Não.

3.9 O seu sistema de tratamento está a funcionar:

() bem (cumpre todos os parâmetros da legislação vigente);

() razoavelmente (cumpre pelo menos um parâmetro da legislação vigente);

() mal (não cumpre nenhum parâmetro da legislação vigente);

() não funciona;

() não sei responder.

3.10 Qual é o destino final dado aos efluentes e dejetos animais (tratados ou não tratados)?

() Rede pública de esgotos;

() Rios;

() Solo agrícola;

Outro – especifique: _____

3.11 Se o destino final dos efluentes e dejetos animais (tratados ou não tratados) for a rede pública de esgoto, responda: (se não for esse o destino final, siga para o item 3.12)

3.11.1 Sabe qual é a quantidade de efluentes e dejetos animais que é descarregada diariamente na rede pública de esgotos?

() Sim, _____ (litros/dia)

() Não.

3.12 Se o destino final dos efluentes e dejetos animais (tratados ou não tratados) for um rio, responda:(se não for esse o destino final, siga para o item 3.13)

3.12.1 Sabe qual é a quantidade de efluentes e dejetos animais que é descarregada diariamente no rio?

() Sim, _____(litros/dia)

() Não.

3.13 Se o destino final dos efluentes e dejetos animais (tratados ou não tratados) for o solo agrícola, responda:

3.13.1 Como são utilizados esses efluentes?

() Por mim, na minha exploração;

() Por outros agricultores que os vem buscar na minha exploração.

3.13.2 Sabe qual é o tipo de solo onde são feitas as aplicações dos efluentes e dejetos animais?

() Acido;

() Alcalino;

() Arenoso;

() Calcário;

() Argiloso;

() Outro;

() Não sei.

3.13.3 Já alguma vez mandou efetuar análises laboratoriais ao solo da sua exploração?

() Sim, local: _____

() Não.

3.13.4 Sabe qual é o valor fertilizante dos efluentes (líquido e sólido) e dejetos animais aplicados no solo?

() Sim;

() Não.

3.13.5 Já alguma vez mandou efetuar análises laboratoriais aos efluentes e dejetos animais aplicados no solo para a determinação do seu valor fertilizante?

() Sim, local: _____

Teor de N: _____

Teor de P: _____

Teor de K: _____

() Não.

3.13.6 Como é feita a aplicação dos efluentes e dejetos animais no solo?

() irrigação por aspersão;

() chorumeira;

() outro – especifique: _____

3.13.7 Sabe qual é a quantidade total de efluentes e dejetos animais que é aplicada no solo?

() Sim, _____ (kg/há)

() Não.

3.13.8 Que tipo de ração é consumida pelo animal? Qual a quantidade?

_____ kg/dia

3.13.9 Qual é o sistema de criação do animal?

() Confinamento;

() Pastoreio;

() Outro: _____

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)