

Sistema integrado para tratamento de resíduos gerados pela suinocultura

RAFAEL MONTANHINI SOARES DE OLIVEIRA
ENEIDA SALA COSSICH
CÉLIA REGINA TAVARES GRANHEN

Sistema integrado para tratamento de resíduos gerados pela suinocultura



Palmas-TO
2016



Reitor

Márcio Antônio da Silveira

Vice-reitora

Isabel Cristina Auler Pereira

Pró-reitor de Pesquisa e pós-graduação

Waldecy Rodrigues

Diretora de Divulgação Científica

Michelle Araújo Luz Cilli

Conselho Editorial

Airton Cardoso Cançado (Presidente)

Christian José Quintana Pinedo

Dernival Venâncio Ramos Junior

Etiene Fabbrin Pires

Gessiel Newton Scheidt

João Batista de Jesus Felix

Jocyleia Santana dos Santos

Salmo Moreira Sidel

Temis Gomes Parente

Projeto Gráfico, Revisão de Texto & Impressão

ICQ Editora Gráfica e Pré-Impressão Ltda.

Designer Responsável

Gisele Skroch

Impresso no Brasil

Printed in Brazil

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins - SISBIB

O48s Sistema integrado para tratamento de resíduos gerados pela suinocultura / Rafael Montanhini Soares de Oliveira, Eneida Sala Cossich, Célia Regina Tavares Granhen. – Palmas, TO: Universidade Federal do Tocantins / EDUFT, 2016.

176 p.:il.

ISBN 978-85-63526-94-6

1. Sistema Integrado. 2. Tratamento de resíduos. 3. Suinocultura. I. Título.

CDD 636.4

Copyright © 2016 por Rafael Montanhini Soares de Oliveira, Eneida Sala Cossich e Célia Regina Tavares Granhen
TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

LISTA DE ABREVIATURAS

AL	Alcalinidade (mg de CaCO ₃ /L)
AV	Acidez Volátil (mg de CH ₃ COOH/L)
C	Carbono (%)
CO	Carbono Orgânico (%)
CO ₂	Dióxido de Carbono
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)
Dr	Densidade Real (g/L)
H	Hidrogênio
H ₂ S	Gás Sulfídrico
K	Potássio (%)
MO _{Total}	Matéria Orgânica Total (%)
MS	Matéria Seca
N	Nitrogênio (mg/L)
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl ¹ (mg/L)
O & G	Óleos e graxas (mg/L)
P	Fósforo (mg/L)
RM _{Total}	Resíduo Mineral Total
SSF	Concentração de Sólidos Fixos em Suspensão (mg/L)
SST	Concentração de Sólidos Totais em Suspensão (mg/L)
SSV	Concentração de Sólidos Voláteis em Suspensão (mg/L)
TO	Tempo de Operação (dia)

¹ Método laboratorial para a determinação de Nitrogênio

Apresentação

O presente levantamento demonstra o desempenho de sistema integrado para tratamento de dejetos provenientes da suinocultura, objetivando o aproveitamento dos subprodutos gerados. O sistema descrito opera por batelada e é composto por um Reator Anaeróbio de baixa carga e seis leitos cultivados com macrófitas aquáticas. O reator é construído em concreto em formato cilíndrico, os leitos cultivados com *Typha-sp* de fluxo vertical subsuperficial montados em tambores de polipropileno de 200 litros, com camadas sobrepostas de areia e pedra para a fixação das plantas. Durante a digestão são observados principalmente os parâmetros: pH, alcalinidade, ácidos voláteis, sólidos sedimentáveis e suspensos totais para o controle do processo. Após o processo de digestão, o sobrenadante é retido nos leitos por 21 dias, apresentando reduções da DQO de até 84,7%, fósforo 39,3% e nitrato 37,1%. Um modelo matemático é desenvolvido para facilitar a construção dos leitos cultivados ajudando em seu dimensionamento durante a fase de projeto. O sobrenadante tratado pode ser utilizado para a lavagem das baias onde os suínos ficam confinados ou pode ser lançado no solo de forma controlada. O sistema pode representar uma alternativa eficaz de tratamento gerando produtos que podem ser aproveitados na propriedade rural, além de apresentar baixo custo de implantação para o pequeno produtor.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	IX
INTRODUÇÃO	13
1. Suinocultura: Panorama econômico, impactos ambientais e formas de tratamento	17
2. Montagem de sistema integrado para tratamento de resíduos da suinocultura	65
3. Uso de sistema integrado para tratamento de dejetos da suinocultura para pequenas e médias propriedades	83
CONSIDERAÇÕES FINAIS	137
BIBLIOGRAFIA	142
APÊNDICE	153

Introdução

A suinocultura vem se consolidando como uma atividade economicamente importante dentro do contexto brasileiro. Segundo Barros *et al.* (2004), esse setor vem apresentando uma taxa de crescimento anual média de 7,9%. A produção alcançou em 2005 um total de 2,71 milhões de toneladas, crescimento de 80% em relação a 1990. No que diz respeito ao mercado internacional, no ano de 2006 a indústria suína destinou mais de 600 mil toneladas para mais de 70 diferentes países, gerando cerca de 1,1 bilhões de dólares de lucro para o Brasil.

Toda essa produção, no entanto, tem potencial de provocar danos irreparáveis ao ambiente, uma vez que a elevada concentração de animais faz com que grande volume de dejetos seja produzido e lançado em uma mesma região, dificultando o poder de absorção desses resíduos. O lançamento de dejetos sem tratamento prévio tem como consequência generalizada a poluição hídrica (alta carga orgânica e presença de coliformes fecais). A degradação biológica dos resíduos da suinocultura produz gases tóxicos que podem causar desequilíbrios ambientais, a exemplo da proliferação de moscas e borrachudos, aumento das doenças vinculadas à água e ao solo (PEDROMO, *et al.* 2001).

Diante disso, a atividade suinícola tem sido considerada como “atividade potencialmente causadora de degradação ambiental” (Lei 9.605/98 – Lei de Crimes Ambientais), podendo o produtor ser responsabilizado por eventuais danos causados ao ambiente e à saúde dos homens e dos animais.

Desta forma, há a necessidade de se dispor ou desenvolver recursos que venham a diminuir o volume de material sólido, minimizar o odor e demais efeitos indesejáveis resultantes desta atividade. Há a necessidade de uma melhor definição de um sistema capaz de harmonizar a redução do potencial poluidor ambiental com as propriedades fertilizantes que apresentam os dejetos e que seja compatível com a realidade econômica da atividade e dos criadores (PERDOMO *et. al* 2001).

Os sistemas de tratamento anaeróbio têm se mostrado como uma forma eficiente de saneamento.

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual uma grande variedade de organismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, como metano e dióxido de carbono (CAMPOS, 1999).

O lodo estabilizado resultante do processo de digestão anaeróbia apresenta uma concentração de nutrientes relativamente alta, mas mesmo assim pode ser aplicado, após tratamento para desinfecção, no solo. Este lodo pós tratamento, quando utilizado como aditivo em culturas hidropônicas organo-inorgânicas, pode ser responsável por um grande aumento de produtividade das espécies agrícolas (Embrapa, 2003).

A composição do biogás produzido durante a digestão varia conforme as condições do processo. Produto da ação digestiva das bactérias metanogênicas, o biogás, é composto, principalmente, por gás Carbônico (CO_2) e Metano (CH_4), embora apresente traços de Nitrogênio (N), Hidrogênio (H) e gás Sulfídrico (H_2S). Ele se forma através da decomposição de matéria orgânica (biomassa) em condições anaeróbicas (GASPAR, 2003). Este biogás pode ser utilizado no próprio sistema de criação, como por exemplo, para o aquecimento ou iluminação da granja.

Apesar da melhoria na qualidade dos efluentes tratados pelo processo de biodigestão, esse processo ainda não é suficiente para atender as disposições legais para o lançamento dos resíduos na natureza. É necessário um tratamento complementar para que o efluente pós biodigestão possa chegar aos níveis aceitáveis para o seu descarte no ambiente.

O sobrenadante gerado pode passar por um processo adicional de tratamento feito por leitos cultivados, por exemplo, sendo posteriormente utilizado na lavagem das pocilgas, levando assim a uma significativa diminuição de consumo de água e, conseqüentemente, diminuição na geração de resíduos.

Os sistemas de leitos cultivados artificiais foram baseados nos alagados naturais; esses alagados são áreas que se encontram saturadas por águas superficiais ou subterrâneas com frequência e duração tais que sejam suficientes para manter as condições de saturação. Costumam ter profundidades inferiores a 60 centímetros, com plantas emergentes, como taboas, lírios do brejo e juncos. A vegetação proporciona uma superfície para a formação de filmes bacterianos, facilita a filtragem e a adsorção dos contaminantes presentes na água residual, permite a transferência de oxigênio à coluna de água e controla o crescimento de algas ao limitar a penetração da luz solar.

A ideia em se empregar o uso do reator anaeróbico seguido de leitos cultivados com macrófitas aquáticas, como forma de tratamento, cria uma expectativa de mais uma alternativa para se tratar esse resíduo.

No Brasil, os estudos sobre a utilização de leitos cultivados como tratamento de efluentes e como parte de sistemas integrados de tratamento de resíduos ainda é recente e vem crescendo ao longo dos anos. O leito cultivado é uma forma de tratamento acessível, tanto tecnicamente quanto economicamente, e pode garantir um eficiente controle da poluição gerada pelas atividades da suinocultura, com a possibilidade de poder agregar valor aos resíduos gerados.

Nesse sentido, o presente texto objetiva a demonstração da elaboração, montagem e avaliação de um sistema integrado de tratamento, composto de biodigestor e leitos cultivados no tratamento de resíduos gerados pela suinocultura, visando estabelecer padrões de manejo e controle dos processos de biodigestão que facilitem a utilização do sistema e de seus subprodutos, com vista à reutilização das águas servidas.

1.

Suinocultura: Panorama econômico, impactos ambientais e formas de tratamento

Aspectos econômicos da suinocultura no Brasil

Segundo a FAO (*Food and Agriculture Organization*), dados obtidos em 2013 mostram que a produção mundial de carne suína é de **107 milhões** de toneladas e que o crescimento anual de consumo de carnes no mundo deve ficar em torno de 2% até o ano 2015. Sendo a carne suína a mais produzida no mundo, uma parcela significativa deste percentual deverá ser atendida via expansão da produção de suínos. A posição de países como China, países membros da União Europeia e Estados Unidos, que são os principais países produtores de carne suína, não deve ser alterada, pelo menos a curto e médio prazo, uma vez que a diferença entre eles, no volume produzido em 2013, é significativa: 53,8; 22,4 e 10,5 milhões de toneladas, respectivamente. O Brasil ocupa atualmente a 4ª posição com 3,4 milhões de toneladas e concorre diretamente com a Comunidade dos Estados Independentes (CEI) para manter essa classificação (IBGE, 2010). A produção, em 2010, cresceu 1,5 % em relação a 2009, passando de 3,19 milhões de toneladas para 3,24 milhões de toneladas. Esse crescimento foi sustentado pelo aumento de 3,5% no peso médio do abate. Em cabeças, a oferta para abate se manteve estável, ao redor de 34 milhões. O plantel de matrizes também ficou estável, em torno de 2,46 milhões de cabeças. O modesto aumento, em 2010, deve-se principalmente ao fator crise econômica mundial,

que desestimulou os investimentos. Tais níveis de produção solidificam a posição brasileira no ranking mundial (IBGE, 2010).

As Tabelas 1 e 2 mostram os principais produtores mundiais de carne suína.

Tabela 1 - Produção Mundial de Carne Suína (Mil t - em equivalente-carcaça)

País	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
China	45.553	46.505	42.878	46.205	48.905	51.070	49.500	52.350	53.800
U. Europeia - 27	21.676	21.791	22.858	22.596	22.010	22.627	22.953	22.526	22.450
Estados Unidos	9.392	9.559	9.962	10.599	10.442	10.186	10.331	10.555	10.508
Brasil	2.710	2.830	2.990	3.015	3.130	3.195	3.227	3.330	3.370
Rússia	1.735	1.805	1.910	2.060	1.844	1.920	2.000	2.075	2.190
Vietnã	1.602	1.713	1.832	1.850	2.090	2.090	2.130	2.175	2.220
Canadá	1.765	1.748	1.746	1.786	1.788	1.771	1.797	1.840	1.835
Filipinas	1.175	1.215	1.250	1.225	1.246	1.260	1.288	1.310	1.350
Japão	1.245	1.247	1.250	1.249	1.310	1.292	1.267	1.297	1.305
México	1.103	1.109	1.152	1.161	1.162	1.175	1.202	1.239	1.270
Coreia do Sul	1.036	1.000	1.043	1.056	1.062	1.110	837	1.086	1.210
Outros	5.336	5.504	5.714	5.240	5.334	5.492	5.753	5.868	6.006
Total	94.328	95.026	94.585	98.042	100.323	103.188	102.285	105.651	107.514

Fonte: USDA / Abipecs.

Tabela 2 - Exportação Mundial de Carne Suína (Mil t - em equivalente-carcaça)

País	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Estados Unidos	1.209	1.359	1.425	2.110	1.857	1.915	2.354	2.441	2.292
U. Europeia - 27	1.143	1.285	1.286	1.727	1.366	1.705	2.151	2.171	2.200
Canadá	1.084	1.081	1.033	1.129	1.123	1.159	1.197	1.243	1.245
Brasil	761	639	730	625	707	619	584	661	600
China	502	544	350	223	232	278	244	235	250
Chile	128	130	148	142	152	130	139	180	185
México	59	66	80	91	70	78	86	95	110
Belarus	24	37	15	32	31	62	85	104	75
Austrália	56	60	54	48	40	41	41	36	35
Vietnã	19	20	19	11	21	19	25	25	25
Ucrânia	11	3	2	0	0	1	17	29	4
Outros	31	37	34	35	33	24	25	34	37
Total	5.027	5.261	5.176	6.173	5.632	6.031	6.948	7.254	7.058

Fonte: USDA / Abipecs.

A crise financeira de 2008/2009 ainda afetou os volumes e os preços das exportações em 2010. A boa evolução dos preços - 23,3% superiores aos praticados em 2009 – entretanto, deixou a desejar em relação às cotações obtidas no período que antecedeu a crise - de janeiro a outubro de 2008.

O principal fator que contribuiu para a redução dos volumes exportados foi a forte valorização do real, que subtraiu a competitividade do produto brasileiro em relação aos principais concorrentes: Estados Unidos e alguns países da União Europeia.

A Rússia, principal praça compradora, teve sua moeda fortemente desvalorizada, o que concorreu para a melhora da competitividade dos Estados Unidos e da Europa naquele mercado. Além disso, a desvalorização do dólar fez com que os custos de produção nos Estados Unidos se assemelhassem aos do Brasil.

Sem caracterizar migração ou mesmo redução da atividade na Região Sul, a expansão da produção voltou-se para algumas áreas das regiões Sudeste e Centro-Oeste. Os estados da região sul, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná, foram os principais estados em abate de suínos com 25,1%, 19,3% e 17%, respectivamente.

A região sul possui a maior concentração de produtores do país (40%), seguida da região nordeste (34%) e sudeste (19%) (ABIPECS, 2012).

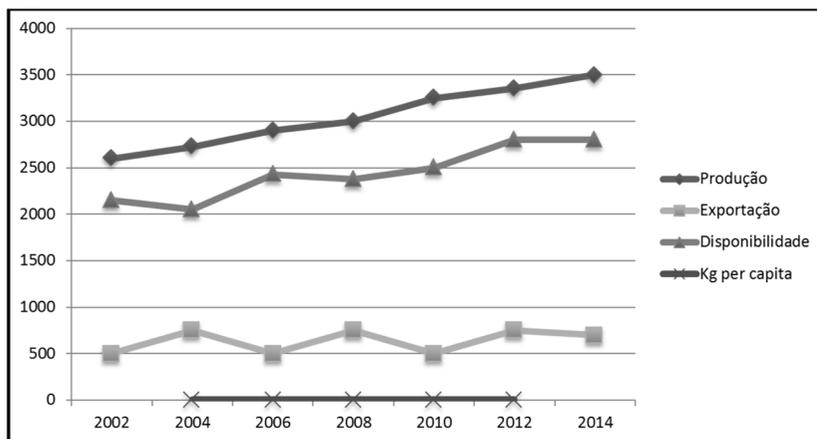
A oferta de suínos para abate, em 2010, aumentou 1,8%, de 33,8 milhões de cabeças para 34,3 milhões. No período, os abates sob inspeção federal totalizaram 29,1 milhões de cabeças, o que significou um crescimento de 2,5 % em relação a 2009. Os abates sob outras certificações mantiveram-se em decréscimo. Mais de 83% da oferta foi absorvida pelo mercado interno. A continuidade da expansão dos abates, frente à estabilidade da oferta, resultou em uma recuperação dos preços no mercado doméstico.

Uma melhora considerável da rentabilidade do setor é também consequência da queda nos preços dos principais insumos. A menor pressão sobre os custos e a conjugação de preços estáveis recebidos pelos produtores, reduziu a ociosidade tanto no campo como na indústria, estimulando reformas das instalações e gerando novos investimentos.

A disponibilidade interna cresceu 4,1 %, permanecendo abaixo do potencial de consumo, estimado em 15 kg por habitante/ano. O ano de 2010 caracterizou-se por baixos estoques, forte procura pelo produto e preços em alta. Tal situação também foi influenciada por menor oferta de carne bovina.

A produção continuará em queda nos sistemas de subsistência, mas crescerá significativamente na produção contratual (IBGE, 2006). Na **Figura 1** é demonstrado um gráfico com a disponibilidade interna e o consumo per capita de carne suína.

Figura 1 - Produção de Carne Suína no Brasil 2002-2012- (Mil t)



Fonte: ABIPECS, Sips, Sindicarne-SC, Sindicarne-PR, Abcs, Embrapa.

No mercado interno, espera-se que o consumo per capita atual de 14 kg/habitante/ano volte a crescer devido a uma crescente recuperação da economia com o conseqüente aumento no poder aquisitivo da população, estimulando o setor produtivo e exercendo pressão sobre os preços pagos por quilo de suíno vivo.

Observando o consumo de carne suína no Estado de Santa Catarina, com cerca de 23 kg/habitante/ano, percebe-se que há espaço para o aumento do consumo em nível nacional (GIROTTI, 2001).

Nutrição dos suínos

No Brasil, em média, a alimentação nas granjas estabilizadas e de ciclo completo corresponde a 65% do custo de produção. O valor atinge a cifra de 70 a 75% em épocas de crise na atividade. Isto significa, por exemplo, que se a conversão alimentar do rebanho for de 3,1 (o preço do suíno deverá ser no mínimo 3,1 vezes superior ao preço da ração) e se a alimentação representar 70% dos custos de produção, a equivalência mínima entre preços deverá ser de 4,4 (o preço do suíno deverá ser no mínimo 4,4 vezes superior ao preço da ração) para que o produtor equilibre os custos de produção com o preço de venda dos animais. Desta forma, as perspectivas de se obter lucros com a suinocultura dependem principalmente de um adequado manejo e planejamento da alimentação dos animais. A disponibilidade de ingredientes em quantidade e qualidade deve estar adequada a preços que viabilizem a produção de suínos (LUDKE, 2001).

A obtenção de lucros também exige a combinação adequada dos ingredientes para compor dietas balanceadas nutricionalmente para cada fase de produção, visando atender as exigências nutricionais específicas. Em termos médios, em uma granja estabilizada de ciclo completo, para cada porca do plantel produzindo 20 leitões ao ano, terminados até os 105 kg de peso de abate, é necessário dispor de 7.000 kg de ração, com um gasto médio de 240 kg de complemento mineral vitamínico, 5.260 kg de milho e 1.500 kg de farelo de soja. Ainda, considerando uma relação média de 2,8 litros de água potável ingerida para cada kg de ração consumida, estima-se um gasto anual de 19,6 mil litros de água potável para cada porca e sua produção (BELLAYER, 1992).

A aplicação dos conhecimentos de nutrição deve contribuir para a preservação do ambiente e isto significa que o balanceamento das rações deve atender estritamente às exigências nutricionais nas diferentes fases de produção. O excesso de nutrientes nas rações é um dos maiores causadores de poluição do ambiente, portanto, atenção especial deve ser dada aos ingredientes, buscando aqueles que apresentam alta digestibilidade e disponibilidade dos nutrientes e que sejam processados adequadamente, em

especial quanto à granulometria (Embrapa-CNPSA, 1998). Em complementação, a mistura dos componentes da ração deve ser uniforme e o arraçoamento dos suínos deve seguir boas práticas que evitem ao máximo o desperdício.

Quantidade e composição química dos dejetos de suínos

As quantidades de excrementos produzidos diariamente por um suíno e o teor de umidade dos seus dejetos variam de acordo com o desenvolvimento corporal dos suínos, o tipo de alimentação, a quantidade de água ingerida, a estação do ano e a quantidade de água utilizada na higienização das baias (SILVA, 1973; ANDREADAKIS, 1992). O uso da água tem como finalidade diluir a concentração das fezes e urinas produzidas recentemente e tratá-las como resíduos líquidos, acarretando com isso um volume maior de resíduo a ser tratado, o que dificulta o tratamento. Para um sistema de uso mínimo de água de limpeza, pode-se considerar um gasto de 3,50 litros por suíno/dia nas fases de crescimento e terminação (OLIVEIRA *et. al* 1993). Os valores do consumo diário de água por suíno, apresentados por diversos autores (TAIGNIDES, 1986; OLESZKIEWICK e KOZIARSKI, 1981; JELINEK, 1977) variam amplamente entre 0,1 e 35 litros/suíno/dia. A **Tabela 3** apresenta uma compilação destes dados.

Tabela 3 - Consumo diário de água por suíno em função da fase produtiva

Fase do Ciclo Produtivo	Litros água/suíno/dia
Leitão em amamentação	0,1 a 0,5
Leitão em desmame (7 a 25 kg)	1,0 a 5,0
Suíno em crescimento (25 a 50 kg)	4,0 a 7,0
Suíno em engorda (50 a 100 kg)	5,0 a 10,0
Suíno em engorda (100 a 150 kg)	7,0 a 15,0

Fase do Ciclo Produtivo	Litros água/suíno/dia
Porca desmamada	5,0 a 15,0
Porca em gestação	10,0 a 20,0
Porca na maternidade	20,0 a 35,0
Cachaço	10,0 a 15,0

Fonte: Barbari e Rossi (1992).

Várias pesquisas mostram que a quantidade de dejetos produzidos por suínos diariamente é uma questão de manejo, podendo ser reduzida por meio da instalação de bebedouros que acabam com os desperdícios ou pelo tipo de processo produtivo (OLIVEIRA *et. al* 1993).

O “liquame”, expressão adaptada do idioma italiano, é um líquido muito concentrado em matérias em suspensão e rico em elementos fertilizantes, principalmente Nitrogênio Amoniacal, que constitui cerca de 80% do Nitrogênio Total presente. Este líquido é resultado da mistura das fezes e urina dos animais, das águas de lavagens das baias, resíduos de papel e plásticos, pelos de animais e restos de comidas.

Os dejetos de suínos apresentam uma composição extremamente variada dificultando sua comparação, pois dependem das condições de produção, armazenamento, alimentação, fase de crescimento, manejo da água de bebida e diluição devido às águas de lavagens ou de chuvas. A **Tabela 4** apresenta valores de composição de dejetos de suínos, relatados por três autores, em diferentes condições, mostrando a diversidade existente entre os valores para um mesmo parâmetro.

Tabela 4 - Composição média de dejetos de suínos

Parâmetro	Konzen (1983)	Duarte <i>et. al</i> (1992)	Sevrin-Reyssac <i>et. al</i> (1995)	Silva (1996)
pH	6,94	7,46	----	----
DQO total	98.640	21.670	80.000	25.543
DBO ₅ total	52.270	7.280	40.000	----
NTK	6.000	2.150	8.100	2.374
N-NH ₄ ⁺	----	1.420	3.400	----
P total	2.500	----	7.100	578
Sólidos Totais	90.000	----	82.000	22.399
Sólidos Voláteis	75.050	----	----	16.389
Sól. Sus. Totais	----	----	66.000	----

Obs. Todos os valores em mg/L, exceto o pH.

Fonte: Elaboração própria.

Os dejetos de suínos, independentemente dos fatores que levam a uma maior ou menor concentração dos mesmos, são efluentes orgânicos de boa biodegradabilidade, elevada carga de nutrientes (N e P) e próximos da neutralidade do pH.

Impacto ambiental da suinocultura

Os principais problemas acarretados ao meio ambiente pelos dejetos de origem suína são: a poluição do solo e a contaminação dos mananciais d'água das regiões suinocultoras. Isso se deve à composição físico-química de tais dejetos, ricos em determinados elementos químicos, como o fósforo (P), cuja concentração excessiva prejudica não só água e solo como o organismo dos seres vivos expostos a eles.

É prática comum, nas áreas suinocultoras, utilizar os dejetos dos animais como adubo orgânico. Sabe-se, também, que dejetos suínos possuem grande capacidade de fertilização se usados de forma correta. Infelizmente, o uso puro e simples deste tipo de

fertilizante natural não garante a qualidade da adubação nem livra o ambiente da degradação.

Entre os principais componentes poluentes dos dejetos suínos estão o nitrogênio (N), o fósforo (P) e alguns micro minerais, como o zinco (Zn) e o cobre (Cu). A ação deteriorante do nitrogênio no solo deve-se à sua transformação em nitrato. De acordo com Lee e Coulter (2004), em vários rios europeus o nitrogênio dos dejetos animais contribuiu com 40 e 60% da porcentagem total encontrada deste elemento químico, ao mesmo tempo em que se verifica uma correlação positiva entre a concentração de nitrato e nitrito nos rios e o nível de aplicação de nitrogênio no solo (fertilizantes e dejetos). Isso explica porque o índice de nitrogênio adicionado ao solo pelo uso de dejetos suínos como adubo, na Holanda, no início do século, alcançou o valor total de 90.000 toneladas/ano, tendo tal valor subido, posteriormente, para 450.000 toneladas/ano.

Oliveira (1993) comenta o fato do nitrato movimentar-se com facilidade pelo solo e apresentar alto índice de solubilidade na água. Graças a isso, o nitrogênio é capaz, também, de poluir o ambiente na forma de amônia, no fenômeno conhecido como “chuva ácida”.

O excesso de fósforo, assim como de nitrogênio e outros nutrientes favorece o desenvolvimento desordenado de algas. A decomposição destas algas consome o oxigênio dissolvido na água. Esta decomposição compromete o crescimento de espécies aquáticas, como peixes e crustáceos. O fósforo em excesso acumula-se no solo e só é dissolvido na água dos rios quando a capacidade de retenção deste pelo solo fica prejudicada.

No caso dos micro minerais, é sabido que níveis relativamente baixos de cobre podem causar a morte de peixes, algas e fungos. Oliveira (1993) cita o fato de níveis de cobre de 0,025 a 0,2 mg/L serem tolerados pelo organismo dos peixes. O zinco, por seu lado, pode comprometer o desenvolvimento destes e das algas.

Segundo Jelinek (1977) *apud* Oliveira (1993), a quantidade diária de dejetos produzida pelos suínos varia entre 4,9 e 8,5% de seu peso corporal. A maior parte deste volume vem da

urina, cujo volume depende da quantidade de água ingerida pelo animal. O mesmo autor sugeriu que para cada litro de água consumido pelo suíno ocorre uma produção de 0,6 litro de dejetos líquidos. Mostrou também que as diferentes fases de produção dos suínos interferem nas quantidades absolutas de dejetos produzidos.

Existe uma quantidade elevada de fósforo nos dejetos de suínos. Dessa forma, a constante aplicação deste material orgânico no solo, a pretexto de adubação, acaba saturando a capacidade de absorção do solo, com a conseqüente carreação do fósforo excessivo para as águas circunvizinhas, devido à lixiviação e erosão pluvial ou eólica.

Como forma de demonstrar a existência de limites na absorção de fósforo por parte do solo, Seganfredo (2000) apresentou um cálculo do número de anos necessários para que sejam atingidos os índices de 25% e 100% de saturação de fósforo até as profundidades de 20 cm e 2 m.

Para que tais cálculos fossem considerados adequados, Seganfredo (2000) estabeleceu certos parâmetros:

- a) O experimento tomou por base as terras da região dos Cerrados, onde ocorrem, em geral, apenas duas safras agrícolas anuais;
- b) A quantidade de dejetos considerada economicamente correta para os Cerrados é de 45 a 135 m³/ha;
- c) A cada safra as plantas retirariam do solo cerca de 54 kg/ha de fósforo (P₂O₅);
- d) A primeira aplicação de dejetos aconteceria quando o solo ainda tivesse pouco fósforo acumulado e, finalmente;
- e) A capacidade de retenção de fósforo de muitos solos de Cerrado encontra-se entre 824 e 6.880 kg/ha de fósforo (P₂O₅) para cada 20 cm de profundidade.

Naturalmente existiram outras variáveis, como o tipo de planta presente no solo estudado ou os índices de fósforo adicionados ou acumulados em tal solo. De qualquer forma, a conclusão

do estudo é que num terreno com grande capacidade de absorção de fósforo seriam necessários 546 anos para esgotar a capacidade de 10 camadas com 20 cm de solo cada, considerando-se apenas uma safra, e uma aplicação de 45 m³ de dejetos por ano. Entretanto, quando se projetam duas safras anuais e aplicação de 135 m³/ha de dejetos a saturação chegaria em apenas 71 anos.

Uma observação ligeira destes dados pode levar a uma ideia errônea de que o período de tempo necessário para saturação é bastante dilatado. Nada mais enganoso, porém. Os números da projeção de Seganfredo (2000) certamente tomariam proporções alarmantes, se o solo analisado fosse um que apresenta menor capacidade de saturação por fósforo. Não se deve esquecer, também, que em determinadas regiões do Brasil o número de safras chega a quatro anuais. E, por último, mas não menos alarmante, o autor não especificou o tipo de dejetos animal utilizado na pesquisa e nem o tipo de planta presente em tais solos. Uma planta que apresente baixa capacidade de absorção de fósforo aceleraria, enormemente, a velocidade de saturação do solo por este elemento químico.

Pelos dados apresentados até o momento, percebe-se a importância de se dar um destino apropriado aos dejetos de suínos, como forma de evitar que a capacidade produtiva do solo fique comprometida por este material orgânico.

Poluição das águas

Não há como negar que a preocupação dos ambientalistas com os dados alarmantes fornecidos pelos satélites artificiais, acerca da destruição de grandes áreas de florestas e de cerrados nas regiões Norte e Centro-Oeste seja compreensível. Tal destruição, causada pela ação criminosa de madeireiros e agropecuaristas, bem como a poluição de rios por metais pesados utilizados nos garimpos clandestinos representam uma grande ameaça ao ambiente dessas regiões e provocam grande repercussão junto aos meios de comunicação de massa.

Curiosamente, outro tipo de devastação, tanto ou mais grave ainda, ocorre de forma insidiosa, silenciosa, sem quase chamar a

atenção: a atividade altamente poluidora de mananciais e fontes de água por parte da prática da suinocultura intensiva, presente de forma maciça na região Sul do País.

De acordo com dados de órgãos ligados à Secretaria Estadual da Agricultura de Santa Catarina, o rebanho de 4 (quatro) milhões de suínos do Estado produz, anualmente, o equivalente a 10 milhões de metros cúbicos de dejetos. Com um volume tal de dejetos seria possível, nas palavras de Gnigler (2001), “encher uma vala imaginária, com 20 metros de largura e 1 metro de profundidade, ligando os dois extremos do território (Oeste–Leste) brasileiro”. Assim, embora seja a suinocultura uma atividade potencialmente poluidora, sujeita ao prévio licenciamento ambiental (art. 60 da Lei 9.605/95), o que se verifica na prática é que ainda prevalecem as propriedades rurais com instalações inadequadas para o manejo e destinação final dos dejetos suínos.

Uma das razões para que a suinocultura seja, no geral, tão poluidora, reside no fato de uma das formas mais utilizadas para tentar minimizar o impacto dos dejetos no ambiente, as bioesterqueiras ou câmaras de fermentação usadas na tentativa de depurar os dejetos e transformá-los em adubo orgânico, não passam, normalmente, de simples valas abertas no solo, revestidas de lona plástica resistente, onde os efluentes permanecem em depósito a céu aberto, exalando maus odores e causando muitos transtornos, como a proliferação de moscas e ratos. Outra razão diz respeito à conformação topográfica do terreno, o que muitas vezes dificulta a incorporação dos dejetos ao solo, sendo os mesmos carregados facilmente das encostas para os mananciais d'água.

Gnigler (2001) alerta para outros fatores, como a prevalência do minifúndio. Neste tipo de propriedade, as benfeitorias, originariamente, foram implantadas sem planejamento, sendo as pocilgas erguidas próximas às fontes de água.

Ao produtor custa compreender que é sua responsabilidade produzir sem provocar a degradação ambiental.

Dessa forma, cabe ao suinocultor dar destinação adequada aos efluentes produzidos dentro dos limites de sua propriedade.

Contaminação dos suínos

Segundo o estudo feito por Nishi *et. al* (2000), as formas de manejo, principalmente na limpeza das baias de confinamento dos suínos, pode trazer problemas para a saúde dos animais e consequentemente para os consumidores dessas carnes. Esse estudo mostra duas formas de utilização das águas para lavagem das pocilgas em regime de criações de suínos confinados.

Os pesquisadores selecionaram 14 granjas suinícolas nos Estados de São Paulo (9) e Minas Gerais (5) utilizando sistema intensivo de criação.

No período peri-parto as porcas são higienizadas e acondicionadas em instalações individuais com piso ripado suspenso, onde permanecem com sua respectiva leitegada até o desmame dos leitões (três semanas de vida). Logo após o desmame, os leitões são reunidos em grupos de acordo com a idade e mantidos em instalações com piso ripado e suspenso. Ao atingir a idade aproximada de dez semanas de vida, os leitões são distribuídos em instalações de crescimento e engorda.

Para a fase de final de criação foram observados dois tipos distintos de instalações, ora contendo lâmina d'água ora instalações de piso sólido sem lâmina d'água.

Os resultados dos exames dos animais com idade superior a dez semanas de vida foram divididos em períodos quinzenais e em dois grupos distintos segundo o tipo de instalação em que os animais eram mantidos (instalação com lâmina d'água e instalação com piso sólido, sem lâmina d'água).

A análise estatística dos resultados obtidos entre os diferentes manejos (com e sem lâmina d'água) mostrou haver associação entre a presença de lâmina d'água e parasitos *Strongyloidea*. Instalações contendo lâmina d'água são propícias à disseminação de agentes parasitológicos, quando essas são inadequadamente utilizadas. É importante verificar a vazão da água para que os dejetos sejam constantemente carregados do ambiente. Da mesma maneira, a frequência de limpeza das instalações com piso sólido por meio da remoção das fezes do ambiente é um fator determinante para a ocorrência destas parasitoses. A menor

frequência de ocorrência de helmintoses nos animais de menor idade pode ser explicada pela criação destes em locais com piso ripado e suspenso, onde os leitões têm contato mínimo com as fezes e à aplicação de anti-helmínticos nas matrizes gestantes.

Diretrizes para bom manejo da suinocultura

A bacia hidrográfica deve ser vista como base dos projetos durante a implantação de processos produtivos, respeitando a disponibilidade de seus recursos naturais, principalmente os hídricos (KUNZ, 2004). Com o aumento da demanda e a escassez de água limpa é necessário que os novos projetos desenvolvidos para novos criadouros devam primar pela:

- Minimização do uso da água nas instalações através de:
 - a) Desvio das águas pluviais com o uso de calhas, aumento dos beirais e drenagem;
 - b) Adequação da rede hidráulica e escolha dos bebedouros;
 - c) Dimensionamento do sistema hidráulico de forma a manter a vazão e a pressão da água uniforme em todos os bebedouros.
- Avaliação das áreas de maior risco de poluição gerando mapas que podem ser utilizados para evitar riscos de acidentes.
- Atenção as Legislações Estaduais e Municipais:
 - a) LP (Licença Prévia), que determina a possibilidade de instalação do empreendimento em determinado local;
 - b) LI (Licença de Instalação), que faz a análise do projeto quanto a conformidade com a legislação ambiental;
 - c) LO (Licença de Operação), que concede a licença de funcionamento após conferência do projeto executado com base na LI e prevê um plano de monitoramento.

- Minimização do volume de resíduos gerados, estabelecendo um programa de nutrição e manejo das rações que for mais adequado a sua área (tratamento, reaproveitamento dos resíduos, exportação para vizinhos, etc.).
- Avaliação e monitoramento adequado ao tipo de projeto.
- Criação de projetos de instalações que possam prever ampliações futuras e que levem em conta a legislação, o licenciamento e as mudanças no plano de nutrição.

É ideal que se faça um manejo voltado para a proteção ambiental visando reduzir a geração de resíduos. Esse pode ser alcançado através do manejo nutricional eficiente e do manejo da água na propriedade, diminuindo o potencial poluente dos resíduos (**Tabela 5**).

Tabela 5 - Características químicas e físicas dos dejetos (mg/L) produzidos em uma unidade de crescimento e terminação manejada em fossa de retenção, obtidos no Sistema de Produção de Suínos da Embrapa Suínos e Aves

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Média
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	11530	38448	25543
Sólidos Totais	12697	49432	22399
Sólidos Voláteis	8429	39024	16389
Sólidos Fixos	4268	10408	6010
Sólidos Sedimentares	220	850	429
Nitrogênio Total	1660	3710	2374
Fósforo Total	320	1180	578
Potássio Total	260	1140	536

Fonte: Silva F.C.M. (1996).

A **Tabela 5** mostra a variação dos componentes dos dejetos dos suínos, podemos notar que existe uma grande variação nesses parâmetros. É importante que o produtor consiga manter controle sobre o consumo de ração e água consumidos pelos animais e da água utilizada para lavagem das baias de forma a manter o efluente com características semelhantes facilitando o dimensionamento do sistema de tratamento.

Para que, por meio do manejo nutricional, possa haver uma melhora na produção, reduzindo o poder poluente dos dejetos e o custo de produção dos suínos, o produtor deve (MELO, 2001):

- Buscar o aumento da eficiência alimentar e da produtividade por matriz;
- Usar rações formuladas com base nos valores de disponibilidade de nutrientes dos alimentos, utilizando informações específicas dos suínos que estão sendo produzidos, especialmente quanto ao genótipo, sexo e consumo de ração;
- Utilizar dietas formuladas com maior precisão, evitando o acréscimo de mais nutrientes (margens de segurança) do que os animais necessitam;
- Empregar o conceito de alimentação em múltiplas fases e sexos separados;
- Evitar o uso de cobre como promotor de crescimento e reduzir ao máximo o uso de zinco no controle da diarreia;
- Aumentar o uso de fontes de nutrientes com maior disponibilidade;
- Utilizar enzimas nas dietas. Utilizar a restrição alimentar em suínos na fase de terminação.

O manejo da água na propriedade deve (DE ZEN, 2006):

- Evitar a utilização de lâmina d'água;
- Contemplar a remoção do dejetos via raspagem;
- Realizar manutenção periódica do sistema hidráulico;

- Reduzir a demanda de água no sistema através do reaproveitamento da água, servida aos suínos, para limpeza das instalações, evitando o contato com os animais.

A **Tabela 6** mostra a produção diária de dejetos de um suíno durante as várias fases de sua criação.

Tabela 6 - Produção média diária de dejetos nas diferentes fases dos suínos

Categoria de Suínos	Esterco* (kg/ animal/dia)	Esterco (+ urina kg/ animal/dia)	Dejetos líquidos (l/ animal/dia)
Suínos de 25-100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em Gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas em Lactação	6,40	18,00	27,00
Machos	3,00	6,00	9,00
Leitões desmamados	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

*Considerando esterco com cerca de 40% de matéria seca.

Fonte: Oliveira *et. al* (1993).

Disposição e tratamento dos dejetos de suínos

A produção de dejetos suínos, até meados da década de 70, não representava um fator muito preocupante, uma vez que a concentração de animais era relativamente pequena e o solo das propriedades tinha capacidade para absorver o volume de dejetos produzidos, utilizado na forma de adubo orgânico (IBGE, 2005).

A partir da segunda metade dos anos 70, a produção de suínos aumentou e, conseqüentemente, a de dejetos também. Com isso, a poluição de determinados mananciais de água brasileiros aumentou drasticamente. As águas atingidas pela emissão de efluentes das pocilgas perdem, em pouco tempo, a capacidade de manutenção da vida da fauna e flora aquáticas.

Levantamentos realizados pelo Serviço de Extensão Rural do Paraná mostraram que apenas 10 a 15% dos suinocultores paranaenses possuem sistemas para o tratamento ou aproveitamento dos dejetos e que cerca de 85% das fontes de água do meio rural das regiões produtoras estão contaminadas por coliformes fecais oriundos do lançamento dos dejetos suínos em cursos ou mananciais d'água. Um suíno adulto produz, em média, 0,27 m³ de dejetos líquidos por mês. O estado do Paraná apresenta uma produção diária de mais de 30.000 m³ de dejetos.

A incorporação dos dejetos de suínos ao solo contribui para a melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo, contribuindo para o aumento da produção e a produtividade agrícola. No entanto, a poluição na região produtora de suínos é alta, pois, enquanto para o esgoto doméstico o DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio) é de cerca de 200 mg/Litro, o DBO₅ dos dejetos suínos oscila entre 30.000 e 52.000 mg/L, ou seja, em torno de 260 vezes superior (LIMA, 2001).

É preciso evitar que um volume tão grande de dejetos continue a ser lançado nos mananciais d'água, uma vez que comprometem a qualidade de vida das populações rurais e urbanas e a sobrevivência da fauna e da flora.

Uma das possibilidades de remanejamento do esterco suíno reside na sua utilização como biofertilizante. Os dejetos de suínos podem ser usados na fertilização das lavouras, trazendo ganhos econômicos ao produtor rural, sem comprometer a qualidade do solo e do ambiente. Para isso, é fundamental a elaboração de um plano técnico de manejo e adubação, considerando a composição química dos dejetos, a área a ser utilizada, a fertilidade e tipo de solo e as exigências da cultura a ser implantada. É possível estimar a sua composição em nutrientes e calcular a dose adequada a ser aplicada para uma determinada cultura.

Para a aplicação dos dejetos devem ser utilizados equipamentos que permitam a distribuição da quantidade recomendada (MIRANDA; GOSMANN; ZARDO, 1992).

Embora todas estas medidas auxiliem na diminuição da contaminação dos rios por dejetos suínos, elas acabam se chocando com fatores restritivos importantes. Assim, a utilização de

dejetos puros (sem sofrer transformação anaeróbia) como adubo não pode ultrapassar o limite máximo de absorção do solo da propriedade rural.

Principais práticas de disposição

A falta de tratamento transformou-se na maior fonte poluidora dos mananciais de água onde existe produção (SOUSA, 1996).

Os dejetos de suínos devem ser considerados como um produto fertilizador. Eles devem, na maioria das vezes, passar por tratamento antes de serem lançados nos solos. E as quantidades excedentes, que não forem utilizadas nessa prática, também devem ser tratadas antes de serem lançadas nos cursos d'água.

Lançamento no solo

Os dejetos de suínos são considerados como um resíduo rico em nutrientes e como tal devem ser aproveitados, isto é, o produtor pode lançá-los no solo, na menor área possível e por um custo mais baixo. Oliveira *et. al* (1993) recomendam aplicação máxima de 160 kg NTK/ha/ano. Muitas vezes o produtor não dispõe de área suficiente para a absorção de toda a carga de nutrientes, aplicando assim uma dosagem grande no solo, enquanto os excedentes líquidos são lançados nos cursos d'água mais próximos, sem tratamento. Porém, essa prática, aceitável para o produtor, agride os interesses coletivos, pois causam problemas como: produção de maus odores, poluição das águas superficiais e subterrâneas, poluição dos solos, modificação do valor alimentar e sanitário das culturas, desenvolvimento de moscas, etc.

Na verdade, os dejetos de suínos constituem-se em um produto de valor econômico. Se por um lado eles contêm água que será utilizada pelas plantas, muito útil em períodos de seca, por outro lado eles possuem um valor fertilizante, que varia em função da alimentação dos animais e do tipo de produção. Seu valor comercial pode ser estimado em cerca de US\$ 5,00/m³ dejetos (BUSON *et. al*, 1977), ou US\$ 3,00/suíno de 85 kg,

quando transformados, industrialmente, em um composto granular (HILBERTS, 1990). Os dejetos “in natura” mostram-se como um fertilizante “desequilibrado” para assegurar nutrição adequada das plantas, logo o seu uso impõe a necessidade de complementos, variáveis segundo o tipo de solo e de cultura.

A disposição no solo pode, principalmente, representar uma economia com insumos agrícolas e com processos de tratamento dos dejetos e seria então um desperdício não utilizá-los como fertilizantes. No entanto, esse lançamento no solo deve levar em consideração a natureza do solo, das culturas (milho, trigo, etc.), do meio ambiente local, inclinação do terreno, proximidade de cursos d’água, zona urbana, etc. A poluição causada pelos odores pode ser sanada pelo lançamento em camadas mais profundas do solo de aditivos químicos ou biológicos, ou mesmo tratamentos biológicos preliminares. Também existe uma perda de Nitrogênio amoniacal por volatilização que, segundo Sevrin-Reyssac (1995), pode chegar até 50% da quantidade lançada no solo, causando poluição atmosférica.

A aplicação de dejetos de suínos em pastagem de braquiário pode levar a uma utilização de matéria seca e de proteína bruta até superior à obtida com a utilização de adubação química. A conclusão da pesquisa realizada pela médica veterinária Márcia Cristina Barnabé, citada em Adubos (2001), abre a possibilidade de grande parte dos resíduos extraídos das granjas suínas serem empregados nas pastagens do Estado, aumentando a produção de forragem, melhorando a qualidade do solo e diminuindo os transtornos ambientais que esse material pode causar. A **Figura 2** ilustra uma das formas de lançamento dos dejetos no solo, através de caminhão tanque.

Figura 2 - Distribuição de dejetos no solo



Fonte: Seganfredo (2005).

Piscicultura

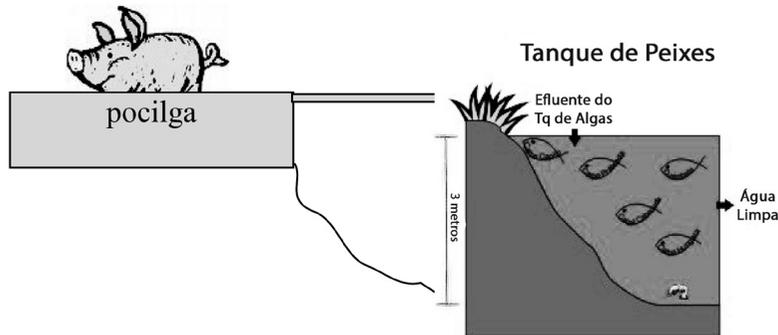
A disposição dos dejetos de suínos também pode ser feita em açudes de criação de peixes. Essa prática é muito utilizada nos países asiáticos (China, Tailândia e Vietnã) e na Europa desde a Idade Média. Os açudes são considerados os melhores locais para a disposição desses dejetos, estimulando o desenvolvimento do *fitoplâncton* dentro da cadeia alimentar. Os dejetos podem ser introduzidos diretamente das criações, quando estão situadas ao lado do açude ou removidas para estes através de meios mecânicos. De acordo com Sevrin-Reyssac (1995), o número de animais (suínos) por hectare de açude varia entre 100 a 80 cabeças, ou seja, um animal por 100 m², podendo atingir 120 a 250/ha. Nos açudes tradicionais, não aerados, esses valores devem ser de 40 animais/ha. Existem relatos de produção de peixes superiores a 1,5 toneladas/ha/ano, com valores máximos de 7 a 10 toneladas/ha/ano. No Estado de Santa Catarina, a Epagrin recomenda 60 cabeças/ha, em fase de terminação.

Hickling (1962) relata que algumas espécies de peixes podem alimentar-se de excrementos de animais domésticos, utilizando-os diretamente como alimento ou indiretamente como fertilizante do tanque.

O uso de dejetos de suínos na criação de tilápias vem proporcionando bons resultados, pois esses peixes assimilam parte da ração não digerida pelos suínos, além de aumentarem a produtividade de *plâncton* (BARBÉRIO; CASTAGNOLLI, 1986).

Apesar de contribuir para o aumento da produção piscícola, o fornecimento de matéria orgânica, quando de forma incorreta, pode ocasionar queda na qualidade da água e prejudicar a saúde dos animais e seres humanos, com a presença de patógenos indesejáveis, causando danos à produção, além de poluição dos recursos naturais (ZHOU *et. al* 1995). A **Figura 3** demonstra um esquema de como os dejetos dos suínos são utilizados na alimentação dos peixes.

Figura 3 - Uso dos dejetos na piscicultura



Fonte: Elaboração própria.

Armazenamento

Esterqueiras convencionais

O sistema de esterqueira consta de apenas uma câmara, preferencialmente revestida, a qual serve como unidade de estocagem, com tempo de retenção hidráulica previsto de 90 a 120 dias. Os dejetos frescos são conduzidos, em fluxo descendente, diretamente ao tanque. Gosmann (1997) acredita que, no sistema

de esterqueiras, as fases de digestão anaeróbia são simultâneas, mas dispersas em todo ambiente, com eficiência menor que a da bioesterqueira. O esvaziamento periódico pode causar mau funcionamento do sistema e afetar a qualidade do efluente. A **Figura 4** mostra uma esterqueira onde são lançados os dejetos de suínos após limpeza das baias.

Figura 4 - Esterqueira



Fonte: De Zen (2006).

As esterqueiras sem revestimento podem ser diretamente cavadas no solo, porém a possibilidade de infiltração é maior em solos arenosos. Neste caso, deve-se proceder ao revestimento com material impermeável. Já as esterqueiras com revestimento podem ter mais de um compartimento. Para um manejo eficaz são necessárias pelo menos duas câmaras. Os revestimentos mais comuns são pedras, argamassas e alvenaria de tijolos.

A esterqueira também é recomendada a agricultores usuários dos dejetos como fertilizantes, por apresentar a vantagem de menor custo de construção em relação à bioesterqueira. A grande dúvida, quanto à vantagem da esterqueira com relação à bioesterqueira, está na relação custo-benefício, além da questão ambiental.

Bioesterqueiras

No sistema de bioesterqueira - adaptado pela Epagri (1995) – o processamento dos dejetos realiza-se na forma de digestão anaeróbia. A bioesterqueira compreende uma câmara de fermentação anaeróbia, com capacidade para um tempo de detenção de 45 dias e de um depósito de dejetos, na sequência câmara de fermentação para mais 90 a 120 dias de armazenamento, perfazendo um tempo de retenção hidráulica de 135-165 dias. A câmara de fermentação deve ser dividida em dois compartimentos iguais e os dejetos frescos chegam pelo fundo do primeiro compartimento, passando ao depósito da bioesterqueira, a partir do fundo do segundo compartimento.

Recomenda-se, para a construção da câmara de fermentação, uma profundidade mínima de 2,5 metros, visto que a profundidade afeta a velocidade de decomposição. Então, em regiões de clima subtropical, quanto mais profunda for a câmara de fermentação, menor será a variação de temperatura. Além disso, deve-se ter uma relação de 1:3, isto é, para cada metro de largura na câmara de fermentação deve-se ter 3 m de comprimento. Os dejetos podem ser conduzidos por tubos de PVC que devem ter no mínimo 150 mm de diâmetro na entrada da câmara e as mesmas dimensões na saída do biofertilizante.

Desta maneira, o dimensionamento da esterqueira deve ser realizado da seguinte maneira: volume total (V_t) é resultado do volume de 120 dias ($V_{120\text{dias}}$) mais o volume de 12 dias ($V_{12\text{dias}}$), $V_t = V_{120\text{dias}} + V_{12\text{dias}}$.

Segundo Gosmann (1997), os resultados caracterizam a esterqueira e a bioesterqueira como formas de armazenamento e não de tratamento de dejetos de suínos. O autor observa que em ambos os processos há eliminação da carga tóxica, sendo preservado o valor fertilizante para a agricultura. Desta maneira, é interessante ao produtor o uso da esterqueira, porque apresenta um custo de implantação 20% menor em relação à bioesterqueira. Porém, na bioesterqueira, o tempo de retenção do material é de no mínimo 90 dias, enquanto na esterqueira o tempo mínimo de retenção se eleva para 132 dias.

Dada a semelhança dos dois sistemas, em eficiência na redução da matéria orgânica e na manutenção do poder fertilizante, o custo da esterqueira é 20% inferior ao da bioesterqueira. Deve-se, contudo, prever 10% a mais do seu volume para o inóculo ou biomassa remanescente, quando do esvaziamento.

Formas de tratamento

Compostagem

A compostagem é um processo que concentra os elementos fertilizantes no composto degradado, tornando mais fácil sua armazenagem e transporte para diversas zonas de cultivo. Existem diversos modos de se proceder a compostagem, mas a base do processo é a utilização de bactérias que transformam as substâncias orgânicas e o Nitrogênio amoniacal contidos nos dejetos em Nitratos e outros compostos fertilizantes de Fósforo e de Potássio, principalmente.

Os estercos de animais misturados com serragem de madeira (maravalha) ou restos de culturas, usadas como cama para os animais, devem ser tratados por compostagem para melhor aproveitamento do seu valor fertilizante, evitando-se com isto o desenvolvimento de moscas (OLIVEIRA *et. al* 1993).

Segundo Goulart (1997), os sistemas de compostagem de material retirado de camas de maravalha são mais produtivos que a simples armazenagem desse material sob lonas, em relação à quantidade de nutrientes retidos e ao tempo de degradação, produzindo um composto de boa qualidade, que pode ser lançado ao solo sem causar danos às sementes e ao próprio solo.

Kiehl (1985) propôs um sistema de preparação do composto orgânico a custos reduzidos. O autor relata que o composto pode ser feito manualmente, com o uso de pás ou gadanhos para o revolvimento da massa, ou de forma mecânica, utilizando máquinas agrícolas.

Tobias (1997) preparou um composto orgânico utilizando diversos tipos de piso (maravalha, casca de arroz, casca de café

e casca de amendoim) e o material é hidratado com uma proporção de 50% de água; misturadas e formadas leiras, essas foram cobertas utilizando-se lonas plásticas de cor preta, tipo terreiro e monitorada as temperaturas de hora em hora num período de 10 dias. A proposta é verificar o tempo de compostagem como agente eliminador de alguns patógenos toxi-infecciosos.

O processo de compostagem proposto por Tobias (1997) é viável como forma de tratamento para estabilizar a matéria orgânica e ao mesmo tempo eliminar alguns patógenos presentes na cama de frango.

A **Figura 5** mostra um sistema de compostagem em leiras. O composto gerado após o processo pode ser utilizado como adubo em diversas culturas agrícolas.

Figura 5 - Leiras de compostagem



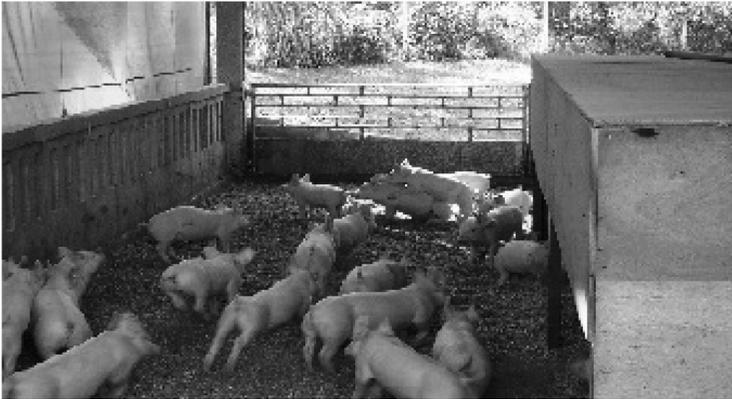
Fonte: De Zen (2006).

Sistemas de camas

O sistema de camas para criação de suínos é desenvolvido no extremo oriente e está se difundindo por toda a Europa. No Brasil, mais especificamente em Santa Catarina, é um método novo o qual ainda encontra-se em estudo. Este sistema consiste em manter os animais durante o período de engorda e terminação sobre um leito de maravalha ou outro material que possua

grande poder de embebição. Os dejetos em contato com a cama (leito) começam a sofrer um processo de fermentação. Este tipo de sistema, além de dar grande conforto aos animais, possibilita a completa eliminação dos dejetos líquidos que ficam retidos nestas camas. A **Figura 6** ilustra um sistema de criação utilizando camas.

Figura 6 - Sistemas de camas



Fonte: De Zen (2006).

Em estudo realizado por O'shea *et. al* (2000) na Austrália, utilizando 144 kg de N total ha⁻¹ aplicados via dejetos sólidos de suínos (cama sobreposta de palha de cereal) na cultura da cevada, a recuperação aparente do N aplicado é de 12%. A proximidade dos valores de recuperação do N no trabalho realizado na Austrália evidenciam o pequeno efeito imediato dos dejetos sólidos como fonte de N às culturas.

Segundo Goulart (1997) os sistemas de compostagem, de material retirado de camas de maravalha, são mais produtivos que a simples armazenagem desse material sob lonas, em relação à quantidade de nutrientes retidos e ao tempo de degradação. Produzindo um composto de boa qualidade, que pode ser lançado ao solo sem causar danos às sementes e ao próprio solo.

Canabarro (2003) aplicou na superfície do solo ou incorporados ao mesmo C e N da cama sobreposta dos dejetos líquidos de suínos. Os valores de N mineral não diferiram quanto à

forma de aplicação desses materiais orgânicos ao solo (superfície ou incorporado). Aos 80 dias a mineralização líquida de N nos tratamentos com cama sobreposta é de 51,8 mg de N kg⁻¹ de solo, indicando um potencial de mineralização do N orgânico de 17%. Nesse mesmo período a mineralização líquida de N para os dejetos líquidos variou de 16,1 mg de N kg⁻¹ de solo para os dejetos incorporados a 27,0 mg de N kg⁻¹ de solo para os dejetos em superfície. Tais valores representam um potencial de mineralização do N orgânico adicionado de 29,3% e 49,1%, respectivamente.

Biodigestão

Uma das técnicas utilizadas para o tratamento dos dejetos de suínos é a biodigestão, que além de diminuir o impacto causado pela emissão do dejetos *in-natura*, gera subprodutos que podem ser utilizados na própria propriedade.

Um biodigestor compõe-se, basicamente, de uma câmara fechada na qual uma biomassa (em geral detritos de animais) é fermentada anaerobiamente, isto é, sem a presença de O₂. Como resultado desta fermentação ocorre a liberação de biogás e a produção de biofertilizante. É possível, portanto, definir biodigestor como um aparelho destinado a conter a biomassa e seu produto: o biogás. Como definiu Barrera (1993), “o biodigestor, como toda grande ideia, é genial por sua simplicidade”.

Sua vantagem sobre as demais técnicas é que boa parte dos micro-organismos entéricos é eliminada durante o processo biológico, e tem se mostrado eficiente como alternativa empregada para a estabilização dos lodos provenientes dos tratamentos primários e secundários dos dejetos (TOBIAS, 2002). A **Tabela 7** mostra o tempo médio de retenção de efluentes em biodigestores para eliminação de micro-organismos.

Tabela 7 - Tempo de retenção em biodigestor para eliminação de micro-organismos

Organismo	Temperatura (°C)	Tempo de retenção (dias)	Morte (%)
Polivírus (polimielite)	35	2 dias	98,5
<i>Salmonella sp</i>	22-37	2-20 dias	82-96
<i>Salmonella typhosa</i>	22-37	6 dias	99
<i>Myc. Tuberculosis</i>	30	-	100
Ascaris	29	15	90
Cistos de parasitas	30	10	100

Fonte: Craveiro *et. al* (1992).

Existem vários tipos de biodigestor, mas, em geral, todos são compostos basicamente de duas partes: um recipiente (tanque) para abrigar e permitir a digestão da biomassa e o gasômetro (campânula) para armazenar o biogás.

Em relação ao abastecimento de biomassa, o biodigestor pode ser classificado como contínuo abastecimento diário desse produto, com descarga proporcional à entrada do mesmo, ou intermitente, quando utiliza sua capacidade máxima de armazenamento, retendo-o até a completa biodigestão. Então, retiram-se os restos da digestão e faz-se nova recarga. O modelo de abastecimento intermitente é mais indicado para utilização com materiais orgânicos de decomposição lenta e com longo período de produção (TOBIAS, 2002). Na **Figura 7** é apresentado um biodigestor para tratamento dos dejetos de suínos com geomembrana para o confinamento do biogás.

Figura 7 - Biodigestor com lona para confinar biogás



Fonte: De Zen (2006).

Sham (1984) avaliou, comparativamente, os balanços de carbono e de energia dos processos microbianos de digestão aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica.

Da avaliação realizada por Sham (1984) verifica-se que no processo anaeróbio 95% do carbono é transformado em biogás e que isso permite a recuperação de 90% da energia contida na matéria orgânica, ao passo que no processo aeróbio 50% do carbono e 60% da energia são usados na formação de novas células, o que não oferece a mesma vantagem, pois não contribui significativamente para a redução da massa de resíduos gerados.

Schoken Turrino *et. al* (1995) submeteram um composto de estrume bovino e água aos tempos de retenção de 20, 35 e 50 dias, no período de janeiro (verão) a julho (inverno). Verificaram a ausência de bactérias no efluente de reatores, quando o TDH é superior a 35 dias e que o TDH de 20 dias é insuficiente para destruir bactérias como *Escherichia coli* e *Staphylococcus aureus*.

Hiil e Prince (1983), estudando a dinâmica da produção de metano, concluíram que a grande variação cíclica de volume de dejetos produzidos pelos animais é prejudicial para o tratamento anaeróbio. Esses autores verificaram que em propriedades produtoras de frango, suíno ou bovino de corte, o crescimento

dos animais e, por conseguinte, o aumento do volume de dejetos produzidos pelos mesmos é prejudicial ao sistema de tratamento anaeróbio, uma vez que o aumento do volume de dejetos precisa ser acompanhado pelo aumento do TDH ou do reator. Contudo, nos sistemas produtivos de leite e de ovos isto não ocorre devido à constância na produção de dejetos; e o emprego da tecnologia de reatores anaeróbios fornece condições de tratamento dos dejetos com maior eficiência e de produção de energia em quantidade constante, que pode ser usada no sistema produtivo. Os autores também concluíram que é possível a elaboração de um bom projeto de reator, a partir do peso vivo dos animais para determinação do volume de dejetos a ser tratado.

Zhang *et. al* (1997), estudando um sistema de reator batelada sequencial para tratamento de dejetos de suínos, chegaram à conclusão que, para cada tipo de manejo das instalações, é necessária uma caracterização específica do funcionamento do reator.

A eficiência dos atuais reatores deve-se ao desenvolvimento do conhecimento do processo microbiológico da digestão anaeróbia. Essa eficiência pode ser aferida por diversas maneiras, como por exemplo: pela capacidade de redução de sólidos voláteis em determinado tempo, ou pela capacidade de produção de biogás em relação ao volume do reator. Essa eficiência depende, dentre outras coisas, das características do material a ser digerido e do controle das condições ideais de funcionamento do reator.

Conforme Arcuri (1986), algumas diferenças essenciais permitem agrupar os modelos de reatores em três categorias: batelada, contínuo e de alta taxa. O reator em batelada é o mais simples, constitui-se de uma câmara única de fermentação, onde o material a ser digerido permanece até o final da digestão. Possui, como principal vantagem, a simplicidade de construção e de operação; tem como desvantagem a produção variável de biogás, com um pico alguns dias após a carga, e decrescente até o final do ciclo da digestão.

O processo de digestão anaeróbia já é discutido há vários anos por diversos autores. Estudos mais aprofundados podem ser encontrados em: Metcalf (1991), Speece (1983), Prosab (1999) e Chernicharo (1996).

Qualidade do efluente do biodigestor com vistas ao reuso

Os resíduos que a digestão anaeróbia produz, tais como lodo, efluente líquido e biogás, não devem ser vistos como problema ou um simples material a ser desprezado. Mas como subprodutos, que se bem manejados, podem apresentar mais uma fonte de lucro para o produtor.

Biofertilizante (lodo)

O valor fertilizante do lodo deve ser avaliado quando for utilizado como condicionador de solo e é baseado no conteúdo de nitrogênio, fósforo e potássio. Entretanto, geralmente a quantidade de nutrientes do lodo é menor que a encontrada em fertilizantes comerciais (BENATTI, 2000). A **Tabela 8** abaixo compara a composição média de fertilizantes orgânicos e sintéticos.

Tabela 8 - Composição média de fertilizantes orgânicos e sintéticos

Identificação	Tipo	N(%)	P(%)	K(%)	Fonte
Aves	Orgânico	2,0	2,0	2,0	Ferreira, Andreoli e Jürgensen, 1999
Bovinos	Orgânico	0,3	1,2	0,1	Ferreira, Andreoli e Jürgensen, 1999
Suínos	Orgânico	2,0	2,5	12,0	Dalla Costa, 2004
Classic Safrinha 130	Sintético	13,0	17,0	17,0	www.serrana.com.br
Superfosfato Simples	Sintético	8,0	22,0	20,0	www.fertipar.com.br

Fonte: Elaboração própria.

No Paraná, o controle de despejos de resíduos de suínos em solos segue a legislação imposta pelo IAP (Instituto Ambiental do Paraná) Resolução Sema n° 031 (24/08/98).

Segundo o artigo 104 da resolução Sema nº 031 para a aplicação do resíduo na agricultura, o produtor deve seguir a recomendação de adubação para a cultura utilizada. Na **Tabela 9** são apresentados exemplos de culturas e os nutrientes exigidos.

Tabela 9 - Exigências minerais em cultivo agrícola

Culturas	Valores			Limites			(g/m ²)		
	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn
Arroz	12	2,1	7,9	3,2	3,3	-	2,7	-	-
Aveia	10	1,7	9,9	-	1,2	-	-	-	-
Cevada	5,8	1,2	5,0	1,3	0,7	4	24	4	26
Milho	17	3,5	17,5	2,7	3,9	10	190	30	16
Trigo	12,5	2,2	9,2	1,6	1,4	3,1	69	46	20
Cana-de-açúcar	13,2	0,8	11	1,3	1,9	0,5	313,2	156,6	48,6
Batata	20	0,8	22	5,2	1,7	2,8	21	2,4	-
Mandioca	25,3	2,8	25	4,2	2,9	-	-	-	-
Algodoeiro	8,4	0,8	6,6	6,1	1,3	5,9	169,1	13	6
Soja	30	4	11,5	7	3,5	10	170	60	20
Hortaliças	10	2,0	20	2,5	0,8	1,1	10	25	10
Oleaginosas	3,5	0,4	6,0	1,0	1,0	-	-	-	-
Cafeeiro	25,0	1,9	23,2	14,3	3,3	-	-	-	-
Frutíferas	14	2,4	12	15	2,4	-	-	-	-
Florestais	6	0,1	0,4	0,3	2,0	-	-	-	-
Gramíneas	30	4,7	35	10	6,7	60	960	312	144

Fonte: Malavolta, (1980).

Os metais comumente encontrados nos resíduos de suínos são: Cr, Cu e Zn. A **Tabela 10** mostra a concentração de metais obtidos após o processo de digestão anaeróbia.

Tabela 10 - Concentração média de metais pesados após o processo de biodigestão

Cu (g/Kg)	Fe (g/Kg)	Zn (g/Kg)	Mn (g/Kg)
0,77	0,93	1,10	0,04

Fonte: Dalla Costa, (2004).

As concentrações máximas de metais pesados admissíveis para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto estão descritas na **Tabela 11**.

Tabela 11 - Concentrações admissíveis de Metais Pesados

Elemento	Valores limites	Nos solos	Valores limites	Nos resíduos
	pH<7,0	pH>7,0	pH<7,0	pH>7,0
Cr	100	150	1000	1500
Zn	150	450	2500	4000
Cu	50	210	1000	1750

Fonte: IAP – Resolução Sema nº 031 (24/08/98).

Dados em: mg/Kg M.S

Pelos dados apresentados por Dalla Costa (2004), pode-se observar que as concentrações de metais pesados do lodo ficam abaixo dos valores permitidos pela legislação, podendo ser utilizado na agricultura.

No estado do Paraná, para fins de caracterização do perfil sanitário do lodo estabilizado, estão sendo estabelecidos os seguintes indicadores: ovos de helmintos (0,25 ovos viáveis/g M.S) e coliformes fecais ($1,03 \times 10^2$ UFC/g M.S) (IAP, Sema nº 031), sendo realizado o controle desses patogênicos. Os demais estarão

automaticamente em níveis admissíveis, não proporcionando risco ao usuário do produto e ao ambiente.

Em experimentos realizados por Dalla Costa (2004), a redução de coliformes totais é de 99,98%, em um tempo de operação de 40 dias, sendo considerado propício para o aproveitamento na agricultura.

Efluente Líquido

O controle de despejos de resíduos líquidos em corpos hídricos segue as legislações impostas pelo IAP Resolução Sema nº 031 (24/08/98) – Capítulo III Seção II – Art. 104 (disposições relativas a licenciamento e autorizações ambientais específicas dos empreendimentos de suinocultura) e pelo Conama (Conselho Nacional do Meio Ambiente), resolução nº 357/05 (condições de emissão). A **Tabela 12** apresenta valores limites dos parâmetros de lançamento de efluentes líquidos em corpos hídricos de classe 2, tendo por base as resoluções citadas.

Tabela 12 - Parâmetros permitidos para lançamento

	Valores limites
Parâmetros	Resolução Sema nº 031
DBO (mg O ₂ /L)	50
DQO (mg O ₂ /L)	125
Nitratos (mg NO ₃ /L)	10
Fósforo Total (mg P/L)	0,025
Parâmetros	Resolução Conama nº 357
Óleos e Graxas (mg/L)	50
Coliformes Termo Tolerantes (UFC/ml)	De acordo com a classificação do rio
pH	5 a 9
Cobre (mg/L)	1,0
Zinco (mg/L)	5,0
Manganês (mg/L)	1,0
Ferro (mg/L)	15

Fonte: IAP – nº 031 de 24 de agosto de 1998 e Conama – nº 357/05.

De acordo com os resultados obtidos por Tobias (2002), o efluente de suínos tratado com reatores anaeróbios não atinge os padrões para descarte estabelecidos pela resolução nº 031 da Sema e pelo Conama nº 357/05. Os parâmetros avaliados estão bem acima dos exigidos pelas resoluções, sendo assim, o descarte do efluente líquido pós digestão anaeróbia não deve ser efetuado em corpos d'água.

Para adequar os parâmetros dos efluentes tratados aos índices exigidos pela legislação, devem ser investigados processos integrados ao sistema de biodigestão anaeróbia para complementar o tratamento do sobrenadante (DALLA COSTA, 2004).

Biogás

Segundo Magalhães (1986), no processo de biodigestão anaeróbia de resíduos de suínos, o biogás gerado apresenta 55 a 65% de metano, 35 a 45% de dióxido de carbono, 0 a 3% de nitrogênio, 0 a 1% de gás sulfídrico.

Nos resultados encontrados por Dalla Costa (2004), o biogás produzido em experimento realizado na Universidade Estadual de Maringá, utilizando dejetos provenientes da suinocultura apresentou percentual final médio de 63% de metano.

Desta forma, o processo de biodigestão anaeróbia mostra-se viável, permitindo a obtenção de biogás com alto teor de metano.

Pós-tratamento dos efluentes da digestão anaeróbia

A baixa produção de sólidos, o baixo custo e a simplicidade operacional, dentre muitas características favoráveis dos processos de tratamento por digestão anaeróbia, aliada às condições ambientais do Brasil, onde há a predominância de elevadas temperaturas, têm contribuído para a colocação dos sistemas anaeróbios de tratamento de dejetos em posição de destaque.

Apesar das grandes vantagens, os reatores anaeróbios têm dificuldades em produzir um efluente que se enquadre nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Torna-se de grande importância,

portanto, o pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos. O principal papel do pós-tratamento é o de completar a remoção da matéria orgânica, bem como o de proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio (nutrientes e patogênicos) (CHERNICHARO, 1997).

Outro aspecto a considerar é que o efluente da digestão anaeróbia (biodigestores) possui ainda uma alta concentração de matéria orgânica solúvel ou insolúvel que requer tratamento antes de ser descartado (OLIVEIRA, 1993).

Leitos cultivados

Os leitos cultivados têm três funções básicas que os fazem ser um atrativo para o pós-tratamento de águas residuárias (CANO, 1998):

- Fixar fisicamente os contaminantes e a matéria orgânica nas plantas e superfície do leito;
- Utilizar e transformar os elementos contaminantes por intermédio dos micro-organismos presentes no leito;
- Atingir níveis de tratamento consistentes com baixo consumo de energia e baixa manutenção.

Os leitos proporcionam superfícies para a formação de películas bacterianas, facilitando a filtração e fixação dos componentes das águas residuárias, permite a oxigenação da água por meio das plantas aquáticas e controlam o crescimento das algas ao limitar a penetração de luz solar (CANO, 1998).

São leitos recheados com meio filtrante, em sua grande maioria pedra britada, que reproduzem áreas como alagados naturais ou várzeas, referindo-se a áreas inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas, de forma a manter condições para essas referidas saturações (USEPA, 1988). Leitos cultivados com taboa (*Typha sp.*) são demonstrados na **Figura 8**.

Figura 8 - Leitões cultivados com taboa



Fonte: Tobias (2002).

Para o processo de respiração das raízes, as plantas terrestres utilizam o oxigênio que fica nos poros do solo ocupados por gases atmosféricos. Se esses espaços forem ocupados por água livre de oxigênio dissolvido, as plantas terrestres ficam impossibilitadas de sobrevivência por não terem fonte de oxigênio para respiração das raízes.

As plantas dos alagados são aptas a ambientes mais hostis, onde normalmente outras plantas não sobrevivem, sendo assim um indicador da ocorrência dos alagados (KADLEC; KNIGHT, 1996). Essas plantas possuem estruturas físicas especializadas, transportando gases atmosféricos para as raízes através das folhas e caules, provendo assim o oxigênio necessário para respiração das raízes (HAMMER, 1997).

Nos alagados a diversidade biológica presente é muito grande, composta especialmente por uma variedade de micro-organismos, especialmente bactérias e fungos e uma diversidade de plantas.

Um grupo de bactérias alimenta-se de compostos orgânicos para o seu desenvolvimento, sintetizando moléculas orgânicas a partir do carbono inorgânico CO_2 .

Os fungos presentes nos alagados utilizam para o seu desenvolvimento a matéria orgânica degradada, reciclando o carbono e outros nutrientes (BORRERO, 1999).

Wood (1995) descreveu os alagados como sendo filtros biológicos de águas contaminadas através de ambientes aeróbios e anaeróbios, evapotranspiração e infiltração, removendo os poluentes de águas superficiais e subsuperficiais.

De acordo com Mansor (1998), os leitos cultivados podem ser classificados conforme o seu fluxo em:

a) Leitos Cultivados em Fluxo Superficial (FS);

Neste sistema a água flui a uma pequena profundidade entre 0,1 a 0,3 metros acima do meio suporte. É um sistema que requer uma área superficial maior. A lâmina d'água fica exposta, podendo ser um meio de desenvolvimento de insetos e uma fonte de contaminação por micro-organismos. O sistema consiste em canais ou algum tipo de barreira que pode ser o solo ou palha de arroz ou uma composição destes.

b) Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial (FSS);

Este sistema apresenta boa eficiência no tratamento primário de águas residuárias, eliminando odores e, de acordo com sua disposição, a lâmina d'água fica alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte, não permitindo que pessoas e animais tenham acesso à água e evitando a propagação de moscas.

Este sistema funciona como um filtro lento contendo brita, solo, palha de arroz ou outro meio de suporte para fixação das raízes das plantas aquáticas.

O líquido escoar por gravidade. Em geral, possui uma inclinação de 1%, na forma horizontal ou vertical, através de todo leito; isso permite um maior contato com organismos que vivem nestes ambientes.

c) Leitos Cultivados de Fluxo Vertical (FV);

Este tipo apresenta esta denominação, pois a direção predominante do fluxo é vertical, tendo o seu interior preenchido por brita ou areia e o nível d'água encontra-se abaixo do meio suporte.

Wolverton (1988) pesquisou o uso de tanque séptico associado com leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de casas isoladas, tornando o processo popular nos Estados Unidos.

Roston (1994) preparou um sistema para tratamento do esgoto doméstico de duas residências rurais numa fazenda americana. Usou como meio suporte britas de 4 a 6 cm de diâmetro, dois leitos cultivados com macrófitas e um sem cultivo; avaliou o afluente e efluente por um período de seis meses e concluiu que o sistema de leito cultivado com macrófitas é um conjunto eficiente e barato para tratar o esgoto doméstico de propriedades rurais.

No Brasil são poucos os trabalhos utilizando leitos cultivados com macrófitas. Mansor (1998) avaliou, por um período de seis meses de funcionamento, o desempenho dos leitos cultivados com macrófitas, obtendo uma redução média de DQO da ordem de 82,7%. Valentim (1999) propôs um sistema conjugado de reator compartimentado e leitos cultivados para tratar águas residuárias da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas - Feagri - Unicamp. Na sua avaliação o sistema mostrou boa eficiência.

Leito de taboas

Dentre esta diversidade de plantas aquáticas, a taboa tem sido descrita como um eficiente filtro biológico (MANSOR, 1998).

A taboa é uma planta perene, herbácea, ereta, fortemente rizomatosa, aquática e de terrenos pantanosos, caule mais ou menos cilíndrico, medindo 2 – 3 metros de altura, com reprodução por sementes ou por meio de rizomas. As folhas são ensiformes, esponjosas, espessas, lineares, de 2 a 3 metros de comprimento (LORENZI, 1981). A **Figura 9** demonstra o aspecto da planta (*Typha sp.*).

Figura 9 - Taboas (*Typha sp.*)



Fonte: Borreno, J. A. L. (1999).

É uma planta que pertencente à família *Typhaceae*, gênero *Typha* L. Syst, planta herbácea, paludosa ou lacruste, gráceis ou robustas, glabras rizomatosas. Caule ereto, simples e submerso na porção inferior. Folhas verdes, as radicais lineares ou estreitamente oblongo-lanceoladas, grossas e esponjosas e as caulinares poucas e curtas; pedúnculos eretos e indivisos. Reproduz-se por sementes e mais comumente através de vigorosos rizomas (BACCHI *et. al*, 1984). Correa (1978) descreve as taboas como plantas úteis ao Brasil. Os autores são unânimes em afirmar que é uma planta de utilidade na confecção de cestos e esteiras, isolante de calor e som (fibras dos caules). Por possuir um teor de proteína no seu rizoma igual ao do milho e de carboidrato igual ao da batata, a folha fornece excelente fibra para o fabrico de papel. E por possuir propriedades medicinais, sendo o rizoma adstringente, é diurético e emoliente.

A taboa é uma planta emersa que cresce nas margens de lagoas e represas, sendo muito frequente em brejos e pântanos. Ela ocorre em toda a América tropical e subtropical. Suas longas folhas, de coloração verde, são utilizadas para a manufatura de esteiras de dormir, cestas e muitos outros utensílios. Apresenta grandes espigas marrons formadas por frutos de fibra lanulosa. Dela se aproveita a paina para enchimento de almofadas. Seu caule, muito rico em amido, após ser moído e tratado produz um polvilho comestível.

Na Europa, Solano *et. al* (2004) estudou a eficiência dos leitos de raízes de fluxo subsuperficial no tratamento de efluentes domésticos, instalando uma pequena unidade ao lado da estação de tratamento da cidade de Soria, localizada na região central-norte da

Espanha. Utilizou-se a *Typha sp.* e *Phragmites sp.* Os resultados obtidos não mostraram variações entre as plantas, mas foram diferentes de acordo com a estação em que as amostras foram colhidas. Os estudos foram feitos em dois anos consecutivos. No primeiro ano, durante o verão, obteve-se uma redução média da DQO de 77%, enquanto no inverno a redução caiu para 66%. No segundo ano, os resultados de redução obtidos na redução da DQO foram: 77% na primavera; 82% no verão; 63% no outono e 59% no inverno.

Segundo Solano, os leitos de raízes têm certas vantagens sobre os sistemas convencionais: eles podem ser estabelecidos no mesmo local onde as águas residuárias são produzidas; podem ser mantidos por pessoal não totalmente treinado; tem baixo consumo de energia, sendo, portanto, um sistema de baixo custo. Estes leitos de raízes são também usualmente utilizados como tratamento secundário e terciário (SOLANO *apud* GREEN *et. al* 1996; STOBER *et. al* 1997; BILLORE *et. al* 1999; NERALLA *et. al* 1998).

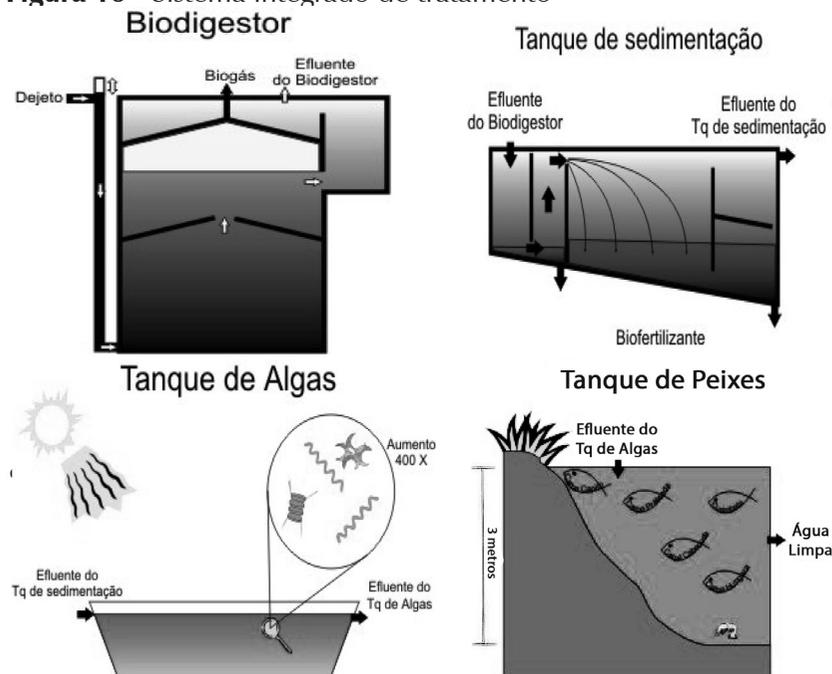
No Brasil, Hussar (2001) conseguiu com seus estudos uma redução média de 41,18% da DQO e de 43,92% de Sólidos Suspensos, na avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura.

Biossistema integrado

Define-se biossistema integrado como um sistema que procura a maximização das variáveis do desenvolvimento sustentável, aplicando métodos e técnicas que eliminem os resíduos produzidos em determinados processos produtivos, transformando-os em matérias primas úteis para outros processos de forma integrada (CHERNICHARO, 1997).

Um exemplo é a utilização dos dejetos da criação de bovinos, após o devido tratamento por lagoas de decantação, na alimentação de peixes e alevinos (peixes com poucos dias de nascimento), reduzindo ou evitando completamente a compra de ração para estes. Além disso, as algas criadas nos tanques de decantação podem ser empregadas na alimentação de peixes. A **Figura 10** ilustra um esquema de sistema integrado para o tratamento de dejetos de suínos.

Figura 10 - Sistema integrado de tratamento



Fonte: Tecpar (2009).

Outro processo pode ser composto por uma associação entre aquaponia e suinocultura, ao invés da piscicultura, o que ajuda a equacionar um dos mais graves problemas da criação de suínos: a disposição do grande volume de dejetos produzidos pelos animais.

A Marinha brasileira também desenvolveu um projeto de Biosistema Integrado conhecido como MPAB (Micro Posto de Piscicultura Acoplado a Biodigestor). O MPAB é uma pequena unidade de produção de alevinos, a nível comunitário, destinados a Piscicultura extensiva (em açudes, barragens, barreiros, lagos, lagoas, etc.) e intensiva (em tanques, viveiros, gaiolas, etc.), para colocar à disposição da comunidade um alimento de baixo custo e alto conteúdo proteico.

O tratamento de dejetos gerados pela suinocultura por meio do sistema integrado composto de um reator anaeróbico e leito de raízes de macrófitas pode-se constituir em uma tecnologia

alternativa de baixo custo de implantação e de manutenção para o tratamento desses efluentes.

O Brasil ainda não apresenta uma cultura de utilização de leitões cultivados, como tratamento de efluentes, nem tampouco de sistemas integrados de tratamento de resíduos. Estes sistemas são acessíveis, tanto técnica como economicamente e podem garantir um eficiente controle da poluição gerada pelas atividades da suinocultura, com a vantagem de agregar valor aos resíduos gerados.

As leis de crimes ambientais são severas e cada vez mais aumenta a fiscalização dos órgãos públicos em propriedades de pequeno e médio porte. Assim, a implantação de um sistema de tratamento eficaz, de baixo custo e fácil operação, pode auxiliar o pequeno produtor rural a se enquadrar nas normas fixadas pelos órgãos ambientais e tirar maior proveito de sua produção, sem causar danos ao ambiente.

Subprodutos gerados no sistema de tratamento dos resíduos de suínos

Biossólido

A matéria orgânica e os elementos fertilizantes (N, P, K e micronutrientes) têm papel fundamental na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo.

O Paraná possui um dos solos mais férteis do país, mas que sofreu por muitos anos a exploração predatória, sem os cuidados necessários de conservação e sem a devida reposição mineral e orgânica. Como consequência, alguns solos paranaenses apresentam sinais de depauperação, com baixa acentuada do teor de matéria orgânica, tornando o solo mais suscetível ao poder erosivo.

A erosão causa prejuízos diretos ao agricultor pela diminuição da capacidade de produção dos solos e impactos ambientais nos rios e lagos. Sarenson e Montaya (1989) estimaram que o rio Paraná, a montante de Itaipu, transporta 12,8 milhões de toneladas de sedimentos por ano, equivalente a 1.280 carretas carregadas de solo fértil, lançadas anualmente somente naquela bacia hidrográfica.

O uso do biofertilizante (biossólido) proveniente do processo de biodigestão pode contribuir para diminuir esse problema. A parte orgânica do biofertilizante pode aumentar o conteúdo de húmus que melhora a capacidade de armazenamento e de infiltração da água no solo, o que aumenta a resistência dos agregados, reduzindo a erosão. Os micronutrientes e macro nutrientes podem contribuir para reequilibrar o conteúdo mineral dos solos, aumentando o seu potencial de produção.

A relação C/N de um biossólido indica o grau de decomposição do mesmo. Para o esterco suíno uma relação C/N 18:1 indica um biofertilizante semidigerido, enquanto que o biofertilizante digerido apresenta relação C/N em torno de 10:1 (KIEHL, 1985).

Depois de passarem por um período de 30 a 60 dias no digestor, os dejetos de suínos decompostos apresentam alta qualidade para uso como fertilizante agrícola, devido principalmente aos seguintes aspectos (BARRERA, 1993):

- Diminuição no teor de carbono do material, pois a matéria orgânica ao ser digerida perde exclusivamente carbono na forma de CH_4 e CO_2 ;
- Aumento no teor de nitrogênio e demais nutrientes em consequência da perda do carbono;
- Diminuição na relação C/N da matéria orgânica, o que melhora as condições do material para fins agrícolas;
- Maiores facilidades de imobilização do biofertilizante pelos micro-organismos do solo, uma vez que o material já se encontra em grau avançado de decomposição, aumentando a eficiência do biofertilizante;
- Solubilização parcial de alguns nutrientes.

O Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural (Emater-PR), em testes controlados de uso de biofertilizante em pequenas propriedades, comparou áreas fertilizadas com biofertilizante associado a fertilizantes minerais com áreas adubadas apenas com fertilizantes minerais. As áreas onde são incorporadas o biofertilizante acusaram aumento de produção para milho, que variam de 30 a 77%.

Do ponto de vista financeiro, os experimentos do Instituto Agrônômico do Paraná (Iapar) mostraram que o retorno financeiro por real gasto com o biofertilizante pode chegar a ser quatro vezes maior do que o retorno financeiro gasto com adubo químico.

Como fator ambiental, a matéria orgânica melhora o estado da agregação das partículas do solo (BERNARDES, 1982), aumentando a infiltração e reduzindo, portanto, o escoamento superficial. A matéria orgânica é ainda responsável pelo aumento da capacidade de retenção de água (BARRETO, 1995) e incremento da atividade biológica (VOLPE, 1995), o que favorece o desenvolvimento vegetal.

Sobrenadante

Somente o processo de digestão anaeróbia não é suficiente para adequar a parte líquida (sobrenadante) aos padrões de lançamento previstos em lei, de forma a não causar malefícios aos rios e às diversas comunidades que dependem dele. Os valores para lançamentos dos dejetos já foram demonstrados na tabela .

Tais valores devem ser comparados com as resoluções Sema n° 031 do IAP (Instituto Ambiental do Paraná) e Conama n° 357, que determinam os padrões de qualidade dos efluentes para o lançamento em corpos d'água classe 2.

Devido às condições impróprias do sobrenadante para o lançamento em corpos d'água, leitos cultivados foram utilizados como pós-tratamento dos efluentes tratados pelo processo de biodigestão.

O reator anaeróbio de baixa carga, seguido de leitos cultivados com macrófitas no tratamento do efluente da granja de suínos, mostra-se eficaz na remoção da DQO, com valores que variaram de 78,33% a 97,60%, numa média de 87,9% (TOBIAS, 2002).

Quanto à redução de macro e micronutrientes, o efluente apresenta concentrações altas para seu lançamento no ambiente, merecendo estudos, pesquisas ou aprimorando o sistema para que a redução desses elementos seja mais eficiente, com melhor destino e aproveitamento deste efluente, deixando assim de ser uma fonte poluidora, constituindo-se em um elemento de utilidade para agricultura, transformando-se em economia para o agricultor.

A utilização do sobrenadante deve ser estudada de forma a viabilizar possíveis utilizações na propriedade, como, por exemplo, irrigação de culturas ou na lavagem das pocilgas, levando assim a uma significativa diminuição de consumo de água e consequente diminuição na geração de resíduos.

Biogás

Barrera (1993) afirma que a quantidade de metano presente no biogás confere ao mesmo um poder calorífico que varia de 5.000 a 7.000 Kcal por metro cúbico. Esta variação ocorre em função da maior ou menor quantidade de metano existente no biogás.

Estando altamente purificado pode alcançar até 12.000 Kcal por metro cúbico. Assim, um metro cúbico de biogás equivale a 0,613 litro de gasolina; 0,579 litro de querosene; 0,553 litro de óleo diesel; 0,454 litro de gás de cozinha; 1,536 quilo de lenha; 0,790 litro de álcool hidratado; 1,428 kW de eletricidade.

Para se produzir um metro cúbico de biogás são necessários 12 kg de esterco suíno. O biogás, por ser extremamente inflamável, oferece condições para uso em fogão doméstico, combustível para motores de combustão interna, geladeiras, chocadeiras, secadores de grãos ou secadores diversos e geração de energia elétrica (BARRERA, 1993).

2. Montagem de sistema integrado para tratamento de resíduos da suinocultura

Neste capítulo está descrita a proposta metodológica para a construção e avaliação do sistema integrado de tratamento dos dejetos de suínos, envolvendo o uso do processo de digestão anaeróbia combinado com pós tratamento em leitos cultivados.

Este capítulo está estruturado em sete seções. Na primeira seção apresenta-se a metodologia para o diagnóstico das propriedades produtoras de suínos da região de Umuarama. Na segunda, apresenta-se a metodologia de montagem do sistema de tratamento. Os processos de operação do sistema construído são apresentados na terceira seção. A metodologia para proposta de modelagem matemática para facilitar a construção dos leitos é apresentada na quarta seção. Finalmente, na quinta e última seção, apresenta-se a metodologia de divulgação desse estudo para os produtores rurais.

Diagnóstico do manejo dos dejetos gerados pela suinocultura nas pequenas e médias propriedades

Foram feitas avaliações do número de propriedades suinícolas existentes na região de Umuarama e das formas de manejo utilizadas para a disposição e tratamento dos dejetos de acordo com a escala produtiva e os sistemas de produção praticados –

Unidade de ciclo completo (UCC), Unidade de produção de leitão (UPL) e Unidade de ciclo de terminação (UCT).

Um dos pontos de partida para o levantamento das formas de manejo dos dejetos é determinar o tamanho do plantel de uma propriedade. Para o estudo em questão, por não se tratar de um estudo focado em uma única propriedade, mas sim da unidade de produção que tipifique a região de Umuarama, fez-se necessário definir a forma de manejo predominante na região.

Neste sentido, foram utilizados dados de um levantamento feito pela Emater em parceria com a UEM no ano de 2007, para caracterizar as propriedades da região.

Foram levantadas informações sobre o número de animais das cidades da região, bem como as formas de tratamento e manejo dos dejetos de suínos da região.

Sistema integrado de tratamento

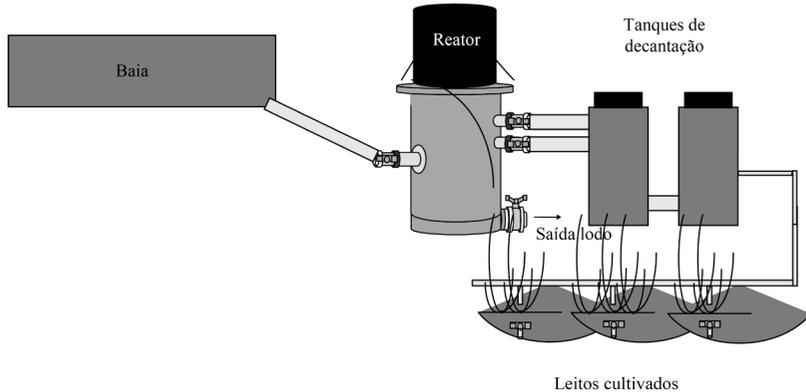
O sistema integrado para o tratamento dos dejetos de suínos, constituído de um reator anaeróbico de baixa carga e leitos cultivados, é construído na fazenda experimental de Iguatemi (UEM) próximo às pocilgas. Neste local, o sistema é operado durante 16 meses, de janeiro de 2006 a abril de 2007. Durante esse período o efluente era gerado nas pocilgas da fazenda experimental.

Depois desse período o sistema é transferido para o câmpus Regional de Umuarama, onde permaneceu em operação.

Durante o período de operação no câmpus de Umuarama, o efluente é coletado por meio de caminhão tanque em uma pocilga, com aproximadamente 100 matrizes, localizada na zona rural, próxima à estrada que liga o município de Umuarama a cidade de Maria Helena, e levado até o câmpus.

A **Figura 11** apresenta um esquema do sistema integrado de tratamento de dejetos de suínos implantado na Fazenda Experimental da UEM e no câmpus de Umuarama.

Figura 11- Esquema do Sistema Integrado de Tratamento de Dejetos de Suínos



Fonte: Elaboração própria.

Biodigestor

O reator anaeróbico (biodigestor) é projetado de acordo com os parâmetros de projetos citados por Barros e Campos (1992), Povinelli (1994), Nour (1996) e Valentim (1998).

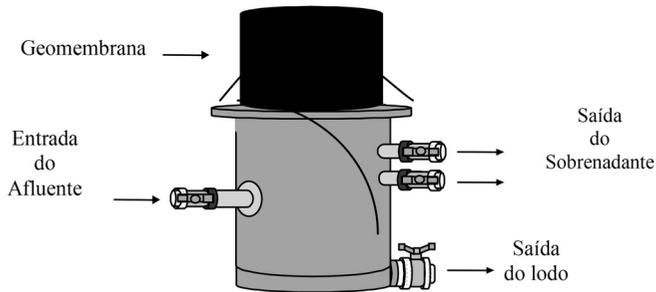
O volume total do reator é de 2,2 m³. O afluente era introduzido por uma tubulação de 75 mm de diâmetro vinda de uma caixa de passagem ligada à pocilga e conectada ao reator pela parte superior.

Adotou-se para construção a técnica de concreto armado pré-moldado, com 1,70 m de diâmetro e 1,00 m de profundidade. A forma circular é utilizada pelas facilidades que oferece na construção das armaduras, pela melhor distribuição das tensões externas que se concentram nos cantos retos de estruturas cúbicas e pela menor retenção de biomassa nas laterais do tanque. O fundo, para saída de lodo, é construído com declive em forma de cone, ligado a um tubo de 75 mm de diâmetro.

Para a retirada do sobrenadante e do lodo foram colocadas três saídas tubulares de PVC com 75mm diâmetro. Duas saídas foram colocadas a 60 cm e a 75 cm do solo, na lateral

oposta à entrada do afluente, para a saída do sobrenadante, e uma saída para o lodo no fundo do tanque. A **Figura 12** apresenta um esquema e uma fotografia do biodigestor de baixa carga utilizado.

Figura 12 – Biodigestor de baixa carga



Fonte: Elaboração própria.

O sobrenadante resultante do processo de biodigestão era armazenado em tambores de 200 L para sedimentação de partículas em suspensão que pudessem prejudicar o tratamento nos leitos cultivados obstruindo o meio filtrante, utilizados na sequência do processo de tratamento. O efluente era distribuído nos leitos através de tubos de PVC de 25 mm com furos em toda a sua extensão,

na parte que ficava sobre o leito, para uma distribuição uniforme do efluente a ser tratado. Após um período de sedimentação de três dias o sobrenadante era conduzido aos leitos cultivados.

Retenção e Medida do Biogás

Para a retenção do biogás produzido no reator era utilizada uma geomembrana com $2,5 \text{ m}^3$ de capacidade, fixada na parte superior do tanque por um anel metálico. Para a fixação da lona é construída uma canaleta com 30 cm de abertura em toda a borda superior do tanque (reator); esta canaleta também era utilizada como selo hídrico, para que fosse evitada a perda de gás.

A produção de gás era medida por meio de um gasômetro construído com tambores de polipropileno.

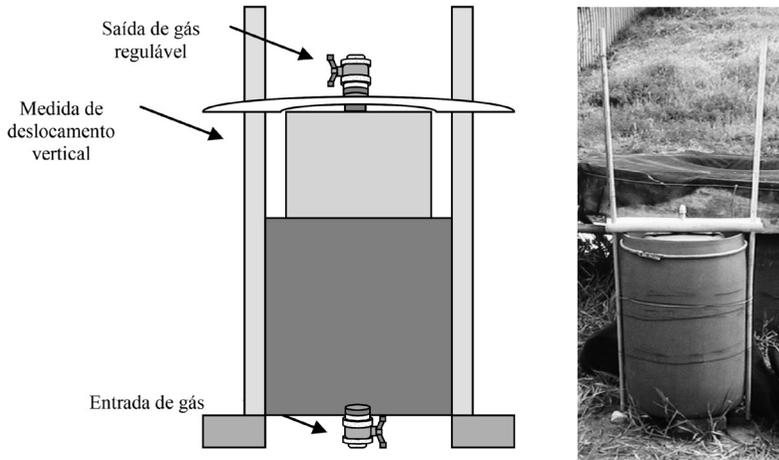
Para o gasômetro foram utilizados dois tambores, um de 200 litros para servir de base, com uma entrada para o gás em sua parte inferior; e um de 150 litros como câmara de gás, com saída de gás em sua parte superior.

O tambor menor, usado como uma campânula, deveria caber no interior do tambor maior, deixando entre eles uma folga de cerca de 0,5 cm.

A base, tambor de 200 L, era preenchida com água para servir de selo hídrico.

O tambor superior subia à medida que o gás se acumulava. A produção de gás era calculada pelo produto da seção transversal do tambor com a altura atingida pelo mesmo a partir do nível inicial. Era necessário que se considerasse o peso do tambor para os cálculos de pressão. A **Figura 13** apresenta um esquema do gasômetro.

Figura 13 - Gasômetro



Fonte: Elaboração própria.

Leitos Cultivados

Seis leitos cultivados de fluxo subsuperficial foram construídos utilizando-se tambores de polipropileno de alta resistência cortados ao meio. Para fixação das macrófitas foram utilizadas camadas sobrepostas de 10 cm de pedra britada, 10 cm de areia e 10 cm de pedra britada num total de 30 cm, compondo o meio filtrante no interior dos tambores. Tubulações de $\frac{3}{4}$ de diâmetro com furos nas laterais foram instaladas na parte superior dos tambores para distribuição uniforme do efluente do biodigestor.

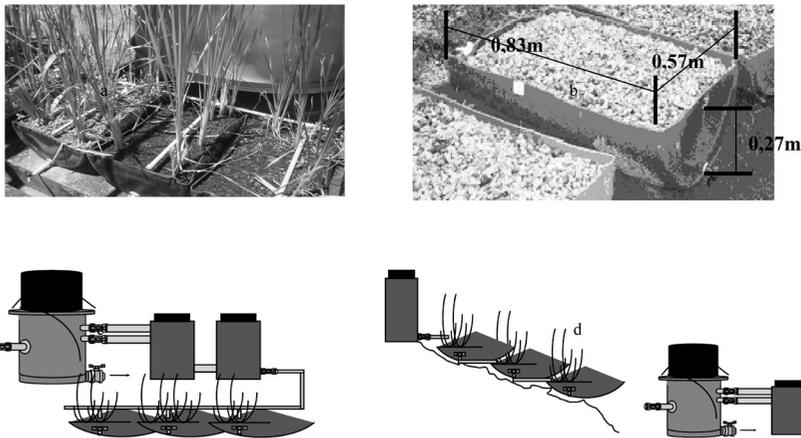
Após a construção dos leitos foram coletadas em lagoas da região e plantadas mudas de *Typha sp.* (taboa). Essas mudas foram cultivadas durante três meses com água limpa para que houvesse bom desenvolvimento, fixação e adaptação ao meio. Os leitos tinham uma capacidade volumétrica de 35 litros cada, a taxa de aplicação de efluente estimada é de $0,070 \text{ m}^3/\text{m}^2$ em regime de batelada.

Inicialmente os leitos foram dispostos lado-a-lado (em paralelo), operavam em batelada e recebiam o efluente do biodigestor (sobrenadante) que permanecia nos mesmos por 21 dias.

É também testada uma configuração em que o efluente era tratado de forma contínua (com os leitos dispostos em série). Os tambores eram ligados de forma que o efluente passava de um leito para o outro por gravidade. Cada leito tinha uma inclinação mínima, cerca de 1%, entre a entrada e a saída do efluente.

Amostras do efluente eram coletadas inicialmente, antes de passar pelos leitos, e a cada 3 dias. A **Figura 14** apresenta fotografias do leito com suas dimensões, bem como um esquema das duas configurações utilizadas.

Figura 14 - (a) Leitões cultivados; (b) dimensões do leito; (c) configuração em paralelo; (d) configuração em série



Fonte: Elaboração própria.

Operação do sistema integrado

Durante a operação do sistema integrado de tratamento foram realizados experimentos com tempos de operação variando entre 28 e 63 dias para o reator (biodigestor) e com tempo máximo de 21 dias para o leito cultivado.

Os tempos de operação do reator foram definidos com base em estudos de Dalla Costa (2004) sobre o processo de digestão anaeróbia.

A **Tabela 13** apresenta o delineamento dos experimentos realizados, com os tempos de operação do reator, bem como os tempos de retenção nos leitos cultivados operados em batelada e em fluxo contínuo.

Tabela 13 - Delineamento dos Experimentos

Experimentos	Tempo de Operação Reator	Tempo de Retenção Leitos Cultivados (Batelada) *	Tempo de Retenção Leitos Cultivados (Fluxo contínuo)**
Exp.1	28 dias	21 dias	
Exp. 2	63 dias	21 dias	
Exp. 3	28 dias	21 dias	
Exp. 4	63 dias	21 dias	
Exp. 5	28 dias	21 dias	10 dias
Exp. 6	63 dias	21 dias	10 dias

*em cada leito

**passando por 4 leitos

Fonte: Elaboração própria.

A eficiência do sistema de biodigestão na redução da concentração de poluentes é avaliada para dois diferentes tempos de operação do reator, 28 e 63 dias.

Para os leitos cultivados que operavam em batelada é adotado um tempo de retenção de 21 dias; para períodos maiores, o leito secava.

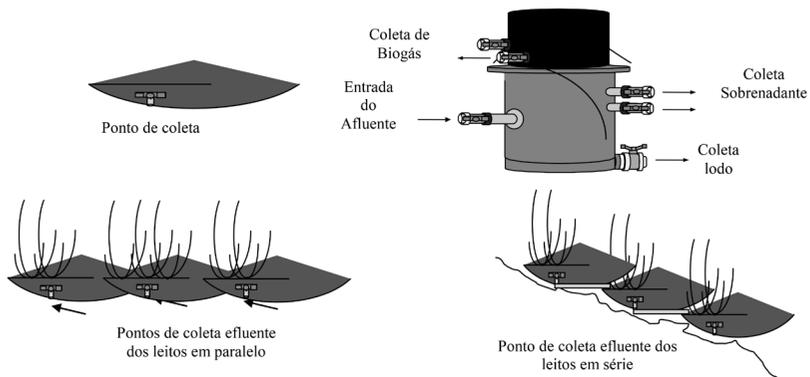
O tempo de retenção hidráulica do efluente nos leitos cultivados que operavam em fluxo contínuo é de 10 dias, por ter sido o tempo máximo de retenção conseguido para esse tipo de experimento.

Localização e Frequência de Amostragem

O acompanhamento do processo era feito por meio de análises físicas, químicas e biológicas em diversos pontos de amostragem.

A **Figura 15** identifica os pontos de amostragem.

Figura 15 – Pontos amostragem



Fonte: Elaboração própria.

Nos leitos que trabalhavam em batelada eram coletadas amostras de cada um dos seis leitos, mais a amostra do leito testemunha, para comparação entre os leitos cultivados e sem cultivo.

Nos quatro leitos que foram dispostos em série para o regime contínuo de tratamento eram coletadas amostras apenas no final de toda a série.

O acompanhamento do processo de tratamento era avaliado por meio das análises demonstradas na **Tabela 14**.

Tabela 14 – Parâmetros avaliados, frequência e método utilizado

Parâmetro analisado	Ponto de amostragem	Frequência de amostragem (biodigestor)	Frequência de amostragem (leitões)	Método (referência)
pH	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 3 dias	Cada 3 dias	pHmetro
DQO	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 7 dias	Cada 7 dias	APHA (1990)
Densidade real	- Entrada do Biodigestor	Caracterização do efluente		KIEHL (1985)
SST, SSF e SSV	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 7 dias	Cada 7 dias	Gravimétrico, APHA (1995)
Decantabilidade	- Entrada do Biodigestor	Caracterização do Efluente		APHA (1995)
Óleos e graxas	- Entrada do Biodigestor	Caracterização do Efluente		APHA (1995)
Alcalinidade	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 3 dias	Cada 3 dias	SILVA (1977)
Acidez volátil	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 3 dias	Cada 3 dias	SILVA (1977)
Proteína	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor	Cada 7 dias		LOWRY <i>et al.</i> (1955)

SISTEMA INTEGRADO PARA TRATAMENTO
DE RESÍDUOS GERADOS PELA SUINOCULTURA

Parâmetro analisado	Ponto de amostragem	Frequência de amostragem (biodigestor)	Frequência de amostragem (leitões)	Método (referência)
Umidade	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor	Cada 7 dias		KIEHL (1985)
Matéria orgânica	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor	Cada 7 dias		KIEHL (1985)
Resíduo mineral	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor	Cada 7 dias		KIEHL (1985)
Carbono orgânico	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor	Cada 7 dias		KIEHL (1985)
Nitrito e nitrato	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 7 dias	Cada 7 dias	HACH (1996)
Organismos Patogênicos	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Início e final do processo de biodigestão	Início e fim do tratamento	KIT 3M (1995)
Nitrogênio (Kjeldahl)	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 7 dias	Cada 7 dias	ADOLFO LUFT (1985)
Fósforo	- Entrada do biodigestor e pontos de coleta do biodigestor e leitões	Cada 7 dias	Cada 7 dias	MALAVOLTA (1997)

Fonte: Elaboração própria.

Avaliação do biogás

A produção de biogás era avaliada por meio de medidas no gasômetro.

A composição do biogás era determinada por meio de um cromatógrafo gasoso marca Variant 1420 (coluna Porapak Q de aço inox, 2m x 1/8 pol., 80/100 mesh).

O biogás é considerado uma mistura gasosa ideal, cuja equação volumétrica em estado ideal de temperatura, pressão e densidade (SANDLER, 1999) é :

$$V_T = \frac{nRT}{P} \text{ ou } V_T = \frac{RT}{P}$$

em que:

P = pressão;

n = n° de moles do gás

R = constante dos gases

T = Temperatura

O volume parcial de cada gás presente na mistura ideal é (SANDLER, 1999):

$$V_i = n_i V_T$$

Logo,

$$V_i = \frac{n_i RT}{P}$$

Visto que o nitrogênio e o oxigênio detectados na análise cromatográfica do gás são provenientes de contaminação pelo ar, a composição do gás é expressa em termos de metano, gás carbônico e gás sulfídrico.

Avaliação da capacidade fertilizante do lodo

A capacidade fertilizante do lodo gerado no processo de biodigestão é avaliada por meio de experimentos com a cultura de milho como fonte de nitrogênio.

Foram realizados experimentos comparativos utilizando a mistura cinza de palha de arroz com o lodo, cinza de palha de arroz com ureia e apenas cinza de palha de arroz (testemunha), misturados ao solo onde foram cultivadas sementes de milho. Os valores obtidos foram comparados com as dosagens necessárias de adubo químico para a mesma cultura.

Estes experimentos foram realizados no Centro de Ciências Agrárias da UEM, câmpus Regional de Umuarama, utilizando lodo produzido no quinto experimento.

Os experimentos foram realizados de forma aleatória, em 52 parcelas, cada uma composta de um vaso plástico, com capacidade para 5 litros, contendo 3 kg de solo e quantidades variadas de cinza de palha de arroz.

A cinza de palha de arroz é um resíduo abundante na cidade de Umuarama devido ao processamento de arroz em uma grande fábrica de alimentos. Este resíduo é utilizado em função da presença de fósforo e potássio e por não possuir quantidades de nitrogênio que a indicassem como condicionante de solo; a ureia e o lodo do processo de biodigestão foram utilizados para suprir esta deficiência. A **Tabela 15** apresenta o delineamento dos experimentos do cultivo do milho.

Tabela 15 - Delineamento dos experimentos do cultivo do milho

	Varição	Quantidade por vaso	Identificação do vaso				
Experimento 1 (sem cinza)	Testemunha	0 g	1	2	3	4	
	Ureia	0,55 g	5	6	7	8	
	Lodo	16mL	9	10	11	12	
Experimento 2 (com cinza)	Testemunha	64g	13	14	15	16	
	Ureia	0,55g + 64g de cinza	17	18	19	20	
	Lodo	16 mL + 64g de cinza	21	22	23	24	
Experimento 3 (com cinza)	Testemunha	168g	25	26	27	28	
	Ureia	0,55g + 168g de cinza	29	30	31	32	
	Lodo	16 mL + 168g de cinza	33	34	35	36	
Experimento 4 (com cinza)	Testemunha	240g	37	38	39	40	
	Ureia	0,55 g + 240g de cinza	41	42	43	44	
	Lodo	16 mL + 240g de cinza	45	46	47	48	
Adubo Comercial NPK		0,55-1,07-0,4	49	50	51	52	
Diâmetro do vaso : 17,5 cm							
Área : 0,024 m ²							
Indicações para a cultura do milho							
N : 100 Kg/ha (227kg ureia)							
P ₂ O : 80 kg/ha (444kg P ₂ O ₅)							
K ₂ O : 100 Kg/ha (166,7kg KCL)							
Fonte: Elaboração própria.							

No experimento 1 não é incorporada a cinza de palha de arroz em nenhum dos vasos. Os primeiros 4 vasos possuíam apenas solo e sementes de milho; os vasos 5, 6, 7 e 8 apresentavam ureia, solo e sementes de milho; os vasos 9, 10, 11 e 12 apresentavam lodo, solo e sementes de milho.

A partir do experimento 2 foram utilizadas cinza de palha de arroz pura e misturadas com ureia e lodo (quinto experimento). As quantidades de ureia e lodo do biodigestor não variaram, seguiram a recomendação da Embrapa para a utilização de quantidade de nitrogênio para cada hectare de solo, 100 Kg/ha, que equivalem a 227 Kg/ha de ureia e a 6666 litros/ha de lodo. A quantidade de lodo é estimada por meio de análises que determinaram a quantidade de nitrogênio presente no lodo pós-biodigestão. Desta forma, o que variou é apenas a quantidade de cinza de palha de arroz.

Os parâmetros de avaliação do uso dos fertilizantes foram as medições da altura da planta, diâmetro do caule e o peso fresco da parte aérea.

Avaliação da possibilidade de reuso do efluente dos leitões cultivados

A possibilidade de reuso do efluente tratado no sistema integrado de tratamento é avaliada por meio da comparação entre suas características finais, após o tratamento no sistema, e a da água de lavagem das pocilgas quando essa entra em contato com as fezes e urina dos animais confinados. Essa comparação é feita tomando por base o estudo desenvolvido por Nishi *et. al* (2000) que apresenta dois tipos distintos de formas de lavagem das instalações, ora contendo lâmina d'água, ora instalações de piso sólido sem lâmina d'água.

Essa comparação visou avaliar a possibilidade de uso do efluente tratado, principalmente levando em consideração as concentrações de patógenos.

Modelo matemático para dimensionamento dos leitos cultivados

O modelo matemático para dimensionamento dos leitos cultivados é elaborado baseado no modelo sugerido por Reed (1990) e em dados da *United States Environmental Protection Agency* (Usepa), com o objetivo de facilitar e melhorar a elaboração do projeto e construção dos leitos cultivados.

Para a elaboração deste modelo é levada em consideração as variações hidráulicas e térmicas, bem como a cinética da degradação da matéria orgânica que deve ser removida (em termos de DBO). O procedimento é usualmente iterativo e necessita da profundidade do leito e da temperatura para que sejam resolvidas as equações cinéticas. Desta maneira, pode-se prever a área do leito cultivado requerida para o tratamento.

Os cálculos foram realizados para um sistema com fluxo subsuperficial contínuo.

Os sistemas de leitos cultivados artificiais podem ser considerados como reatores biológicos e seu rendimento pode ser estimado por meio de uma equação cinética de primeira ordem fluxo a pistão para a remoção de DBO e nitrogênio.

Equação básica dos reatores de fluxo a pistão:

$$\frac{C_e}{C_0} = e^{-K_T t} \quad (1)$$

em que:

C_e = Concentração do poluente no efluente (mg/L);

C_0 = Concentração do poluente no afluente (mg/L);

K_T = Constante de reação de primeira ordem, dependente da temperatura (dia^{-1});

t = tempo de retenção hidráulica (dia).

O tempo de retenção hidráulica no leito pode ser calculado por meio da Equação 2:

$$t = \frac{LWyn}{Q} \quad (2)$$

onde:

L = largura do tanque onde será construído o leito (metro);

W = comprimento do tanque (metro);

y = profundidade do tanque (metros);

n = porosidade do leito (%);

Q = vazão média através do leito (m³/dia).

O projeto de construção do leito deve considerar que existem perdas de água por infiltração e por evapotranspiração e ganho de água por meio das chuvas. Devem ser levados em conta os registros históricos de precipitação de chuvas para cada mês de operação. Para esta previsão é necessário um cálculo preliminar da área ocupada pelo leito cultivado, podendo-se, desta forma, fazer uma estimativa da quantidade de água que entra e que sai do leito. Para o projeto preliminar, no início, considera-se a vazão de entrada e saída iguais. Assim, a vazão média para o projeto pode ser calculada por meio da Equação 3:

$$Q = \frac{Q_e + Q_0}{2} \quad (3)$$

Q_e = vazão de saída (m³/dia);

Q₀ = vazão de entrada (m³/dia).

Desta forma, é possível determinar a área ocupada pelo leito por meio da combinação das equações 1 e 2.

$$A_s = LW = \frac{Q \cdot \ln(C_0 / C_e)}{k_T \cdot yn} \quad (4)$$

em que:

A_s = Área superficial do leito (m²).

O valor de k_T das equações 1 e 4 dependem do tipo de poluente que se deseja eliminar e da temperatura.

Divulgação dos resultados e da tecnologia

Durante o desenvolvimento da pesquisa foram realizados cursos de atualização para os suinocultores da região, para disseminar a tecnologia utilizada no sistema integrado desenvolvido na pesquisa.

Os cursos visavam principalmente mostrar uma alternativa que fosse de custo relativamente baixo para minimizar o passivo ambiental causado pelo lançamento dos resíduos *in natura* no solo e cursos d'água.

Esses cursos foram montados em forma de palestras, com exposição de fotos do sistema de tratamento expostas por um projetor multimídia, e maquete que ilustrava o sistema de forma mais didática.

3.

Uso de sistema integrado para tratamento de dejetos da suinocultura para pequenas e médias propriedades

Diagnóstico do manejo dos dejetos gerados pela suinocultura nas pequenas e médias propriedades

A suinocultura é uma das atividades agropecuárias que vem se desenvolvendo em franca expansão. O Brasil já é o quarto maior exportador mundial de carne suína, ficando apenas atrás dos Estados Unidos, da União Europeia e do Canadá.

Apesar da grande produtividade, no Brasil muitas instalações para a criação dos suínos, principalmente na região sul, caracterizam-se como de pequeno porte ou de economia familiar. Muitas vezes essas propriedades rurais não possuem um manejo adequado das criações.

Dentro da região sul o estado do Paraná se destaca como um dos grandes produtores de suínos. A maioria das criações no estado é feita de forma integrada; essa forma de criação é feita por meio da parceria entre grandes empresas frigoríficas e os produtores de suínos. As empresas que processam a carne de suíno fornecem as matrizes, custeiam todas as vacinas, alimentação e os cuidados com o animal até a fase de abate e isso vem facilitando o manejo e os custos da criação. Além dessas vantagens, as empresas também pagam ao produtor pelos animais fornecidos, quando estes estão em época de abate. Desta forma, a maioria dos criadores tem optado pela criação integrada (61%), cedendo

suas instalações para as empresas e tendo menor prejuízo com as variações econômicas. O restante, cerca de 39%, prefere a produção independente, na qual o produtor é responsável por todo o manejo e pelo sistema produtivo da atividade.

Na região de Umuarama predomina a produção independente, com produtores de pequeno porte, principalmente devido à baixa industrialização da carne suína. Nas regiões onde predominam a produção integrada, com grandes plantéis, estão instalados os frigoríficos; no Estado do Paraná muitos deles estão localizados na cidade de Toledo e região. Apesar de possuir ainda poucos criadores, a região de Umuarama apresenta sinais de expansão na área.

Para o levantamento sobre a quantidade de suínos produzidos nessa região e sobre as formas de manejo dos dejetos gerados nessas propriedades é feita uma parceria entre a Universidade Estadual de Maringá - câmpus Regional de Umuarama e a Emater de Umuarama.

Suinocultura na região de Umuarama

A região de Umuarama está localizada no noroeste do estado. Conta com um total de 31 municípios, possui clima tropical temperado e é delimitada por três rios: Piqueri, Ivaí e rio do Peixe. Possui solo com características arenosas.

No Brasil, uma grande parte das granjas mais eficientes funcionam sob regime de administração familiar. Na região de Umuarama não é diferente, prevalecem granjas com mão de obra e administração familiar, sendo a maioria delas de pequeno porte (abaixo de 150 matrizes).

Em algumas propriedades prevalece também o sistema misto de produção de suínos, no qual existe mais de um tipo de criação e de produção agrícola. Este tipo de produção já é bem difundida. Neste sistema, um suinocultor produz os leitões com até aproximadamente 20kg e outro cria o animal até o peso de abate (sistema em 2 sítios).

Como a maior parte da carne dos animais abatidos na região é utilizada para consumo próprio e pequeno comércio, existe

uma preferência para abate de animais pequenos, entre 30 e 60kg de peso vivo.

A Tabela apresenta dados sobre o número efetivo do rebanho de suínos (cabeças) por cidade da região de Umuarama.

Tabela 16 - Número de cabeças de suínos por cidade da região de Umuarama

UF	Município	Cabeças
PR	Alto Piquiri	1.922
PR	Altônia	4.344
PR	Brasilândia do Sul	551
PR	Cafezal do Sul	1.035
PR	Cianorte	4.630
PR	Cidade Gaúcha	740
PR	Douradina	2.691
PR	Esperança Nova	3.470
PR	Francisco Alves	3.779
PR	Francisco Beltrão	99.000
PR	Guaporema	440
PR	Icaraíma	2.602
PR	Indianópolis	1.894
PR	Iporã	3.994
PR	Ivaté	2.437
PR	Japurá	462
PR	Jussara	820
PR	Maria Helena	1.708

UF	Município	Cabeças
PR	Mariluz	1.483
PR	Nova Olímpia	595
PR	Perobal	1.984
PR	Pérola	1.977
PR	São Jorge do Patrocínio	2.105
PR	São Manoel do Paraná	385
PR	São Tomé	550
PR	Tapejara	2.640
PR	Tapira	1.470
PR	Tuneiras do Oeste	2.070
PR	Umuarama	5.701
PR	Xambê	996
Total		158.475

Fonte: IBGE (2013).

Os resultados apresentados na **Tabela 16** mostram que, na região de Umuarama, uma grande parte dos municípios apresentam produção de pequeno porte, quando comparada com a produção de outros municípios do estado, como é o caso do município de Toledo, que, em média, apresenta um plantel de 368.380 cabeças.

Apesar da produção por município ser pequena, a soma de todas as cabeças da região gera um número significativo de suínos (64.846). Esse número de suínos produz uma quantidade elevada de dejetos, uma média de 6 kg/animal/dia, totalizando uma geração de 389.076 kg de dejetos dia.

Manejo dos dejetos

A quantidade de resíduos gerada, aliada às características do solo, clima e proximidade de recursos hídricos, faz como que a suinocultura na região de Umuarama tenha um grande potencial em gerar problemas ambientais graves, como poluição do solo e de recursos hídricos, se sua disposição e tratamento dos resíduos gerados não forem adequados.

Nesse sentido, é feito um levantamento na região a fim de fazer um diagnóstico sobre os tipos de tratamento e o destino que os produtores locais davam aos resíduos gerados na suinocultura. Este estudo é realizado pela Emater em conjunto com a UEM.

Os resultados deste estudo mostraram que a maioria dos suinocultores, 53%, utilizava a esterqueira como forma de tratamento. O segundo meio mais utilizado como forma de tratamento são as lagoas de chão batido, cerca de 37%. Cerca de 10% das propriedades faziam o lançamento dos resíduos diretamente nos corpos d'água, sem nenhum tratamento prévio.

É importante destacar, ainda, que em nenhuma das propriedades analisadas é detectado o uso de sistemas de tratamento como biodigestor ou bioesterqueira, nem o sistema de produção de camas.

As formas de manejo utilizadas pelos criadores não caracterizam tratamento prévio, mas simplesmente formas de armazenamento, caso da esterqueira. Esse tipo de armazenamento não melhora a qualidade do efluente gerado e se construído de forma inadequada pode servir como fonte de proliferação para vários vetores e organismos patogênicos.

Uma possível justificativa para esta falta de manejo adequado dos resíduos pode ser a falta de assistência aos suinocultores, identificada pela própria Emater em grande parte da região, principalmente pela falta de recursos humanos treinados para dar instruções aos pequenos criadores.

O Estado vem procurando minimizar a falta de assistência aos produtores ao longo dos anos, como mostram os resultados apresentados na **Tabela 17**.

Tabela 17 - Matrizes suínas alojadas no Paraná 2002 – 2006

Ano	Matrizes (cabeça)		
	com assistência	sem assistência	TOTAL
2002	300.000	68.000	368.000
2003	272.316	54.400	326.716
2004	256.970	48.960	305.930
2005	258.214	48.090	306.304
2006	284.470	38.000	322.470

Fonte: Abipecs, Abcs e Instituto Cepa.

Apesar da região apresentar deficiências quanto ao destino adequado dos dejetos das criações, o aumento da assistência técnica aos produtores pode contribuir para minimizar os impactos ambientais causados por esta atividade, uma vez que os técnicos além de fornecer assistência quanto ao sistema de produção, poderiam repassar aos produtores tecnologias que levem ao correto manejo dos resíduos.

O sistema de tratamento integrado para o tratamento de dejetos da suinocultura estudado neste trabalho visa oferecer uma alternativa para melhorar as condições de tratamento e disposição dos dejetos gerados nas pequenas propriedades da região.

Caracterização do resíduo

Os resíduos utilizados nos experimentos foram coletados nas baias de criação de porcos da Fazenda Experimental de Iguaçu (UEM), distrito do município de Maringá, e em uma granja de suínos no município de Umuarama.

Antes de serem submetidos ao tratamento, os resíduos foram caracterizados em relação a parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os resultados obtidos na caracterização estão apresentados na **Tabela 18**.

Tabela 18 - Caracterização físico-química e biológica dos resíduos

Parâmetro	Unidade	Exp. 1 07/01/2006	Exp. 2 20/02/2006	Exp. 3 15/04/2006	Exp. 4 29/06/2006	Exp. 5 10/10/2006	Exp. 6 03/04/2007
Densidade	g/L	1,00	1,00	1,01	1,03	1,01	0,98
pH		6,2	7,0	7,8	7,9	7,0	7,3
Alcalinidade	CaCO ₃ /L	831	1700	560	1736	2100	2800
Acidez Volátil	CH ₃ COOH/ mg/L	604	1106	334	1762	1760	2500
SST	mg/L	7.800	8.240	18.340	15.630	17.880	16.350
SSF	mg/L	1.750	2.420	3.300	4.503	3.956	3.639
SSV	mg/L	6.050	5.820	15.040	11.127	13.924	12.711
Umidade	%	97,0	98,1	96,4	98,3	92,5	96,5
MO _{total}	%	83,7	86,1	78,2	81,6	77,9	70,3
RM _{total}	%	16,3	13,9	21,8	18,4	22,1	29,7
Carbono Orgânico	%	46,5	47,8	43,7	39,8	41,3	44,3
DQO _{total}	mg de O ₂ /L	14.735	24.020	33.000	27.000	21.000	17453
DQO _{solúvel}	mg de O ₂ /L	4.400	3.190	17.500	22.541	10.547	7410
Proteína	mg/L	3.542	15.570	8.924	16.570	7.864	13899
Óleos e Graxas	mg/L	30,1	12,4	37,2	48,1	35,9	29,3
Decantabilidade	mL/L	300	830	620	535	680	621
Relação AV/AL		0,72	0,95	0,76	1,01	0,97	0,89
Nitrogênio(Kjeldahl)	%	1,6	1,4	1,2	1,5	1,6	1,2
Fósforo	g/Kg	2,33	2,30	1,80	2,10	1,90	2,50
Nitrato	mg/L	22,3	12,0	16,4	21	19,5	-
Nitrito	mg/L	1,4	0,7	0,9	1,3	1,1	-
Relação C:N		29:1	34:1	36:1	26:1	25:1	36:1
Coliformes	UFC/g	2,7x10 ⁶	2,5x10 ⁶	1,8x10 ⁶	4,6x10 ⁵	2,1 x10 ⁶	-
<i>Escherichia coli</i>	UFC/g	3,5x10 ⁶	4,1x10 ⁶	2,6x10 ⁶	3,7x10 ⁵	2,5x10 ⁶	-
Coliformes Totais	UFC/g	6,2x10 ⁶	6,6x10 ⁶	4,4x10 ⁶	8,3x10 ⁵	4,6x10 ⁶	-

Fonte: Elaboração própria.

Os resíduos utilizados nos experimentos 1, 2, 3 e 4 foram coletados diretamente da pocilga da Fazenda Experimental de Iguatemi – FEI – UEM, através de uma tubulação que ligava a pocilga ao biodigestor. Nos períodos de recarga do biodigestor, durante a lavagem das pocilgas, um registro era aberto coletando os resíduos provenientes da lavagem. Esses resíduos apresentaram valores de DQO variados, provavelmente devido a forma de manejo dos dejetos durante a limpeza das baias.

Os experimentos 5 e 6 foram realizados no câmpus avançado de Umuarama. Os resíduos coletados foram provenientes de uma granja particular. Apesar da diferença de localização os resíduos coletados não apresentaram diferenças significativas em relação aos coletados na FEI, Maringá.

As características dos resíduos de suínos podem variar de acordo com o período do ano, a temperatura e o clima, as condições nutricionais e de saúde dos animais, a água desperdiçada em bebedouros e/ou na limpeza utilizada.

A eficiência de qualquer processo biológico de tratamento está diretamente relacionada ao crescimento microbiano e esse, por sua vez, é afetado pela carga de matéria orgânica do resíduo, bem como pelas características físicas e químicas do ambiente. A digestão anaeróbia, por envolver uma relação simbiótica entre populações microbianas diferentes, requer um cuidado especial das condições ambientais, como requisitos nutricionais, pH, temperatura, alcalinidade e acidez volátil.

A atividade biológica da digestão anaeróbia é dependente da quantidade da carga de matéria orgânica. A porcentagem de matéria orgânica total dos dejetos variou de 77,9 a 86,1%, enquanto que a porcentagem de resíduo mineral total variou de 13,9 a 22,4%, indicando que uma grande porção dos sólidos é de natureza orgânica.

Os nutrientes requeridos para a digestão anaeróbia são o carbono, nitrogênio, hidrogênio e o fósforo. O teor de nitrogênio dos resíduos variou entre 1,2 e 1,6% e o de fósforo entre 1,8 e 2,5%.

Para atender as necessidades nutricionais dos organismos anaeróbios, a relação C/N considerada ideal deve estar entre 20 e 30:1 (HESS, 1980; KIEHL, 1985 e MAGALHÃES, 1986). A

relação C/N encontrada nos resíduos dos experimentos 2, 3 e 6 indicaram deficiências nutricionais destes resíduos. Para os demais experimentos 1, 4 e 5, os resíduos apresentavam respectivamente esta relação dentro da faixa considerada ideal para o processo de digestão (29:1, 26:1 e 25:1).

Apesar de alguns experimentos estarem com a relação C/N acima da faixa considerada ideal, não houve suplementação de nutrientes nestes experimentos durante o processo de digestão.

Os valores médios de pH no afluente variaram de 6,2 a 7,9. Segundo Lettinga (1994), a maioria dos sistemas de tratamento anaeróbio deve ser operada na faixa de pH entre 6,5 e 7,5, recomendando-se a manutenção de pH maior do que 6,2. Portanto, não houve necessidade de correção do pH do afluente para se iniciar o processo de digestão.

A alcalinidade é outro fator importante, pois mede a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio (capacidade de resistir às mudanças de pH: capacidade tampão), sendo originado naturalmente pela reação do CO₂ com a água (CO₂ oriundos da atmosfera ou resultante da decomposição da matéria orgânica). Os processos oxidativos tendem a consumir a alcalinidade, que se atingir baixos teores pode resultar em valores reduzidos de pH (VON SPERLING, 1996). Os dejetos utilizados apresentaram uma acidez volátil que variou entre 334 e 1760 mg CH₃COOH/L e uma alcalinidade entre 560 e 2100 mg de CaCO₃/L. Segundo Magalhães (1986), para um bom desenvolvimento do processo anaeróbio, a razão acidez volátil/alcalinidade (AV/AL) deve ter valores inferiores a 0,5. Nos resíduos utilizados essa razão variou entre 0,59 e 1,1, porém não foram tomadas medidas corretivas alcalinizantes.

Os dejetos apresentaram concentrações de óleos e graxas numa faixa de 12,4 a 48,1 mg/L. A fração de lipídeos é caracterizada por óleos, graxas, gorduras e ácidos graxos livres e que, juntamente com proteínas e carboidratos, compõem os principais compostos orgânicos de águas residuárias provenientes da suinocultura. De acordo com Fialho (1982), gorduras e óleos, bem como grãos, são fontes energéticas para os suínos, além de serem utilizados como melhoramento da palatabilidade e aglutinantes

misturados à alimentação animal, contribuindo com a quantidade de material graxo encontrado nos resíduos.

Avaliação do sistema de biodigestão anaeróbia e de leitos cultivados com taboa para o tratamento do resíduo da suinocultura

O sistema integrado, constituído de um reator de baixa carga e de leitos cultivados com taboa é avaliado em termos da qualidade do efluente líquido resultante bem como pelas características do lodo e do biogás resultantes do processo de digestão, por meio da determinação de parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Os resultados completos obtidos durante a operação do sistema para os sete experimentos realizados estão apresentados no apêndice.

Efluente Líquido do Biodigestor

O efluente líquido (sobrenadante) do processo de biodigestão anaeróbia, após os tempos de retenção de 28 e 63 dias, teve sua qualidade avaliada em termos da redução de DQO Total, micro-organismos patogênicos e nutrientes.

DQO

A **Tabela 19** apresenta os resultados da eficiência de redução de DQO Total no sistema de digestão anaeróbia dos sete experimentos. Nestes experimentos o tempo de operação do biodigestor variou entre 28 e 63 dias.

Tabela 19 - Redução de DQO Total (mgO_2/L) no biodigestor

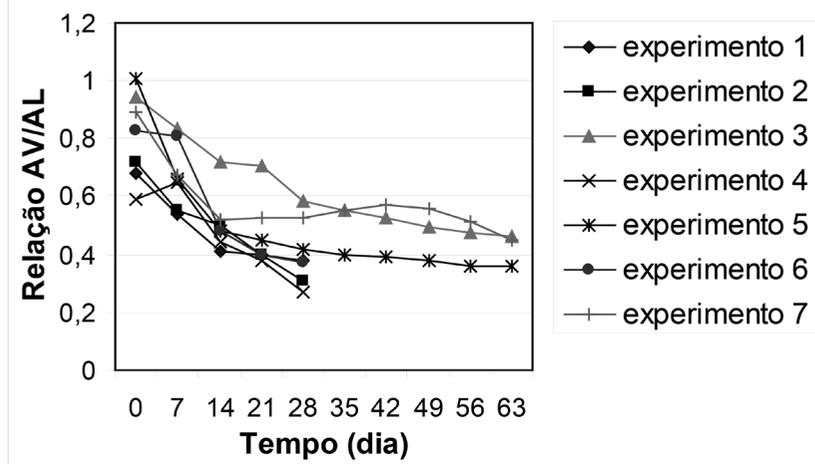
	Tempo de operação (dia)	DQO _{Entrada} (mgO_2/L)	DQO _{Saída} (mgO_2/L)	%Redução DQO
Experimento 1	28	14.735	2.325	84
Experimento 2	63	24.020	13.211	45
Experimento 3	28	33.000	9.900	70
Experimento 4	63	27.000	9.450	65
Experimento 5	28	21.000	8.400	60
Experimento 6	63	17.453	6.632	62

Fonte: Elaboração própria.

A eficiência de remoção de DQO Total dos experimentos variou entre 45 e 84%. Esta grande variação também é encontrada por outros pesquisadores que trabalharam com diferentes resíduos (CAMPUS, 1999; DALLA COSTA, 2004; POVINELLI, 1999).

Um fator importante no processo de digestão anaeróbia é a relação ácidos voláteis/alcalinidade (AV/AL). A **Figura 16** mostra a evolução da relação AV/AL durante a operação do reator de todos os experimentos. A relação entre alcalinidade total e ácidos voláteis do resíduo do primeiro experimento era de 0,72 e durante a operação do reator esta relação diminuiu, se estabilizando em torno de 0,3.

Figura 16 – Evolução da relação AV/AL no biodigestor



Fonte: Elaboração própria.

No experimento 2 a redução de DQO ficou bem abaixo dos demais experimentos. A relação AV/AL, que estava em 0,95 no início da operação, permaneceu sempre acima da considerada ideal, mesmo para 63 dias de operação do reator, podendo, desta forma, ter trazido instabilidade ao processo e baixa redução de DQO.

Outras hipóteses podem ser levantadas sobre este fato: a fase inicial de decomposição parte de uma alta relação C/N, de 34/1, para a qual a atividade microbiana pode estar baixa, uma vez que o valor considerado ideal para esta relação é 30/1 (HESS, 1980; KIEHL, 1985; MAGALHÃES, 1986).

A alta fração de sólidos fixos (inorgânicos) no efluente também pode ter contribuído para a baixa eficiência na remoção da DQO.

A **Tabela 20** permite comparar as diversas frações de sólidos presentes no resíduo que alimentava o biodigestor nos seis experimentos. A quantidade de SSV, comparada a quantidade de SST do experimento 2 é bem menor do que os demais experimentos, o que indica menor quantidade de compostos bioprocessáveis.

Tabela 20 - Valores de SST, SSV e SSF dos resíduos

Parâmetro	Experimento					
	1	2	3	4	5	6
SST (mg/L)	7.800	8.240	18.340	15.630	17.880	16.350
SSF (mg/L)	1.750	2.420	3.300	4.503	3.956	3.639
SSV (mg/L)	6.050	5.820	15.040	11.127	13.924	12.711
%SSF	22,4	29,4	18,0	28,8	22,1	22,3

Fonte: Elaboração própria.

A quantidade de sólidos sedimentáveis também é bem maior que nos demais experimentos. O tempo de retenção de 63 dias pode não ter sido suficiente para propiciar ao substrato condições necessárias para que se alcançasse um percentual maior de transformação de massa de DQO (PALMOWSHI e MULLER, 2000).

É importante salientar que apesar da elevada eficiência de remoção de DQO Total obtida em quase todos os experimentos, o sobrenadante retirado do biodigestor ainda apresentava alta concentração de matéria orgânica, não se enquadrando aos padrões legais de lançamento em cursos d'água classe dois (Conama 357/05).

Nitrogênio e Fósforo

As Tabelas 21 e 22 mostram a eficiência de remoção de nitrato e fósforo, respectivamente, no biodigestor.

Tabela 21 - Eficiência de remoção de nitrato

	Tempo de operação (dia)	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Redução (%)
Experimento 1	28	22,3	17,84	20
Experimento 2	63	12	7,33	39
Experimento 3	28	16,4	13,94	15

	Tempo de operação (dia)	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Redução (%)
Experimento 4	63	21	6,72	68
Experimento 5	28	19,5	11,3	42

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 22 - Eficiência de remoção de fósforo

	Tempo de operação (dias)	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Redução (%)
Experimento 1	28	2,61	1,9	27,20
Experimento 2	63	2,63	2,3	12,55
Experimento 3	28	2,85	2,8	1,75
Experimento 4	63	2,75	2,1	23,64
Experimento 5	28	2,84	2,9	-2,11
Experimento 6	63	2,32	2,5	-7,76

Fonte: Elaboração própria.

Conforme é possível observar nas Tabelas 21 e 22, os valores de Nitrato e Fósforo são bastante elevados no resíduo e as remoções não foram expressivas; a remoção de nitrato variou entre 16 e 68%, enquanto que a remoção máxima de fósforo é de 27,2%. A eficiência de remoção de nitrato (Apêndice) para os experimentos com tempo de operação de 28 dias é em média 15% e para os experimentos com 63 dias de operação de 50%. A remoção média de nitrito é de 40%.

De acordo com Von Sperling (1998), a baixa remoção de nutrientes é uma característica dos processos de biodigestão. Dalla Costa (2004), utilizando um reator anaeróbio de baixa carga para tratamento de dejetos de suínos, obteve resultados inexpressivos na redução de nitrogênio e fósforo. Nour (1996) avaliou desempenho de um reator anaeróbio compartimentado RAC e os resultados para as remoções de fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal foram pequenas. Povinelli (1994) pesquisou a partida e hidrodinâmica do reator anaeróbio

compartimentado. Ao final do processo não é constatada remoção considerável de nutrientes, como nitrogênio e fósforo.

Segundo a resolução IAP – Sema nº 031, legislação ambiental vigente, o limite de lançamento para fósforo total e nitratos em corpos hídricos é de 0,025 mg/L e 10 mg/L, respectivamente.

A ineficiente redução de nitrogênio e de fósforo do processo de biodigestão confirma a necessidade de pós-tratamento que proporcione uma redução adicional de nutrientes, de forma a adequar o efluente aos padrões de lançamento anteriormente mencionados.

Coliformes Fecais, *Escherichia coli* e Coliformes Totais

A presença de patogênicos é indesejada no efluente, quer pelos riscos às pessoas que o manipulam, quer pela sobrevivência destes micro-organismos caso este seja aplicado diretamente em culturas, podendo contaminá-las (FERREIRA; ANDREOLI; JÜRGENSEN, 1999).

As Tabelas 23, 24 e 25 apresentam a evolução das condições sanitárias do sobrenadante tratado no biodigestor, em termos de coliformes fecais, *Escherichia coli* e coliformes totais, durante o tempo de operação do biodigestor.

Tabela 23 - Evolução das condições sanitárias do sobrenadante - *Escherichia coli* (UFC/mL)

	Tempo de operação (dias)	Entrada UFC/mL	Saída UFC/mL	Redução (%)
Experimento 1	28	3,5x10 ⁶	3.800	99,98
Experimento 2	63	4,1x10 ⁶	60	99,99
Experimento 3	28	1,8 x10 ⁶	3.000	99,83
Experimento 4	63	4,6 x10 ⁵	30	99,99
Experimento 5	28	2,1 x10 ⁶	530	99,97
Experimento 6	63	3,9x10 ⁶	40	99,99

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 24 - Evolução das condições sanitárias do sobrenadante - Coliformes Fecais (UFC/mL)

	Tempo de operação (dias)	Entrada UFC/mL	Saída UFC/mL	Redução (%)
Experimento 1	28	2,7x10 ⁶	210	99,99
Experimento 2	63	2,5x10 ⁶	180	99,99
Experimento 3	28	2,6 x10 ⁶	720	99,97
Experimento 4	63	3,7 x10 ⁵	89	99,97
Experimento 5	28	2,5 x10 ⁶	270	99,98
Experimento 6	63	4,1x10 ⁶	1200	99,97

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 25 - Evolução das condições sanitárias do sobrenadante - Coliformes Totais (UFC/mL)

	Tempo de operação (dias)	Entrada UFC/mL	Saída UFC/mL	Redução (%)
Experimento 1	28	6,2x10 ⁶	590	99,99
Experimento 2	63	6,6x10 ⁶	240	99,99
Experimento 3	28	4,4 x10 ⁶	3700	99,91
Experimento 4	63	8,3 x10 ⁵	110	99,98
Experimento 5	28	4,6 x10 ⁶	800	99,98
Experimento 6	63	8,0x10 ⁶	160	99,99

Fonte: Elaboração própria.

O biodigestor mostrou-se eficiente na redução de micro-organismos indicadores de patogênicos. Verificou-se que o meio anaeróbio é uma importante forma de saneamento, como citado por Craveiro (1982).

Valentim (1999) obteve bons resultados na remoção de *E. Coli* no tanque séptico e Mansor (1998) descreve que os micro-organismos patogênicos nas águas residuárias são eliminados por meio de significativo decaimento natural e das condições ambientais desfavoráveis as quais esses micro-organismos são expostos.

No estado do Paraná, para fins de caracterização do perfil sanitário de efluentes estabilizados, o número de coliformes sugerido nas águas residuárias para lançamento em corpos hídricos, de acordo com a resolução Sema nº 031, varia de acordo com a classe do rio - Resolução Conama nº 357/05. Para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução Conama nº 274, de 2000. Para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termo tolerantes por 100 mililitros. Segundo a resolução Conama 357/05, *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termo tolerantes, de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente. Para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2.500 coliformes termo tolerantes por 100 mililitros. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1.000 coliformes termo tolerantes por 100 mililitros. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4.000 coliformes termo tolerantes por 100 mililitros.

Segundo a norma NBR 13969/97 sobre tanques sépticos, podem ser definidas as seguintes classificações e respectivos valores de parâmetros para efluentes, conforme o reuso:

- Classe 1: Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes: turbidez inferior a cinco, coliforme fecal inferior a 200 NMP/100 ml; sólidos dissolvidos totais inferior a 200 mg/L; pH entre 6,0 e 8,0; cloro residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L.
- Classe 2: lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes: turbidez inferior a cinco, coliforme fecal inferior a 500 NMP/100 ml, cloro residual superior a 0,5 mg/L.
- Classe 3: reuso nas descargas dos vasos sanitários: turbidez inferior a 10, coliformes fecais inferiores a 500 NMP/100 ml. Normalmente, as águas de enxágue das máquinas de lavar roupas satisfazem a este padrão, sendo necessário apenas uma cloração.

- Classe 4: reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual. Coliforme fecal inferior a 5 000 NMP/100 ml e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L. As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

Apesar da alta eficiência de redução de micro-organismos apresentada pelo processo de biodigestão, o efluente tratado ainda apresentou índices acima dos estabelecidos por lei para o lançamento, necessitando de um pós-tratamento ou desinfecção para sua utilização para fertirrigação ou descarte.

Efluente dos Leitos Cultivados com Taboa (Batelada)

O processo de tratamento anaeróbio de dejetos de suínos é bastante eficiente para a mineralização da matéria orgânica, no entanto, há nos reatores de baixa carga uma estratificação, restando ao final do processo um sobrenadante, cujas condições sanitárias não permitem sua disposição segura ou reutilização.

Nesse estudo foram utilizados leitos cultivados com macrófitas (Taboas) para a melhoria da qualidade deste sobrenadante, tanto para permitir seu lançamento, como para seu reaproveitamento na lavagem das pocilgas e irrigação.

Os resultados da avaliação da eficiência destes leitos cultivados, dispostos em paralelo, são apresentados a seguir.

Remoção de DQO

O sobrenadante do biodigestor, após o processo de digestão anaeróbia, passou pelo pós-tratamento nos leitos cultivados, onde permaneceu por um período de 21 dias. A **Tabela 26** apresenta os resultados da redução de DQO.

Tabela 26 - Redução de DQO no leito cultivado

	Tempo de operação (dia)	DQO _{Entrada} (mgO ₂ /L)	DQO _{Saída} (mgO ₂ /L)	%Redução DQO
Experimento 1	21	2.325	158	93,2
Experimento 2	21	13.211	1121	91,5
Experimento 3	21	9.900	394	96,0
Experimento 4	21	9.450	1652	82,5
Experimento 5	21	8.400	373	95,6
Experimento 6	21	6.632	220	96,7

Fonte: Elaboração própria.

Verifica-se que os leitos cultivados proporcionaram uma alta remoção de DQO do efluente, com uma redução média superior a 90%.

URBANC-BERCIC e BULC (1995) desenvolveram um sistema para tratar o efluente de um tanque séptico, composto por dois leitos cultivados, um preenchido com areia média e o outro com uma mistura de areia média e brita n.º 2, cultivados com *Phragmites australis*. A eficiência do sistema na redução da DQO é de 94,4% de 430 mg/L para 25 mg/L.

Wood (1995) realizou um experimento utilizando um leito de escoamento subsuperficial primário, seguido de filtro biológico para nitrificação, seguido de um leito com escoamento superficial para remoção de nitrato. Neste experimento é efetuada a recirculação de efluentes nas unidades de tratamento, com o objetivo de auxiliar a desnitrificação e o controle da alcalinidade durante a nitrificação. Como resultados do tratamento, obteve uma redução de 400 para 40 mg/L na DQO do efluente.

No Brasil são poucos os trabalhos utilizando leitos cultivados com macrófitas.

Sezerino e Philippi (2000) avaliaram um “*wetland*” construído de escoamento subsuperficial (área de 4m²; 0,7m de profundidade) instalado em uma propriedade rural em Florianópolis/SC. O leito era preenchido com meio suporte composto por camadas de casca de arroz, areia, brita e solo argiloso e cultivado com

capim roxo (*Echinochloa polystachya*). Operou como pós-tratamento de um tanque séptico de câmara única e sua vazão diária estimada era de 750L dia⁻¹. O sistema é avaliado durante 6 meses (janeiro a junho de 1999), apresentando uma redução de 87% na DQO de 336,46 mg/L para 43, 74 mg/L.

Mansor (1998) avaliou o desempenho de 4 (quatro) leitos cultivados de fluxo subsuperficial no tratamento de águas residuárias primárias (lagoa de estabilização). Dois leitos foram cultivados com *Typha dominguensis Pers.* e *Typha latifolia L.*, sendo um preenchido com brita n° 3 e outro com n° 4; outro leito é cultivado com *Elecharis fistusola*, utilizando-se como camada suporte a brita n° 3 e um leito testemunha preenchido com esta mesma brita. É aplicada uma taxa de 142,6 KgDQO/ha.dia nos leitos e os melhores resultados médios mensais na remoção dos poluentes foram obtidos com a brita de n° 3, com uma redução máxima de DQO de 82,7%.

Lima (1998) avaliou o desempenho de um sistema composto por um reator anaeróbio (UASB) seguido por três leitos cultivados com *Typha spp.*, dispostos em série, no tratamento de esgoto doméstico. Foram obtidas reduções de DQO de 900 mg/L para 650 mg/L (10 a 40%).

Hussar (2001) avaliou um sistema de tratamento de dejetos de suínos composto por um reator anaeróbio compartimentado associado a dois leitos cultivados com *Typha sp.*, tendo como meio suporte brita n° 3. A remoção média da DQO é de 1430 mg/L para 589 mg/L.

Grande parte dos trabalhos descritos anteriormente mostram o uso de sistemas integrados utilizados na remoção de poluentes de efluentes provenientes dos esgotos domésticos. Apesar das concentrações de DQO dos resíduos da suinocultura serem bem diferentes das do esgoto doméstico, através dos estudos mostrados anteriormente pode-se notar que as reduções de DQO são compatíveis com a do estudo em questão.

Verifica-se que apesar da grande redução da quantidade de DQO, o efluente final ainda não está em condições de lançamento em corpos hídricos, segundo a resolução IAP Sema n° 031, cujo padrão de lançamento é 125 mg/L. Uma alternativa para a

melhoria do efluente final seria uma composição em linha formada por leitos cultivados, onde o efluente passasse por mais de um leito (HUSSAR, 2001). Em alguns estudos como o de Hussar (2001), o efluente, após passar por uma sequência de dois leitos, teve sua capacidade poluidora reduzida. Os tempos de retenção podem ser aumentados para reduzir os índices de DQO. É importante salientar que sempre haverá concentrações de matéria orgânica devido a decomposição das macrófitas.

Remoção de Fósforo

A **Tabela 27** mostra a quantidade de fósforo total removida do efluente pela passagem nos leitos.

Tabela 27 - Eficiência de remoção de fósforo nos leitos cultivados

	Tempo de operação (dia)	Entrada P (mg/L)	Saída P (mg/L)	Redução (%)
Experimento 1	21	1,9	1,4	26,3
Experimento 2	21	2,3	1,9	17,3
Experimento 3	21	2,8	1,7	39,3
Experimento 4	21	2,1	2,1	0,0
Experimento 5	21	2,9	2,3	20,7
Experimento 6	21	2,4	2,7	-12,5

Fonte: Elaboração própria.

Analisando a Tabela 27, verifica-se que a redução de fósforo no sistema variou de 0 a cerca de 39%.

As médias da eficiência das remoções encontradas se aproximam às encontradas por Valentim (1999), as quais estiveram na faixa de 13 a 29%. Este autor comenta que a remoção de Fósforo é feita por processo de adsorção promovido pela matéria orgânica em decomposição, pela formação de compostos insolúveis com o ferro e manganês e pela retirada das plantas.

Essa baixa eficiência na remoção das já mencionadas formas de fósforo, provavelmente, foram decorrentes da fitotoxidez das macrófitas, bem como resultou dos processos de decomposição (KADLEC e KNIGHT, 1996) decorrentes da morte das folhas e das raízes das plantas, que incorporam fósforo ao meio. Constatou-se inclusive a elevação dos teores de fósforo em alguns testes, uma vez que alguns leitos apresentavam maior número de plantas, as quais se apresentavam com sua arquitetura foliar mais desenvolvida.

Alguns trabalhos desenvolvidos utilizando diversas configurações de leitos cultivados e sistemas integrados apresentam variações na remoção de fósforo entre 11% e 86,4% (VALENTIM, 1999; BRIX, 1987; JUWARKAR, 1995; SOUZA; BERNARDES, 1996; PHILIPPI *et. al*, 1998). Deve ser destacado o estudo de Mansor (1998), que obteve a maior remoção de fósforo dentre os estudos apresentados. A autora, utilizando leitos cultivados compostos com brita de nº 3 e cultivados com *Typha dominguensis Pers.* x *Typha latifolia L.*, durante um tempo de retenção médio de 2,5 dias, obteve resultados de até 86,4% na redução de fósforo.

O sistema de leitos cultivados subsuperficiais de fluxo vertical construídos por Brix (1987) obteve uma remoção de 11 a 83% de fosfato, com tempos de retenção de até 65 horas.

A remoção de fósforo pode ser devida a processos de adsorção pela matéria orgânica em decomposição, formação de compostos insolúveis com o ferro e manganês e por absorção pelas plantas.

As reações de adsorção e precipitação são as formas de remoção de fósforo nos efluentes quando ocorre o seu contato com um volume significativo de solo ou sedimentos. As reações do solo envolvem argila, óxido de ferro e alumínio, componentes de cálcio presente e pH do solo. Solos de textura muito fina, bem como de alto teor de argila, tendem a ter um alto potencial de adsorção, mas aumentam o tempo hidráulico de residência. Leitos de textura grosseira, como os de brita e a areia, têm baixa capacidade de adsorção do fósforo, porém, solos hidro mórficos, que são ácidos e orgânicos, têm um elevado potencial de adsorção devido à presença de ferro e alumínio (REED *et. al*, 1995).

Diante disto, a composição do meio suporte nos leitos cultivados de escoamento subsuperficial é importante no que diz respeito à remoção do fósforo pela adsorção. Materiais ricos em alumínio, ferro, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas podem ser empregados para melhorar este mecanismo de remoção (COOPER, 1993; KADLEC; KNIGHT, 1996). O leito cultivado construído nesse estudo teve como meio suporte para a fixação das macrófitas areia e pedra. Essa composição pode ser a responsável pelo baixo rendimento na remoção de fósforo. O meio suporte composto por areia e pedra tem baixo rendimento na retenção de fósforo quando comparado a outros tipos de solo.

A retirada de fósforo pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa-taxa e fluxo superficial quando a colheita da vegetação e a remoção são práticas rotineiras. Em caso de colheita, a remoção de fósforo pode representar de 20 a 30%. Se não for realizada a colheita, o fósforo volta para o sistema aquático devido ao decaimento natural da vegetação (REED *et al.*, 1995).

No experimento 6 pode-se notar um incremento na concentração final do efluente tratado. Esse aumento pode ser devido ao crescimento das macrófitas sem podas durante o processo de tratamento. O decaimento natural da vegetação pode ter contribuído para o aumento das concentrações de fósforo no efluente final.

Remoção de Nitrato

A Tabela 28 apresenta os resultados de remoção de nitrogênio (na forma de nitrato) pelos leitos cultivados.

Tabela 28 - Eficiência de remoção de nitrato nos leitos cultivados

	Tempo de operação (dia)	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Redução (%)
Experimento 1	21	17,8	11,2	37,1
Experimento 2	21	7,3	8,2	-12,1
Experimento 3	21	13,9	9,3	33,0
Experimento 4	21	6,2	7,3	-9,1

	Tempo de operação (dia)	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Redução (%)
Experimento 5	21	11,3	8,1	28,1

Fonte: Elaboração própria.

Os resultados apresentados na Tabela 28 mostram, como na remoção do fósforo, uma grande variação na eficiência dos leitos cultivados na remoção de nitrato.

Os resultados obtidos são semelhantes aos de Husar (2001) que obteve teores de redução de 37,71% em média. Urbanc-Bercic e Bulc (1995), utilizando leitos no tratamento de esgoto sanitário obtiveram para o nitrogênio na forma de nitrato uma redução de 75,5%. Wood (1995) realizou um experimento com esgoto doméstico utilizando um leito de escoamento subsuperficial primário, seguido de filtro biológico para nitrificação, seguido de um leito com escoamento superficial para remoção de nitrato. Como resultados do tratamento, obteve reduções com nitrato residual inferior a 5 mg/L.

Uma das possíveis explicações para o baixo rendimento dos leitos na remoção de nitrato pode ser a reduzida arquitetura foliar de algumas macrófitas, que não ultrapassavam os 50 cm de altura. Muitas plantas apresentaram sintomas de fitotoxidez nas folhas, as quais eram substituídas por um número reduzido de novas brotações.

A decomposição da biota na superfície do meio suporte dos leitos em contato com a atmosfera favorece a ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação, o que pode explicar o aumento de concentração de nitrato observado em alguns experimentos (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Nos leitos, as reduções de nitrato e sulfato ocorrem em ambientes anóxicos e em zonas moderadamente anaeróbias (MANSOR, 1998).

Segundo Borrero (1999), a melhor forma para remover o nitrogênio através dos leitos cultivados é a nitrificação biológica seguida pela desnitrificação. A nitrificação existe quando se têm condições aeróbicas, suficiente alcalinidade, temperatura adequada e que a maioria da DQO seja removida, para que os organis-

mos nitrificantes possam competir com os organismos heterótrofos pelo oxigênio disponível. Segundo este autor, a experiência demonstrou que a condição limitante para a nitrificação nos leitos cultivados depende da disponibilidade de oxigênio.

A disponibilidade de oxigênio está relacionada com a eficiência na transferência de oxigênio atmosférico nos leitos cultivados e com o alcance da penetração das raízes e a eficiência na transferência de oxigênio destas. Portanto, é de grande importância para uma boa eficiência no processo de nitrificação que na hora de projetar um sistema de leitos cultivados que o mesmo tenha uma profundidade igual à potencial penetração das raízes. O leito deve ser projetado para períodos maiores de retenção, para que após o decaimento da DQO seja provocada uma maior nitrificação (BORRERO, 1999).

A remoção de nitrato via desnitrificação biológica em leitos cultivados requer condições anóxicas, uma adequada fonte de carbono e condições adequadas de temperatura. A presença de condições anóxicas está quase garantida em muitos leitos cultivados. A temperatura da água depende do clima local e da estação, portanto, a disponibilidade de uma fonte adequada de carbono tende a ser o fator que controla o processo. Metano e outras fontes de carbono facilmente degradáveis são usadas comumente em processos convencionais de desnitrificação, mas esta solução não é aplicável do ponto de vista econômico em leitos cultivados. Portanto, a desnitrificação dependerá dos organismos presentes na água residual ou que se encontrem de forma natural no leito.

A outra grande fonte de carbono nos leitos cultivados são os resíduos das plantas e outros organismos naturais presentes no leito.

Remoção de coliformes

Os resultados das análises microbiológicas com amostras retiradas das saídas dos leitos para *Escherichia coli*, coliformes fecais e coliformes totais mostraram valores abaixo de 300 NMP/100 ml.

Segundo a Resolução Conama nº 357/05, as águas de classe 2, as quais são destinadas ao abastecimento doméstico (após tratamento convencional), à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana, são estabelecidos os limites ou condições seguintes de lançamento de efluentes: Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais até 4.000 (quatro mil), sendo 1.000 (um mil) o limite para coliformes de origem fecal.

Portanto, o sistema proposto mostrou-se eficiente na eliminação dos micro-organismos patogênicos pesquisados.

Efluente dos leitos cultivados com Taboa (fluxo contínuo)

Foram realizados dois experimentos com os leitos cultivados ligados em série, utilizando efluente do processo de biodigestão do quinto e do sexto experimento, com fluxo contínuo do efluente a uma vazão de 0,017 m³/dia. A **Tabela 29** apresenta os resultados dos experimentos realizados com esta configuração dos leitos.

Tabela 29 - Eficiência dos Leitos Cultivados com Fluxo Contínuo

Experimento 1

Tempo (dia)	pH	Nitrogênio (%)	Fósforo (g/Kg)	DQO (mg/L)
0	7,3	1,99	2,32	8400
10	7,2	1,75	1,24	241
Eficiência (%)		12	56	97,1

Fonte: Elaboração própria.

Experimento 2

Tempo (dia)	pH	Nitrogênio (%)	Fósforo (g/Kg)	DQO (mg/L)
0	6,9	2,20	2,71	6632
10	7,6	1,88	2,24	213
Eficiência (%)		14,5	17,3	96,8

Fonte: Elaboração própria.

Esses experimentos proporcionaram maior eficiência, principalmente na redução de DQO, mesmo com um menor tempo de permanência nos leitos, em comparação com a configuração em paralelo. Uma das possíveis razões para essa melhoria é que os leitos cultivados tinham acabado de receber cargas de efluentes do biodigestor, mantendo sua fauna microbiana ativa. No caso dos testes com leitos funcionando por batelada, os leitos frequentemente eram regados com água, pois os períodos de retenção dos leitos chegavam a 21 dias e os de retenção do biodigestor 28 e 63 dias. Desta forma para os leitos não ficarem secos, os mesmos eram regados com água no período em que não havia efluente para os testes.

Resultados melhores talvez pudessem ser obtidos se tivesse havido maior controle na vazão. A vazão é controlada por meio da regulagem de torneiras comuns instaladas nos leitos e a vazão utilizada é a mínima em que se conseguiu manter o fluxo contínuo.

Lodo do processo de biodigestão

O processo de biodigestão anaeróbia reduz os índices de patogênicos e matéria orgânica presentes no resíduo da suinocultura, mas não é eficiente na redução de nitrogênio e fósforo. Contudo, o lodo, produto semissólido do processo de biodigestão, pode ser estudado como condicionador de solo para algumas culturas.

Os resultados a seguir apresentam as características do lodo resultante do processo de biodigestão anaeróbia em termos de parâmetros físico-químicos e biológicos, bem como uma comparação do desempenho do mesmo com o desempenho obtido com o uso da ureia e adubo químico na cultura do milho.

Umidade, matéria orgânica total, resíduo mineral total, Carbono orgânico e relação Carbono/Nitrogênio (C/N)

O teor de matéria orgânica, a quantidade de nutrientes, bem como a relação C/N são fatores importantes a serem avaliados quando se pretende verificar a capacidade de fertilização do lodo.

A **Tabela 30** apresenta os resultados de teor de umidade, matéria orgânica total, resíduo mineral total, carbono orgânico e a relação C/N do lodo resultante do processo de biodigestão anaeróbia.

Tabela 30 - Características do lodo resultante do processo de biodigestão anaeróbia

Experimento	Tempo de operação (dia)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
1	28	91,2	57,4	42,7	23,7	11:1
2	63	94,2	60,4	39,6	25,4	13:1
3	28	94,1	66,8	34,5	36,1	20:1
4	63	95,1	47,3	52,8	26,1	13:1
5	28	90,7	68,4	34,9	36,5	16:1
6	63	90,1	44,5	48,2	25,1	12:1

Fonte: Elaboração própria.

Segundo Kiehl (1985), a relação C/N de um lodo estabilizado, ao final do processo de biodigestão, deve estar em torno de 13/1, aumentando assim a quantidade de resíduos minerais e diminuindo o teor de matéria orgânica.

Nos experimentos 3 e 5 pode-se observar que a relação carbono/nitrogênio ficou acima do indicado; este resultado é provavelmente devido à alta concentração de matéria orgânica do efluente no resíduo bruto que alimentou o digestor

(**Tabela 18**), o que poderia ter deixado o meio mais alcalino, fazendo com que o processo de degradação fosse mais lento que nos demais experimentos.

Outro fator que pode ter levado à menor estabilização do lodo é que nesses experimentos o tempo de operação é de 28 dias. Possivelmente um maior tempo seria necessário para uma melhor estabilização do lodo.

No experimento 2, apesar do resíduo inicial apresentar concentração de matéria orgânica, um tempo de operação maior possibilitou que a relação carbono/nitrogênio chegasse a um nível de um composto estabilizado.

As relações C/N do lodo estabilizado na maioria dos experimentos ficaram em torno de 15/1, mostrando que os mesmos apresentaram características de um composto estabilizado e que o lodo estabilizado poderia ser aproveitado na correção de solos para a agricultura.

Nitrogênio e Fósforo

O interesse agrícola pelo lodo está associado principalmente ao seu teor de nutrientes (principalmente N e P) e ao conteúdo de matéria orgânica. Os efeitos da matéria orgânica no solo se fazem sentir a longo prazo, melhorando a resistência dos solos à erosão e ao adensamento, ativando a vida microbiana dos solos e aumentando a resistência das plantas a pragas e doenças.

O nitrogênio, presente nos biossólidos em elevados teores, é um dos fatores determinantes para utilização de lodo do processo de biodigestão na agricultura. Entretanto, alguns cuidados devem ser tomados, pois concentrações muito elevadas deste elemento podem ter grande impacto na qualidade da água superficial, devido ao seu carreamento junto com o solo pelo escoamento superficial e na água subterrânea pela infiltração (FERREIRA; ANDREOLI; JÜRGENSEN, 1999).

Em geral, os teores de nutrientes encontrados nos resíduos da suinocultura fazem com que o lodo obtido seja de melhor qualidade que o obtido a partir de muitos resíduos de outros animais

utilizados habitualmente na agricultura, conforme indica a **Tabela 8** apresentada no Capítulo 1.

A **Tabela 31** apresenta a composição do lodo do processo de biodigestão em relação aos teores de nitrogênio e fósforo.

Tabela 31 – Concentração de Nitrogênio e Fósforo do lodo da biodigestão

	Tempo de operação (dias)	N (mg/L)	P (mg/L)
Experimento 1	28	4,0	2,7
Experimento 2	63	3,2	2,1
Experimento 3	28	3,8	1,9
Experimento 4	63	3,4	2,7
Experimento 5	28	3,8	3,4
Experimento 6	63	3,8	3,2

Fonte: Elaboração própria.

Além de boa quantidade de nutrientes presentes no lodo proveniente da biodigestão de resíduos de suínos, deve-se ressaltar que o lodo resultante desse processo possui uma porcentagem de matéria orgânica parcialmente degradada que auxilia a fixação dos nutrientes. Assim, mesmo apresentando uma baixa concentração de nitrogênio, a utilização de fertilizante orgânico pode ser mais aconselhável do que os sintéticos. Uma alternativa é utilizar o lodo estabilizado associado a uma outra fonte rica em nitrogênio.

Condições sanitárias do lodo estabilizado

A presença de micro-organismos patogênicos no lodo estabilizado é indesejada, quer pelos riscos às pessoas que efetuam a sua manipulação, quer pela sobrevivência destes micro-organismos após sua aplicação, podendo contaminar partes da cultura que mantém contato direto com o lodo (FERREIRA; ANDREOLI; JÜRGENSEN, 1999).

A **Tabela 32** apresenta as condições sanitárias do lodo estabilizado em termos de coliformes fecais, *Escherichia coli* e coliformes totais.

Tabela 32 – Condições sanitárias do lodo estabilizado

	Tempo de operação (dias)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/g MS)	Coliformes Fecais (UFC/g MS)	Coliformes Totais (UFC/g MS)
Experimento 1	28	3,8x10 ²	2,1x10 ²	5,9x10 ²
Experimento 2	63	6,0x10 ¹	1,8x10 ²	2,4x10 ²
Experimento 3	28	3,0 x10 ³	7,2 x10 ²	3,7 x10 ³
Experimento 4	63	3,0 x10 ¹	8,9 x10 ¹	1,1 x10 ²
Experimento 5	28	5,3 x10 ²	2,7 x10 ²	8,0 x10 ²
Experimento 6	63	0,4x10 ²	12x10 ²	1,6x10 ²

Fonte: Elaboração própria.

Os processos de tratamento do lodo contribuem para a diminuição do risco de infecção humana e animal, permitindo a utilização do lodo como adubo orgânico. O limite de Coliformes Fecais, segundo a resolução Sema nº 031 para a utilização do lodo para a reciclagem agrícola no estado do Paraná é de 1,03x10² UFC/g MS.

Como observado na **Tabela 32**, a quantidade de indicadores de organismos patogênicos, mesmo com grande redução durante o processo de biodigestão, ainda permanece acima dos limites permitidos pelas leis de disposição agrícola no Estado do Paraná.

O lodo proveniente do processo de biodigestão necessita de posterior tratamento para utilização na agricultura como biosólido. A sanidade do lodo, caracterizada pela ausência de agentes patogênicos como ovos de helmintos, cistos de protozoários, colônias de bactérias, hifas de fungos e alguns vírus, pode ser realizada por intermédio de métodos de higienização, que devem ser econômicos, seguros e de fácil aplicação prática. Um exemplo de tratamento muito utilizado é a estabilização química do lodo com

a cal virgem (calagem). A calagem é um método de estabilização e desinfecção química e térmica pela adição e mistura ao lodo de cal para alcalinização brusca do meio, elevando o pH a níveis ligeiramente superiores a 12, o que inativa ou destrói a maior parte dos patógenos presentes no lodo e aumento da temperatura em função das reações químicas a cerca de 60°C durante o choque alcalino. A calagem contribui para a desidratação do lodo e é tida como alternativa simples e de custo relativamente baixo, além de atuar na estabilização química do lodo reduzindo o problema do odor. A eficiência do tratamento na eliminação de patógenos é observada em análises de lodo de esgoto calado a 50% da Estação de Tratamento de Esgotos da Sanepar da cidade de Curitiba (ETE Belém), apresentando redução de 100% de coliformes fecais, salmonela, estreptococos, cistos de protozoários e larvas de helmintos; de 99,5% para coliforme total e 77,3% para ovos de helmintos (FERNANDES *et. al*,1996).

Avaliação do lodo estabilizado na cultura de milho

Após o processo de digestão anaeróbia o lodo resultante do processo, mesmo sem desinfecção, é testado como fertilizante na cultura de milho, no Centro de Ciências Agrárias do câmpus Regional de Umuarama.

A **Figura 17** mostra alguns dos vasos onde foram realizados os testes da eficiência dos fertilizantes na cultura de milho.

Figura 17 - Vasos com cultura de milho. Vasos A e B = testemunhas (com cinza de palha de arroz); vasos C e D = adubados com lodo estabilizado; vasos E e F = adubados com ureia; vaso G = adubado com adubo químico



Fonte: Elaboração própria.

A **Tabela 33** apresenta os resultados da avaliação do desenvolvimento das plantas (média entre duas plantas por vaso).

Tabela 33 – Características do Desenvolvimento das Plantas

	Vaso	Altura (cm)	Massa (g)	Diâmetro do Caule (cm)
Cinza Palha Arroz 0g	1, 2, 3, 4	32,62	4,09	5,82
Ureia 0,55g	5, 6, 7, 8	40,37	6,82	6,37
Lodo 16 MI	9, 10, 11, 12	35,5	4,82	5,84
Cinza Palha Arroz 64g	13, 14, 15, 16	50,62	18,04	9,57
Ureia (0,55g) + Palha (64g)	17, 18, 19, 20	69,5	31,71	10,82

	Vaso	Altura (cm)	Massa (g)	Diâmetro do Caule (cm)
Lodo (16 mL) + Palha (64g)	21, 22, 23, 24	58,52	21,98	10,03
Palha Arroz 168g	25, 26, 27, 28	58,75	22,37	9,92
Ureia (0,55) + Palha (168g)	29, 30, 31, 32	75,67	49,08	12,79
Lodo (16 mL) + Palha (168g)	33, 34, 35, 36	67,05	29,46	11,16
Cinza Palha Arroz 240g	37, 38, 39, 40	56,7	26,76	11,57
Ureia (0,55g) + Palha (240g)	41, 42, 43, 44	84,25	46,00	12,21
Lodo (16 mL) + Palha (240g)	45, 46, 47, 48	67,55	29,51	11,47
NPK – adubo	49, 50, 51, 52	70,25	21,02	8,12

Fonte: Elaboração própria.

É importante observar que os experimentos 13, 14, 15 e 16 apresentaram crescimento e peso maiores que os experimentos 1, 2, 3 e 4. Apesar de os 8 experimentos serem testemunhas, os experimentos 13, 14, 15 e 16 possuem 84g de cinza de palha de arroz por vaso, o que ajuda no desenvolvimento da planta.

Com o fornecimento de nitrogênio mineral na forma de ureia, que é prontamente disponível, as plantas de milho apresentaram maior altura de planta, maior massa seca de planta e maior diâmetro médio de colmos que os demais tratamentos. Os tratamentos que receberam lodo de biodigestor apresentaram menor altura e massa seca de plantas e menor diâmetro médio de colmos que os tratamentos que receberam ureia. Isto ocorreu devido a imobilização temporária do nitrogênio contido no lodo pela microbiota do solo e teve de ser mineralizado antes da planta o absorver. Os tratamentos que não receberam nenhuma fonte de nitrogênio foram os que apresentaram as menores alturas de planta, massa seca de planta e diâmetro médio de colmo, semelhante ao observado em Gavioli *et. al* (2007).

Os resultados alcançados mostram a boa eficiência do lodo na cultura de milho em comparação com o solo adubado apenas com cinza de palha de arroz. A ureia tem maior quantidade de nitrogênio disponível rapidamente e por isso os resultados

obtidos com esse composto foram melhores quando comparados com a utilização do lodo estabilizado.

Nota-se que o lodo estabilizado representa uma possibilidade de fonte de nutrientes, o que pode ajudar o produtor rural no cultivo de diversas culturas, desde que seja feita uma análise prévia das condições sanitárias do lodo e que as culturas sejam as adequadas para esse tipo de fertilizante.

Avaliação do biogás

A **Tabela 34** apresenta a produção de biogás durante os experimentos.

Tabela 34 – Produção de Biogás

Experimento 1

Tempo (dia)	Volume (m ³)
7	2,10
14	3,19
21	3,84
28	9,75

Experimento 2

Tempo (dia)	Volume (m ³)
7	2,07
14	5,04
21	7,11
28	9,16
35	10,18
42	13,44
49	16,10
56	17,60
63	17,23

Experimento 3

Tempo (dia)	Volume (m ³)
7	2,20
14	6,10
21	10,20
28	11,30

Experimento 4

Tempo (dia)	Volume (m ³)
7	1,90
14	3,50
21	8,90
28	11,62
35	13,18
42	15,45
49	16,13
56	16,65
63	17,15

Experimento 5

Tempo (dia)	Volume (m ³)
7	1,23
14	3,12
21	6,20
28	7,15

Fonte: Elaboração própria.

A produção esperada de biogás para dejetos suínos varia de 0,300 a 0,600 m³ por kg de sólidos voláteis adicionados, segundo Oliveira (1993). Já Schultz (1996) cita uma faixa de 0,220 a 0,637 m³ por kg de sólidos voláteis adicionados. Lucas Júnior

(1998) estimou o potencial de produção de biogás a partir de dejetos suínos, usando dados referentes ao plantel da suinocultura no Brasil em 1997, em biodigestores modelo batelada, com tempo de retenção hidráulica de 30 dias. Concluiu que eram produzidos 53.875.092 kg de dejetos por dia, com potencial de produção de 0,1064 m³ de biogás por kg de dejetos, o que resultou num potencial diário de produção de 5.732.310 m³ de biogás, equivalente a 191.077 botijões de 13 kg de gás GLP.

A tabela abaixo mostra a quantidade de biogás que pode ser produzida diariamente em condições ideais de acordo com o tamanho do rebanho e o volume do biodigestor.

Tabela 35 – Quantidade de biogás que pode ser produzida

Nº de matrizes	Volume do Biodigestor (m ³)	Produção de Biogás (m ³ /dia)
12	25	12
24	50	25
36	75	37
60	125	62

Fonte: Perdomo (1998).

A DQO é utilizada para estimar a produção teórica de metano, Potencial Bioquímico do Metano – Bmp em processos anaeróbios (OWEN, 1979). Segundo Speece (1996) e CCE (2000), a produção teórica de metano assume sempre um valor fixo, expresso em função da DQO, em que 1 kg de DQO convertido corresponde a 0,35 m³ de metano (CH₄).

Um suíno tem uma produção de 72 L/dia, o que corresponde a uma carga orgânica de 2,376 kg de DQO. Considerando-se as eficiências do processo (65%), a produção de metano em função da carga orgânica seria da ordem de 0,504 m³/cabeça dia, sendo portanto a produção de biogás de 0,504/0,65 = 0,775 m³ de biogás/cabeça de suíno/dia.

Os valores durante os experimentos realizados com o biodigestor são semelhantes aos encontrados na literatura.

A **Tabela 36** apresenta a porcentagem de metano do biogás durante a operação do biodigestor.

Tabela 36 –Percentual de Metano do Biogás

Tempo de Operação (dia)	Exp. 1 (%)	Exp. 2 (%)	Exp. 3 (%)	Exp. 4 (%)
0	0	0	0	0
28	63	53	53	65
42		63		70
56		65		64

Fonte: Elaboração própria.

Nos experimentos 5 e 6 não é possível a avaliação da composição do biogás devido a falta de equipamento adequado para se fazer a leitura. Esses experimentos foram realizados no campus de Umuarama.

O acompanhamento da composição do biogás é importante para a avaliação do desempenho do processo de biodigestão; quando os teores de metano estão baixos o processo de digestão pode não estar ocorrendo de forma adequada.

Segundo Magalhães (1986), no processo de biodigestão anaeróbia de resíduos de suínos, o biogás gerado apresenta de 55 a 65% de metano, 35 a 45% de dióxido de carbono, 0 a 3% de nitrogênio, 0 a 1% de gás sulfídrico.

O biogás produzido no experimento 1 apresentou percentual final de 63% de metano (CH_4). Nos experimentos 2, 3 e 4 o biogás produzido apresentou um percentual final médio de 61% de CH_4 .

Avaliação da possibilidade de reuso do efluente tratado dos leitos cultivados

Um dos produtos gerados no sistema de tratamento integrado é o efluente final (sobrenadante tratado). No presente trabalho, o

sobrenadante ainda apresenta teores de nitrogênio, fósforo e DQO acima do permitido por lei para o descarte em cursos d'água. Um dos objetivos deste estudo é avaliar o uso do sobrenadante tratado para a limpeza das baias de confinamento dos suínos, procurando minimizar o uso de água limpa.

O problema do uso da água na limpeza das pocilgas não está diretamente relacionado com a qualidade da água nas instalações, mas sim com a forma de lavagem das instalações. Segundo o estudo de Nishi *et. al* (2000), o problema maior está no acúmulo de dejetos e água, favorecendo o aparecimento de criadouros de vermes e bactérias prejudiciais ao animal. Os pisos devem sempre ser higienizados, não deixando nenhum acúmulo de resíduo nem água.

A água, mesmo sendo potável, em contato com os dejetos se torna contaminada e seguramente com índices de contaminação bem maiores do que o sobrenadante pós-tratamento, que possui índices de contaminação menores do que a água coletada pós-lavagem.

A **Tabela 37** apresenta um exemplo comparativo entre a água após a lavagem e o efluente tratado.

Tabela 37 – Caracterização físico-química e biológica dos resíduos

Parâmetro	Unidade	Água após lavagem das pocilgas (Exp. 1)	Efluente Tratado
pH		6,2	7,5
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	831	1.966
Acidez Volátil	mg CH ₃ COOH/L	604	180
SST	mg/L	7.800	2.150
SSF	mg/L	1.750	1.050
SSV	mg/L	6.050	1.100
MO _{total}	%	83,7	53,49
RM _{total}	%	16,4	46,50
Carbono Orgânico	mg/L	46,5	25,72
DQO _{solúvel}	mg/L	4.400	86,2
Relação AV/AL	mL/L	0,72	0,01
Nitrogênio (Kjeldahl)	%	1,6	1,74
Fósforo	%	2,33	2,43
Relação C:N		29:1	14:1

Parâmetro	Unidade	Água após lavagem das pocilgas (Exp. 1)	Efluente Tratado
Coliformes	UFC/100 mL	$2,7 \times 10^6$	<300
Escherichia coli	UFC/100 mL	$3,5 \times 10^6$	<300
Coliformes Totais	UFC/100 mL	$6,2 \times 10^6$	<300

Fonte: Elaboração própria.

Para a avaliação da concentração de patogênicos é seguido o que regulamenta a resolução Conama 357/05. Segundo essa resolução, *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes.

Para dessedentação de animais criados confinados, a Resolução do Conama 357/05 estabelece que não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros e que para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros.

Pelos resultados apresentados na **Tabela 37** observa-se que as quantidades de *E. coli* ficaram abaixo de 300 UFC/100 mL e que segundo a resolução Conama 357/05 podem ser enquadrados em demais usos da água (4000 coliformes/100mL).

Segundo a NBR 13.969/97, o efluente obtido pós tratamento nos leitos pode ser enquadrado como classe 2: lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes. A quantidade de coliformes fecais para este tipo de uso deve ser inferior a 500 NMP/100 mL.

Para a confirmação da possibilidade do uso do sobrenadante tratado faz-se necessário mais testes de campo, colocando esta operação em prática em baias experimentais, fazendo o monitoramento da saúde dos suínos para comprovar a possibilidade de seu uso.

O reuso do efluente pós-tratamento pode representar uma importante fonte alternativa para problemas de escassez da água e uma forma de economia para o pequeno produtor rural, uma vez que não precisaria utilizar água potável para um fim pouco nobre.

Entretanto, se faz necessário a criação de arcabouço legal específico, a fim de que essa medida não se transforme em outro problema, disseminando epidemias e comprometendo a saúde humana.

Dimensionamento dos leitos cultivados

A grande maioria dos trabalhos encontrados na literatura que abordam o tratamento de efluentes utilizando leitos cultivados traz pouca informação sobre o seu dimensionamento, ficando muito a cargo do pesquisador o dimensionamento da área e a determinação da quantidade de meio filtrante a ser colocada no leito.

Os cálculos apresentados a seguir foram desenvolvidos com o intuito de melhorar a eficiência na construção dos leitos, fornecendo subsídios para a elaboração de projetos de forma a minimizar os erros durante a fase de planejamento, que podem resultar em baixa eficiência durante o tratamento.

É apresentado abaixo um exemplo de cálculo para o dimensionamento de um sistema de leitos cultivados artificiais. Foram realizados os cálculos de um sistema com fluxo subsuperficial contínuo, com uma vazão estimada de $1000 \text{ m}^3/\text{d}$.

Os modelos de dimensionamento são baseados no modelo sugerido por Reed (1995) e em dados fornecidos pela Usepa, por considerá-los os mais completos e de acordo com os objetivos deste trabalho.

Para os dados de partida do sistema foram utilizados valores de saída do sobrenadante após o processo de digestão anaeróbia.

Dados de partida:

* DQO entrada: 330 mg/L

* DQO saída: 100 mg/L

* SST entrada: 130 mg/L

* Vazão Q: $1.000 \text{ m}^3/\text{d}$

* Meio: Pedra média de 25mm, $n=0.38$

* k_s : Condutividade hidráulica a uma temperatura T e 20°C ,
 $k_s=25000\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

* Vegetação: Taboas (*typha sp.*)

* Profundidade do leito cultivado fluxo subsuperficial: 0,3m

* Temperatura crítica no inverno: 5°C

* Temperatura do afluente: 11°C (considerando as variações entre o dia e a noite)

A constante dependente da temperatura e é calculada a partir do valor da constante para temperatura de 20°C com um fator de correção de 1,1. O valor da constante K_T na temperatura T ($^\circ\text{C}$) é calculado por meio da Equação 1.

Segundo estudos realizados no Estado da Califórnia – EUA (USEPA, 1988), com temperaturas acima de 20°C , a constante de primeira ordem dependente da temperatura adotada é de $K_{20} = 1,35$.

Então:

$$K_T = 1,35(1,1)^{11-20}$$
$$K_{11} = 1,35(1,1)^{(11-20)} = 0,57 d^{-1} \quad (5)$$

K_T : constante de primeira ordem dependente da temperatura, d^{-1}

A determinação da área superficial requerida para o leito cultivado de fluxo subsuperficial nas condições de inverno é encontrada por meio da Equação (6), e com ela é determinado o tempo de retenção hidráulica (TRH).

$$A_s = \frac{Q(\ln C_0 - \ln C_e)}{K_T(y)(n)} \quad (6)$$

C_e : Concentração de DQO no efluente, mg/L

C_0 : Concentração de DQO no afluente, mg/L

K_T : Constante de primeira ordem dependente da temperatura, d^{-1}

A_s : Área superficial do leito cultivado fluxo subsuperficial, m^2

y : profundidade média do sistema, m

n : porosidade do sistema (espaço disponível para passagem da água) como fração decimal

Q : Vazão média no sistema, m^3/d

$$A_s = \frac{(1000)(\ln 330 - \ln 100)}{0,57(0,3)(0,38)} = 18.374 m^2$$

$$TRH = \frac{(18.374)(0,3)(0,38)}{1000} = 2,1d$$

O cálculo da temperatura média da água é realizado por meio das Equações (7) a (12).

A energia ganha pelo fluxo da água na inclinação do leito cultivado é dada por:

$$q_G = (c_p)(\delta)(A_s)(y)(n) \quad (7)$$

em que:

q_G : Energia ganha pela água, em $J/^\circ C$

c_p : capacidade de calor específico da água, em $J/kg.^\circ C$

δ : massa específica da água, em kg/m^3

A_s : área superficial do leito cultivado, em m^2

y : profundidade da água no leito cultivado, em m

n : porosidade do leito cultivado (espaço disponível para o fluxo da água, o resto está ocupado pelo meio).

O calor perdido pelo leito cultivado de fluxo subsuperficial pode ser calculado pela Equação (4):

$$q_L = (T_0 - T_a)(U)(\sigma)(A_s)(t) \quad (8)$$

em que:

q_L : Energia perdida via condução à atmosfera, J

T_0 : Temperatura da água que entra no leito cultivado, °C

T_a : Temperatura média do ar durante o período considerado, °C

U : Coeficiente de transferência de calor à superfície do leito cultivado, W/m²

σ : Fator de conversão, 86.400 s/d

A_s : área superficial do leito cultivado, m²

t : tempo de retenção hidráulica no leito cultivado, d

O valor de T_a da Equação (8) pode ser obtido por meio de registros locais de meteorologias, ou da estação meteorológica mais próxima ao lugar proposto. O ano com um inverno mais rigoroso, durante 20 ou 30 anos de medição será o selecionado como “ano de dimensionamento”, para efeitos de cálculo. É aconselhável usar uma temperatura do ar média, para um período de tempo igual ao tempo de retenção hidráulica do leito cultivado.

O cálculo do valor do coeficiente de transferência de calor (U) é calculado por meio da Equação (9):

$$U = \frac{1}{\left(\frac{y_1}{k_1}\right) + \left(\frac{y_2}{k_2}\right) + \left(\frac{y_3}{k_3}\right) + \left(\frac{y_4}{k_4}\right)} \quad (9)$$

em que:

$k(1-n)$: Condutividade das camadas 1 a n, W/m.°C

$y(1-n)$: Espessura das camadas 1 a n, m

A **Tabela 38** apresenta os valores de condutividade de materiais tipicamente presentes em um leito cultivado de fluxo subsuperficial.

Os valores de condutividade de todos os materiais, exceto o da camada com restos de vegetação do leito cultivado, foram bem estabelecidos e podem ser encontrados em livros de mecânica dos fluidos. O valor para esta camada de restos de vegetação é menor que o estabelecido e deve ser usado com cautela, até que seja disponível uma futura verificação.

Tabela 38 - Condutividade térmica dos componentes de um leito cultivado

Material	K (W/m.°C)
Ar (sem convecção)	0,024
Água (a 0 °C)	0,58
Capa de resíduos do leito	0,05
Pedra seca (25% de umidade)	1,5
Pedra saturada	2,0
Areia seca	0,8

Fonte: Borrero (1999).

A mudança de temperatura T_c proveniente das perdas e ganhos definidas pelas Equações (7) e (8) pode ser encontrada por meio da combinação destas:

$$T_c = \frac{q_L}{q_G} \quad (10)$$

T_c : mudança de temperatura no leito cultivado, °C

Logo, a temperatura do efluente será:

$$T_e = T_0 - T_c \quad (11)$$

A temperatura média da água T_w no leito cultivado fluxo subsuperficial será:

$$T_w = \frac{T_0 + T_e}{2} \quad (12)$$

Esta temperatura deve ser comparada com o valor assumido quando o tamanho e o tempo de retenção hidráulica do leito cultivado são calculados para qualquer um dos modelos de remoção, seja DQO ou nitrogênio. Se essas duas temperaturas forem próximas, novas iterações devem ser realizadas até que essas convirjam.

É assumida uma camada de resíduos de vegetação de 15 cm, uma de areia de 30 cm e uma camada de pedra mais grossa que cobre o leito cultivado de 8 cm. Os valores de k foram obtidos na Tabela. Assim,

$$U = \frac{1}{\left(\frac{y_1}{k_1}\right) + \left(\frac{y_2}{k_2}\right) + \left(\frac{y_3}{k_3}\right) + \left(\frac{y_4}{k_4}\right)}$$
$$U = \frac{1}{\left(\frac{0.15}{0.05}\right) + \left(\frac{0.08}{1.5}\right) + \left(\frac{0.30}{2}\right)} = 0,31$$

$$q_G = (c_p)(\delta)(A_s)(y)(n)$$

$$q_L = (T_0 - T_a)(U)(\sigma)(A_s)(t)$$

$$T_c = \frac{q_L}{q_G}$$

$$T_c = \frac{(0.31)(86400)(2.1)}{(18374)(1000)(0.3)(0.38)}(11 - 5) = 0,16^\circ C$$

$$T_e = 11 - 0.16 = 10,84^\circ C$$

$$T_w = \frac{11 + 10.84}{2} = 10,92^\circ C$$

Portanto, a temperatura de 11°C assumida é correta e o dimensionamento do leito cultivado também.

A área total é dividida em três partes iguais de 6125 m² cada uma. A relação largura/comprimento é calculada por meio da Equação (13), na qual a vazão utilizada será também 1/3 da vazão total. É utilizado um valor de 0,05 % para a inclinação do fundo do leito.

$$C = \frac{1}{y} \left[\frac{(Q)(A_s)}{(m)(k_s)} \right]^{0.5} \quad (13)$$

em que:

C: Comprimento do leito cultivado, m

A_s: área superficial do leito cultivado, m²

k_s: Condutividade hidráulica de uma unidade de área do leito cultivado perpendicular à direção de fluxo, m³/m²/d (dimensionar com *k_s* 1/3 do *k_s* efetivo) *k_s*=25000m³/m².d.

Q: Vazão média através do leito cultivado, m³/d [(*Q_o*+*Q_e*)/2]

m: inclinação do fundo do leito, % expressada em decimais.

y: profundidade da água no leito cultivado, m.

Assim,

$$C = \frac{1}{0,3} \left[\frac{(333,33)(6125)}{(0,05)(8333)} \right]^{0.5} = 233,34m$$

Utilizando-se 234m,

$$L = \frac{6125}{234} = 26,18m$$

$$C:L=8,6:1$$

Divulgação dos resultados e da tecnologia

Desde o início das pesquisas, em meados do ano 2005, algum estudos sistemáticos foram desenvolvidos em sociedades rurais da região com a finalidade de conhecer a realidade local e diagnosticar os possíveis problemas quanto ao manejo dos dejetos da suinocultura.

Para isso, foram feitas algumas entrevistas com técnicos da Emater-PR, IAP, membros da Associação de Defesa ao Meio Ambiente do município de Umuarama (Adema), representantes da Sociedade Rural e Secretários ou Diretores Municipais do Meio Ambiente e Agricultura.

Durante essa fase é possível constatar que não há na região grandes produtores de suínos, mas sim pequenas criações, o que de certa forma dificulta ainda mais a viabilidade de implantação de sistemas de tratamento de dejetos, uma vez que o comércio desses produtos se dá de maneira incipiente, e com pequena margem de lucros, ao passo que os sistemas de tratamento conhecidos pelos produtores demandam um investimento inicial e de manutenção fora da realidade local.

A grande maioria dos criadores de suínos da região não fazia o tratamento dos dejetos gerados pela atividade. Ao invés disso,

as granjas eram lavadas e o efluente era descartado diretamente no solo ou aproveitado como adubo, “jogado em plantações”, mas sem o acompanhamento profissional mínimo ou ao menos uma análise prévia do solo.

Nessa época, durante o reconhecimento da realidade local, os pequenos produtores se mostraram muito insatisfeitos com a maneira como os órgãos ambientais, por meio de fiscais, indicavam o manejo incorreto em suas propriedades, pois muitas vezes eram avisados, orientados e até notificados quanto a irregularidade e a possibilidade de multa por poluição ambiental. No entanto, não tinham acesso a informações que pudessem reverter essa prática, como por exemplo o apontamento de caminhos viáveis para que o pequeno produtor (que tem pequena margem de lucro com sua criação) possa tratar os dejetos de maneira que não onere demais e inviabilize sua atividade e que ao mesmo tempo permita que ele esteja dentro dos parâmetros estabelecidos por lei.

Outra reclamação bastante recorrente, e que inclusive criou algumas barreiras para a aproximação com os suinocultores, é sobre os programas ligados ao governo estadual de implantação de biodigestores nas propriedades, que na década de 1980 facilitavam o financiamento da construção, mas que não ofereciam suporte técnico de manutenção, o que acarretou altas dívidas e empréstimos em bancos.

Com a proposição de um sistema de tratamento dos dejetos de suínos de baixo custo de instalação e manutenção, feita a época durante o desenvolvimento de um projeto de pesquisa fomentado pelo Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), propiciou a construção de um projeto piloto na fazenda Iguatemi – UEM - Maringá. A montagem do sistema, além de visar o tratamento de dejetos, tinha como proposta também utilizar materiais de baixo custo e de fácil acesso para os pequenos produtores. Assim, várias partes do sistema como a construção do gasômetro, dos leitos de raízes filtrantes e tambores para o armazenamento de efluentes líquidos foram construídos a partir do aproveitamento de diversos materiais facilmente encontrados e utilizados em propriedades rurais e que comumente são descartados, como tambores usados, pedaços de mangueiras, etc. Essa prática de reaproveitamento ga-

rantiu um considerável barateamento no custo da montagem do sistema, o que facilitaria a implantação do sistema nas propriedades produtoras de suínos.

A partir de várias análises do efluente tratado, feitas no Laboratório de Poluição da UEM, a eficácia do sistema proposto é comprovada e evidenciado que a utilização dos leitos de raízes filtrantes como parte adicional integrante do tratamento possibilitava que o efluente líquido resultante desse processo atingisse níveis aceitáveis para um posterior uso.

Assim, com o objetivo de divulgar o projeto em eventos que reunissem os produtores rurais da região foram confeccionados painéis explicativos que, de maneira simples e didática, levantando as questões relacionadas aos problemas ambientais causados pela disposição incorreta dos dejetos gerados pela suinocultura assim como a legislação vigente a qual aponta a criação de suínos confinados como atividade potencialmente poluidora.

Também com a função didática, é construída uma maquete que ilustrava a montagem e a configuração do sistema (**Figura 18**), de maneira a oferecer às pessoas uma visão mais concreta do sistema proposto e, desta forma, a compreensão dos objetivos da pesquisa.

Figura 18 - Maquete do sistema apresentada em eventos de extensão na Região de Umuarama - PR



Fonte: Elaboração própria.

O primeiro evento de divulgação do estudo é o “Show Tecnológico Arenito Caiuá”, que aconteceu no mês de fevereiro de 2006, no câmpus de Ciências Agrárias da UEM-Umuarama, realizado em parceria entre Emater-PR, UEM, Sema e Prefeitura Municipal de Umuarama, com o objetivo de apresentar aos produtores rurais as novas tecnologias voltadas à agricultura e pecuária. As prefeituras municipais de toda região organizaram caravanas para levar a população da zona rural para participar do evento, visitar os “stands”, para conhecer novos produtos e participar de palestras que aconteceram durante os três dias.

A apresentação do sistema proposto nesse evento teve repercussão muito acima do esperado. Duas reportagens foram feitas pela retransmissora regional da Rede Globo de Televisão, que as transmitiu durante os jornais locais (Paraná TV primeira e segunda edição); duas matérias foram elaboradas pela mídia impressa local (Jornal Umuarama Ilustrado, Jornal da Emater); e é dada uma entrevista para a rádio oficial do Estado Curitiba.

Em termos de contato direto com os produtores, o público alvo do trabalho, as secretarias de agricultura e as secretarias de meio ambiente dos municípios da região entorno trouxeram as pessoas para visitar o “stand” da UEM, o qual é preparado para recebê-los com palestras e painéis, além da exposição da maquete.

Com a divulgação feita durante o Show Tecnológico, algumas prefeituras se interessaram em conhecer melhor a pesquisa e entraram em contato para agendar palestras e mini cursos para os produtores rurais do seu município.

A Prefeitura Municipal de Umuarama fez o convite para que o projeto fosse apresentado na “EXPO-UMUARAMA 2006”, que aconteceu no período de 02 a 12 do mês de março do mesmo ano, em um espaço reservado pela diretoria municipal de agricultura e meio ambiente. O convite aconteceu devido ao grande interesse que alguns produtores rurais demonstraram depois de terem visto as matérias no jornal e na televisão; o diretor municipal de meio ambiente entendeu que seria interessante se as palestras ou cursos pudessem ser ministrados também durante esse evento, principalmente para as pessoas que não tiveram a chance de conhecer pessoalmente o trabalho no Show Tecnológico.

A EXPO-UMUARAMA é um evento organizado em parceria da Prefeitura Municipal de Umuarama, Emater-PR, AREAU, Governo do Paraná, Seab e Sociedade Rural do Noroeste do Paraná, que acontece anualmente no Parque de Exposições de Umuarama. Nesse evento, entre várias atividades, são expostos stands apresentando novas tecnologias desenvolvidas para serem utilizadas no campo, e todo ano reúne milhares de pessoas de toda região.

O espaço físico oferecido pela prefeitura municipal era um ônibus adaptado para a realização de palestras e mini cursos, equipado com multimídia e televisor, com capacidade de oferecer as atividades para grupos de dez pessoas por vez.

Uma solicitação da prefeitura é que esse “stand” deveria ficar aberto para visitação durante todo o tempo de funcionamento e duração da feira, das 9:00 às 12:00h e das 14:00 às 20:00h.

Cada mini curso ministrado teve 4 horas de duração e foram programados para, de maneira sucinta, expor os seguintes conteúdos:

- Problemática da poluição ambiental causada pelo manejo incorreto dos dejetos gerados pela suinocultura;
- O Tratamento de resíduos gerados na suinocultura;
- Construção e montagem do sistema integrado para o tratamento dos dejetos de suínos.

Os mini cursos aconteceram durante os dez dias no período vespertino com três horas e meia de duração, em grupos de dez pessoas, mediante inscrição antecipada. A metodologia utilizada é basicamente aulas expositivas, com projetor multimídia, painéis e maquete. Durante essas exposições os produtores puderam fazer questionamentos sobre o sistema, sobre preços para a instalação e trocar experiências entre si quanto à prática profissional cotidiana de cada um.

Nos demais horários de funcionamento os painéis e a maquete ficaram expostos para que as pessoas pudessem conhecer o estudo e tirar dúvidas.

A divulgação, novamente, teve grande repercussão, com exibição de outra entrevista no Paraná TV segunda edição, logo

no primeiro dia da feira. Essa divulgação fez com que muitos produtores que vinham participar da feira procurassem pelo “stand” onde o trabalho estava sendo apresentado. Algumas escolas municipais e estaduais levaram seus alunos para conhecer o que estava sendo apresentado.

Depois desses dois eventos é feita uma avaliação dos cursos e foram listados os pontos em que os produtores encontraram mais dúvidas. Essa reflexão é importante para a preparação e revisão dos conteúdos abordados nos próximos cursos.

Outra prefeitura que também se interessou em divulgar o projeto entre seus munícipes, pequenos produtores rurais, é a do município de Ivaté.

Por meio da Secretaria Municipal de Meio Ambiente do município de Ivaté, a prefeitura fez o convite para que o projeto fosse apresentado em um evento no município. É ministrado um mini curso com oito horas de duração, dividido em dois dias, no mês de agosto de 2006. O curso é ministrado para cerca de 30 pequenos produtores rurais e contemplou os seguintes conteúdos:

- Processo de tratamento (biodigestão);
- Lavagem do confinamento;
- Biodigestor;
- Processo de biodigestão;
- Aproveitamento dos produtos resultantes;
- Biogás;
- Sobrenadante;
- Lodo;
- Vantagens do sistema de tratamento;
- Construção do sistema;
- Manutenção e operação.

A receptividade é boa por parte dos produtores, apesar destes apresentarem, no primeiro momento, preocupações quanto ao custo da implantação do sistema e receio da Universidade

agir como fiscalizadora de suas atividades. Mas passadas as primeiras horas do curso os produtores entenderam que o intuito era apresentar-lhes uma alternativa de tratamento que possibilitasse um destino mais adequado para os dejetos resultantes das criações.

Compreendidas estas questões, houve muito interesse no sistema proposto. Houve também a curiosidade sobre a eficácia do sistema de tratamento para dejetos de outros animais.

Uma ONG paulista, a Anap (Amigos da Natureza da Alta Paulista), tomou conhecimento do projeto que estava sendo desenvolvido e também solicitou que fossem proferidas palestras durante o evento “II Fórum Ambiental da Alta Paulista”. O evento organizado pela Anap, Prefeitura Municipal de Tupã e Unesp - câmpus Tupã, aconteceu na cidade de Tupã-SP no mês de setembro de 2006 e contou com a participação de representantes de 15 estados brasileiros e resultou em uma publicação eletrônica.

Com todas as atividades de extensão desenvolvidas durante o período entre os meses de fevereiro a setembro de 2006, abrangendo tantas e diversas pessoas com perfis tão diferentes, pode-se dizer que a população anseia muito em conhecer e tomar conhecimento por aquilo que é produzido de ciência e tecnologia pelas universidades e que por isso o cunho extensionista não deve ser distanciado dos objetivos dos estudos e das pesquisas desenvolvidas.

Considerações finais

Grande parte dos suinocultores da região de Umuarama é composta de pequenos proprietários rurais. Muitas vezes essas propriedades são de pequeno porte, tendo como fonte de sustento uma agricultura familiar, com um número reduzido de criações, e culturas voltadas para seu sustento com a venda em feiras ou comércio local.

Um dos problemas detectados é a falta de tratamento dos resíduos gerados pela suinocultura, os quais, na maioria das vezes, são dispostos no solo sem nenhum controle ou utilizados como fertilizantes sem nenhum critério.

Os trabalhos de assistência rural têm sido de grande ajuda para esses pequenos proprietários, no entanto insuficiente para atender a demanda local. Isso faz com que a atividade da suinocultura na região seja desenvolvida de maneira empírica e comumente deixe a desejar no tocante às normas de controle sanitário. Aliados a esses problemas, a falta de conhecimento de práticas simples de manejo contribui para a destinação inadequada dos resíduos, tornando essas pequenas propriedades importantes fontes poluidoras.

Durante o desenvolvimento do estudo foram ministrados cursos de extensão universitária, palestras e apresentações sobre o sistema integrado para tratamento de resíduos da suinocultura. A opção por desenvolver essas atividades em exposições e feiras agropecuárias buscou levar ao pequeno produtor informações sobre outras técnicas de manejo para melhorar a condição sanitária das pequenas propriedades, como: raspagens das baias antes das

lavagens para diminuir a quantidade de água utilizada; regularidade das limpezas das baias; isolamento das infiltrações por águas de chuva; uso de equipamentos de proteção individual adequados; dentre outras.

O sistema proposto é o desenvolvido com o compromisso de ser o mais acessível para as pequenas propriedades, de forma a diminuir a contaminação dos cursos d'água, solo e evitar a proliferação de endemias. Desta forma, o sistema desenvolvido cumpre a função de ser mais uma alternativa de tratamento para os resíduos gerados na suinocultura, melhorando as técnicas de manejo dos dejetos.

O lodo estabilizado resultante do processo de biodigestão teve sua eficiência comprovada na utilização como condicionante de solo para a cultura de milho. Os testes comparativos entre lodo do biodigestor, ureia e cinza de palha de arroz mostraram que o lodo tem potencial de uso como fonte de nutrientes para algumas culturas.

Apesar dos resultados alcançados serem inferiores aos obtidos com o uso da ureia, o lodo estabilizado mostrou um desempenho razoável quando comparado aos cultivos apenas com solo sem adubação e com solo e cinza de palha de arroz misturada. É importante salientar que os testes realizados visaram apenas a avaliação das propriedades nutritivas do lodo. Para o uso em diversas culturas, principalmente em culturas que vão ser consumidas cruas, são necessários processos de desinfecção do lodo e estudos de contaminação por patogênicos nas culturas nas quais o lodo venha a ser utilizado.

O sobrenadante, parte líquida do efluente, após o tratamento teve suas análises comparadas com as águas utilizadas para a lavagem das baias onde ficam confinados os porcos. Esta comparação teve como objetivo avaliar a possibilidade do uso do sobrenadante tratado na propriedade visando à diminuição do consumo de água, trazendo economia para o pequeno produtor.

Os resultados obtidos, comparados com a resolução Conama nº 357/05, demonstram que o sobrenadante tratado possui possibilidades de uso na limpeza das baias de confinamento, principalmente pela baixa concentração de patogênicos após a passagem pelo sistema de leitões cultivados.

A conclusão principal do trabalho é que o sistema integrado é uma tecnologia viável para o tratamento dos efluentes, podendo principalmente ser instalado em locais onde as condições econômicas para implantação de projetos de saneamento ainda são precárias, principalmente nas zonas rurais. Os custos relativamente baixos de implantação, instalação e operação do sistema integrado estudado podem ser determinantes na hora de empreender projetos de tratamento de resíduos em zonas rurais. Se forem consideradas as condições climáticas favoráveis do Brasil, com temperaturas médias acima de 15°C (clima tropical), o tratamento biológico pode ser uma solução interessante.

Apesar de todas essas vantagens, o uso do sistema integrado (biodigestor e leitões cultivados) para o tratamento de efluentes da suinocultura é uma tecnologia relativamente nova e não existe ainda um consenso sobre um projeto ideal para o sistema.

É necessário que antes de qualquer proposta de melhoria das condições sanitárias das propriedades com instalações de novos equipamentos sejam feitos estudos socioeconômicos com os produtores da região. Pois, apesar da proposta desse trabalho ser a de construir um sistema de tratamento de baixo custo para o uso em pequenas propriedades, durante o contato com alguns produtores é observada que a proposta de instalação do sistema integrado ainda fica aquém das possibilidades econômicas de alguns.

Quanto ao processo de tratamento, durante o estudo puderam ser observadas várias possibilidades de melhoria na parte construtiva do sistema.

Após a fase de construção do tanque de biodigestão notou-se que a utilização de outros materiais para a construção do reator poderiam favorecer a redução dos custos e mobilidade do tanque. Por se tratar de um tanque de 2200 litros feito de concreto armado, seu deslocamento se torna muito difícil. Para prolongar a vida útil do tanque, é interessante que o mesmo passe por manutenções periódicas. Assim, um tanque construído com um material mais leve poderia facilitar operações, como reparos na estrutura, por exemplo.

A mobilidade do tanque se torna interessante na medida em que sejam necessárias mudanças tanto das baias ou mudança

no *layout* de produção da fazenda. Durante a pesquisa o tanque é removido para o câmpus Regional de Umuarama para testes. Essa mudança causou pequenos danos na estrutura do tanque. Felizmente esses danos não comprometeram o funcionamento do reator.

Uma solução possível para esses problemas detectados (custos e mobilidade) é a utilização de caixas de fibra de vidro ou polietileno, que são de fácil aquisição, encontradas em depósitos de materiais de construção a um custo mais baixo. Essas caixas são leves e facilitam a mobilidade do tanque caso seja necessário.

Também é observada a necessidade de se manter o tanque enterrado. Essa prática evita variações bruscas de temperatura no tanque, o que pode interferir na operação do sistema, fazendo com que o mesmo possa entrar em colapso.

O dimensionamento inicial da tubulação para a entrada de efluentes deve ser feito com maior critério, levando em consideração a viscosidade dos dejetos e a possibilidade de aderência das fezes nas paredes do tubo, causando entupimento. O tubo de ligação entre a baia onde ficam confinados os porcos e o reator deve permanecer livre após o enchimento do tanque. O resíduo parado dentro da tubulação pode secar e entupi-la.

Para o cultivo dos leitos devem ser testadas uma maior quantidade de plantas perenes que nascem nos alagados, muitas vezes a *typha sp.* (taboa) pode não ser encontrada com facilidade na região em que se deseja instalar o sistema. É importante o estudo com outros tipos de cultura para favorecer uma maior diversidade de tratamentos combinados, não inviabilizando o processo de tratamento dos resíduos. O estudo dos rejeitos das podas da *typha sp.* se faz necessário a fim de que se possa fechar o ciclo de aproveitamento de todos os resíduos gerados. Uma indicação para futuros estudos é a possibilidade de utilização desses restos vegetais em processos de compostagem e em possíveis composições de rações para animais.

Alguns problemas também foram observados durante a construção dos leitos. Os leitos foram construídos em tambores de poliestireno de 200L cortados ao meio. Após o corte essas estruturas ficam pouco rígidas e durante a colocação do meio

filtrante (pedra e areia) a estrutura se flexibiliza, podendo causar rompimento da mesma. Durante os testes os leitos tiveram que ser amarrados com arame em seu entorno para que não se deformassem em demasia, provocando o vazamento do efluente durante o tratamento. A sugestão é que sejam feitos suportes de madeira para os leitos.

Os leitos devem sempre permanecer alagados (sem lâmina d'água) com o efluente a ser tratado para que sua eficiência seja mais alta. O efluente, em contato com o meio filtrante forma uma camada de micro-organismos que ajuda no processo de tratamento do efluente da biodigestão. A interrupção desta carga faz com que muitos desses micro-organismos morram, diminuindo a eficiência do tratamento. Outro fator importante é que as plantas devem sempre ficar em leitos alagados; a falta de água ou efluente nos leitos faz com que elas não sobrevivam, principalmente em regiões de clima quente.

O estudo de outros materiais além de pedra e areia para a composição do meio filtrante do leito seria interessante, fazendo com que houvesse uma maior possibilidade de usos de materiais diferentes e talvez aplicações para outros tipos de efluentes.

Para que possa ser confirmada essa possibilidade de uso do sobrenadante na limpeza das baias é necessário que sejam feitos testes práticos em granjas experimentais de criação de suínos, e que a avaliação da sanidade dos animais seja acompanhada em longo prazo. O estudo de um tratamento terciário através de disposição no solo para o sobrenadante gerado talvez seja uma alternativa interessante para a disposição final adequada desse efluente.

BIBLIOGRAFIA

ABIPECS - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br>>.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma NBR 13969 – **Tanques sépticos** – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação, Setembro de 1997.

ADUBOS para pastagem. **Boletim Pecuário**, v. 1, n. 217, jun. 2001. Disponível em:<www.boletimpecuario.com.br> . Acesso em: 26 jun. 2007.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - Apha (1995) **Standard Methods for the Examination for Water and Wasterwater**. Washington, D.C, 19th edition.

ANDREADAKIS, A.D. **Anaerobic Digestion of Piggery Wastes**. Wat. Sci. Tech., v. 25, n. 1, p. 9-16, 1992.

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

BACCHI, O.; LEITÃO FILHO, H.F.; ARANHA, C. **Plantas Invasoras de Culturas**. Campinas: UNICAMP, 1984. p. 835-838.

BARBARI, M.; ROSSI, P. **Rispamiare acqua conviene: meno liquami da Smaltire**. Suplemento a l'Informatore Agrario, Verona, n. 18, p. 11-17, 1992.

BARBÉRIO, J. C. e CASTAGNOLLI, N. **Desempenho de três variedades de tilápias em tanques submetidas a três níveis de adubação orgânica**. In: Simpósio Brasileiro de Aquicultura. 5, Cuiabá. 1986. Anais... Cuiabá: UFMT, 1986. 491 p.

BARRERA, P. **Biodigestores – Energia, Fertilidade e Saneamento para a Zona Rural**. São Paulo: Editora Ícone, 1993.

BARRETO, M. C. V. **Degradação da fração orgânica resíduos e rejeitos em algumas propriedades químicas e físicas de dois solos**. (Tese) Doutorado em Solos ESALQ. Piracicaba: USP, São Paulo. 1995. 106 f.

BARROS, W.; CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por reator anaeróbico compartimentado**. XXIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. Anais... p. 297-307. La Habana/ Cuba, 1992.

BARROS, G. S. C.; ZEN, S. D.; BACCHI, M.R.P.; MIRANDA, S.H.G.; NORROD, C.A.; TIONGCO, M.M. **Policy, Technical, and Environmental Factors Driving the Scaling up Of Livestock Production in Brazil: Implications For Small Scale Producers.** Piracicaba: CEPEA/ESALQ, 2004.

BELLAVER, C. **Restrição da alimentação para suínos em terminação.** Suinocultura Dinâmica, v. 1, n. 2, p. 1-3, 1992.

BENATTI, C. T. **Tratamento de lodo gerado em estação de tratamento de esgoto.** (Dissertação) Mestrado em Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá. Maringá-PR: UEM, 2000.

BERNARDES, L. F. **Efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo.** (Dissertação de Mestrado) Universidade Estadual de São Paulo. Jaboticabal-SP: UNESP/FCAV, 1982. 50p.

BILLORE, S.K. **Potential removal of particulate matter and the nitrogen through roots in water hyacinth in a tropical natural wetland.** Current Sci. 74, 154-156. 1999.

BORRERO, J. A. L. **Depuración de Aguas Residuales Municipales com Humedales Artificiales.** Dissertação de mestrado. Universidad Politécnica da Cataluña, 1999.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. **Resolução Conama n.º 357, de 17 de março de 2005.** Diário Oficial da União. Brasília: Imprensa Nacional, 30 jun. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. **Resolução Conama n.º 274, de 29 de novembro de 2000.** Diário Oficial da União. Brasília: Imprensa Nacional, 8 jan. 2001.

BRIX, H. **Treatment of wastewater in the rizhosphere of wetland plants – the root zone method.** Water Science and Technology, Great Britain, IAWQ, v. 19, p. 107-118. 1987.

BUSON, C. *et* AUROUSSEAU, P. **Lisiers et protection de l'environnement. Géométrie,** v. 3, p. 29-32, 1977.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Rio de Janeiro, 1º edição, PROSAB – ABES, 1999.

CANABARRO D. V. N. *et al.* **Acúmulo de Nitrogênio e Produtividade de Milho Com o Uso de Dejetos de Suínos Manejados na Forma Líquida e em Cama Sobreposta.** Fertbio, 2003.

CANO A. A. J, COLLADO L. R, **La lenteja de agua como sistema blando de depuración de aguas residuales de bajo coste**, en *Tecnología del Agua*. No. 174, marzo de 1998, p. 18-25.

CASTAGNOLLI, N. **Piscicultura nos trópicos**. São Paulo: Manole, 1986. 152p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Sistemas Anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG/ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

COOPER, P. F. **The use of bed systems to treat domestic sewage**: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In MOSHIRI, G. A. (Ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. p. 203-217.

CORRÊA, P. M. **Dicionário das plantas úteis do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, 1978. v. 6, p. 167.

CRAVEIRO, A. M. **Influência da proporção de lixo e lodo de esgoto no processo de digestão anaeróbica desses resíduos**. (Dissertação) Mestrado em Engenharia Química - Escola Politécnica. São Paulo: USP, 1982.

DALLA COSTA, O. A.; MORES, N.; SOBESTIANSKY, J.; BARIONI JUNIOR, W.; PIFFER, I. A.; PAIVA, D. P. de; AMARAL, A. L. do; GUZZO, R.; LIMA, G. J. M. M. de; PERDOMO, C. C. **Fatores de risco associados à rinite atrófica progressiva e pneumonias crônicas nas fases de crescimento e terminação**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. 5 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 267).

DALLA COSTA, R. **Biodigestão de Resíduos da Suinocultura**. (Dissertação) Mestrado em Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá. Maringá-PR: UEM, 2004.

DAMIANOVIC, M. H. R. Z. **Estudo do efeito de nutrientes no desempenho de reatores de manta de lodo em escala de bancada alimentados com efluente de processamento de milho**. (Dissertação) Mestrado em Hidráulica e Saneamento da Universidade de São Paulo. São Carlos: USP, 1992. 127 f.

DE ZEN, S. **Estudo dos Impactos Econômicos da Adequação Ambiental da Suinocultura**. Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba-SP: USP, 2006. 104 p.

DROSTE, R. L. **Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment**. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1997. 800 p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Biodigestores**. 2003. [<http://www.unilivre.org.br/centro/experiencias/438.html>]. Data de consulta: 01/11/2007.b

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Climdata Rainfall Database. Roma: United Nations Food and Agriculture Organization, Sustainable Development Department, Agrometeorology Group, 2008.

FEIDEN, A. **Avaliação da eficiência de lagoas de tratamento de resíduos líquidos**. In: CEREDA, M. P. (Coord.) Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca. v. 4, cap.13, p. 186-201. São Paulo: Fundação Cargill, 1997.

FERNANDES, F.; ANDRAUS, S.; ANDREOLI, C. V. *et al.* **Eficiência dos processos de desinfecção do lodo da ETE-Belém com vista a seu uso agrícola**. v. 5, n. 5, p. 46-58. Sanare, Curitiba, 1996.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; JURGENSEN, D. Produção e características dos biossólidos. In: PROSAB. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Curitiba: PROSAB, 1999. p. 16-25.

FIALHO, E. T.; GOMES, P. C.; ALBINO, L. F. T.; COSTA, V. **Avaliação química e biológica de ingredientes nacionais utilizados em rações de suínos**. Embrapa suínos e Aves, 1982. Disponível em: www.cnpa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/cot044.pdf

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais, com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na Região de Toledo-PR**. (Dissertação) Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Florianópolis: UFSC, 2003.

GAVIOLLI, T.O.; VOLK, L. B. S.; NOLLA, A.; DONEGA, M. A. **Correção da acidez do solo, fertilização e crescimento do milho (*Zea mays* L.) submetido à aplicação de casca de arroz carbonizada** In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2007, Gramado-RS. Anais do XXXI CBCS. Viçosa-MG: SBCS, 2007.

GIROTTI, A. F. **Administração Técnica e Econômica de Propriedades Suínolas**. V. 3.0. (Embrapa Suínos e Aves, Documentos, 66). Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. 68p.

GNIGLER, M. L. **A poluição dos mananciais por dejetos de suínos**. Tese apresentada ao Ministério Público do Paraná, 2001.

GOSMANN, H. A. **Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenagem e valorização dos dejetos de suínos**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: UFSC, 1997. 115p.

GOULART, R. M. **Processo de compostagem: alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos de suínos**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: UFSC, 1997. 127 p.

HAMMER, D. A. **Creating freshwater wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1997. Cap.1: Marshes, bogs, swamps, fens, tules, and bayons. p. 1-22. Cap.3: Three important components: Water, soil, and vegetation. Cap. 5: Wetlands: Functions and values, p. 89-124. Appendix B: Common and scientific names. p. 335-362.

HESS, A. A. **Ecologia e Produção Agrícola**. Concórdia, Nobel S. A, 1980.

HICKLING, C.F. **Fish cultures**. London: Faber and Faber, 1962. 295p.

HILL, D. T.; PRINCE, T. J. **Dynamics of farmstead methane production**. Transactions of the ASAE, v. 26, n. 1, p. 194-9, 1983.

HILBERTS, I. B. **Large scale manure processing in the Netherlands**. Nitrates, agriculture, eau. Paris, p. 67-74, 1990.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitões cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. (Dissertação) Mestrado em Engenharia Agrícola. Campinas: UNICAMP/ FEAGRI, 2001. 118 p.

IAP. Instituição Ambiental do Paraná. Resolução Sema nº 031 de 24 de agosto de 1998. **Legislação Ambiental**. Disponível em: www.pr.gov.br/meioambiente/iap/res031.htm#art96. Acesso em: 15 nov. 2008.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2003. **Efetivo de suínos por região**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/brasil>. Acesso em: 20 out. 2007.

JANSSEN, B.H. **Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials**. Plant Soil, 181:39-45, 1996.

JELINEK, T. **Collection, storage and transport of swine wastes**. Animal Wastes. Ed. Taiganides, E. P., Essex, England Applied Science, p. 165-174, 1977.

JUWARKAR, A. S. **Domestic treatment through constructed wetland in India**. Water Science and Technology. Great Britain IAWQ, v. 32, n. 3, p. 291-294, 1995.

KADLEC, R. H., KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996. Cap. 1: Introduction to Wetlands for Treatment, p. 3 – 18; Cap. 3: Natural Systems for Treatment, p. 31-43.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: Editora Agronômica – CERES, 1985.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A.; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. **Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para a armazenagem de dejetos de suínos**. Comunicado Técnico, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, n. 361, p. 1-4, 2004.

LEE C. Y.; M. C. COULTER et al. **Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads**. Bioresource Technology n°92, 2004, p. 173–179

LETTINGA, G.; VAN HAANDEL, A. **Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 125 p.

LIMA, A. S. **Análise de desempenho de reator anaeróbio (USB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico**. (Dissertação) Mestrado da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília. Brasília: UNB/FT, 1998.

LINDNER, E. A. Legislação Ambiental vigente. In: **Aspectos Práticos do Manejo de Dejetos de Suínos**. Ed. Epagri/Embrapa-CNPSA, 106 p. 1995.

LINDNER, E. A. **Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina**. Florianópolis: FIESC-IEL, 1999. 1 CD-ROM.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil – terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Odessa: Editora Plantarum Ltda, 1981. p. 402.

LOWRY, O. H.; ROSEBROUGH, N. J.; FARR, A. L.; RADALL, R. J. Protein measurement with Folin Phenol Reagent. **Journal Biology Chemistry**, v. 193. p. 265-267, 1951.

LUCAS JÚNIOR, J. Aproveitamento energético de resíduos da suinocultura. In: **Energia, Automação e Instrumentação**. Lavras: UFLA/SBEA, 1998. p. 81-7.

LUDKE, J. V.; LUDKE, M. C. M. 2003. **Produção de suínos com ênfase na preservação do ambiente**. Disponível em www.cnpsa.embrapa.br/?/artigos/2003/artigo-2003-n21.html. Acesso em 16 de nov. 2005.

LUDKE, J. V.; DALLA COSTA, O. A.; SOBESTIANSKY, J. **Alimentação das fêmeas suínas segundo sua condição corporal**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. 6p. Folder.

MAGALHÃES, A. P. T. **Biogás – Um Projeto de Saneamento Urbano**. Concórdia: Livraria Nobel, 1986.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Ceres, 1980. 215p.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias.** (Dissertação) Mestrado da Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas: FEAGRI/UNICAMP, 1998. p. 106.

MELLO, L. C. P. **Curvas de Crescimento na Produção Animal.** In: XXXVII Reunião Anual da SBZ v. 1. Viçosa: SBZ, 2000.

MIRANDA, C. R.; ZARDO, A. O.; GOSMANN, H. A. **Uso de dejetos de suínos na agricultura.** In: Instrução técnica para suínos na agricultura. Embrapa, 1992. p. 1-2.

NERALLA, S.; WEAVER, R. W.; LESIKAR. **Domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands.** Bioresource Technology, v. 75, p. 19-25, 1998.

NISHI, S.M. et al. **Parasitas intestinais em suínos confinados nos estados de São Paulo e Minas Gerais.** Arquivos do Instituto Biológico, São Paulo, v. 67, n. 2, p. 199-203, 2000.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão a Alternativa Energética.** São Paulo: Editora Nobel, 1986. 93p.

NOUR, E. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado.** (Tese) Doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos: USP/EESC, 1996. 148 p.

OLESZKIEWICK, J. A.; KOZIARSKI, S. **Management and treatment of wastes from large piggers.** Agricultural Wastes, V. 3, n. 2, p. 123-144, 1981.

OLIVEIRA, P. A. V. de. (Coord.) **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** (Embrapa-CNPASA. Documentos, 27). Concórdia: Embrapa/CNPASA, 1993. 188p.

O'SHEA, J. **Agronomic value for broad acre crops of deep litter from pig sheds.** Final Report project number BMI 13/1228. Corowa, Austrália: Bunge Meat Industries, 2000.

OWEN, W. F. **Bioassay for monitoring biochemical Methane potential and anaerobic toxicity.** Water Res., Oxford, v. 13, n. 6, p. 485-492, 1979.

PALMOWSHI, L. M.; MULLER, J. A. **Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion.** Water Science Technology, v. 41, p. 155-162, 2000.

PERDOMO, C. C; LIMA, G. J. M. M; NONES, K. **Produção de Suínos e Meio Ambiente.** In: 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento em Suinocultura. Anais do 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento em Suinocultura. Gramado: SNDS, 2001.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H.; SEZERINO, P. H. **Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone.** In: International Conference On Wetland Systems For Water Pollution Control, 6, Águas de São Pedro, 1998.

POVINELLI, S. C. C. **Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário.** (Dissertação) Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos: USP/EESC, 1994. 181 p.

POVINELLI, S. C. C. **Cinética e hidrodinâmica e biomassa em reator anaeróbio compartimentado alimentado com esgoto sanitário.** (Tese) Doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos: USP/EESC, 1999. 137 p.

REED, S. C. **Natural Systems for Wastewater Treatment, Manual Of Practice FD-16,** Water Pollution Control Federation (WEF), Alexandria, VA, 1990.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment.** 2. ed., McGraw-Hill, 1995. 434p.

ROSTON, D. M. **Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 23, Campinas – SP, n.º 94-7-210.. **Anais...** Campinas, 1994.

SANDLER, S. I. **Chemical and Engineering Thermodynamics.** Inc. ISBN: 0-471-18210-9. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1999.

SANTA CATARINA. Decreto nº 14250, de 05 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº. 5.793, de 15 de outubro de 1980, **referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental,** 1981.

SCHOKEN TURRINO, R. P. *et al.* **Biodigestores contínuos:** isolamento de bactérias patogênicas no efluente. Campinas, Engenharia Agrícola. v. 15, p. 105-8, 1995.

SCHULTZ, H. **Biogas-Praxis:** Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele. Freiburg: Ökobuch Verlag, 1996. 187p. il.

SEGANFREDO, M. A. **Dejetos de suínos:** hora de reavaliação. Concórdia: Embrapa/CNPISA, 2005.

SEGANFREDO, M. A. **Análise dos riscos de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suíno como adubo nos solos.** Comunicado Técnico – Embrapa. n. 268, p. 1-3, 2000.

SEVRIN-REYSSAC, J. *et al.* **Le recyclage du lisier de porc par lagunage.** Technique & Documentation – Paris: Lavoisier, 1995. 118p.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Utilização de um sistema experimental por meio de “Wetland” construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: Simpósio Luso-Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental, IX., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. 1 CD-ROM.

SHAM, H. **Anaerobic wastewater treatment**; Anaerobic degradation of organic material into methane and CO₂ (Biogas). *Advances in Biochemical Engineering and Biotechnology*, v. 29, p. 83-115, 1984.

SILVA, P. R. **Lagoas de estabilização para tratamento de Resíduos de Suínos**. Dissertação de Mestrado. São Paulo: USP/EESC, 1973.76p.

SILVA, F. C. M. **Tratamento de dejetos de suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada**. (Dissertação) Mestrado em Engenharia Ambiental. Florianópolis: UFSC, 1996. 97p.

SIMPÓSIO SOBRE GRANULOMETRIA DE INGREDIENTES E RAÇÕES PARA SUÍNOS E AVES. *Anais (Embrapa-CNPISA. Documentos, 52)*. Concórdia-SC: Embrapa/CNPISA, 1998. 74p.

SMITH, J. M.; VAN NESS, H. C.; ABBOTT, M. M. **Introduction to Chemical Engineering Thermodynamics**. McGraw-Hill, 1996.

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. **Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages**. *Biosystems Engineering*, 87, p. 109-118, 2004.

SORENSEN, W. J.; MONTOYA, L. J. **Implicações econômicas da erosão do solo e das práticas conservacionistas no Paraná**, Brasil. Londrina, Iapar/GTZ, 1989. 143p.

SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós tratamentos de leitos cultivados. In: Simpósio Italo-Brasileiro de Ingeniería Sanitária Ambiental, 3, Gramado. **Anais...** v. 1, n. 9, p. 50-54,1996.

SPEECE, R. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters**. Tennessee: Archae Press, 1996.

SPEECE, R. E.; DURAN, M.; DEMIRER, G.; ZHANG, H.; DISTEFANO, T. **The role of process configuration in the performance of anaerobic systems**. *Water Science Technology*, v. 36, n. 6-7, p. 539-47, 1997.

STOBER, J. TRENT; O’CONNOR, JOHN T.; BRAZOS, BLAISE J. **Winter and spring evaluations of a wetland for tertiary wastewater treatment**. *Water Environment Research*. **Publisher:** Water Environment Federation, p. 961-968(8) v. 69, n. 5, July/August, 1997.

TAIGANIDES, E. P. **Animal farming effluent problems** – an integrated approach resource recovery in large scale pig farming. *Wat. Sci. Tech.* v.18, n. 10, p. 47-55, 1986.

THAUER, S. L. **Energy conservation in chemotrophic anaerobic bacteria.** *Bacteriol. Rev.* 41:100–180, 1977.

TOBIAS, A. C. T.; **Tratamento de resíduos da Suinocultura:** uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados. Tese apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas-SP: UNICAMP, 2002. 146p.

URBANC-BERCIC, O.; BULC, T. **Integrated constructed wetland for small communities.** *Water Science and Technology, Great Britain, IAWQ,* v. 32, n.º 3, p. 41-47, 1995.

USEPA. **NWQEP Annual Report:** Status of Agricultural Nonpoint Source Projects. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Nonpoint Source Control Branch, Washington, DC. EPA 506/9-89/002, 1988.

VALENTIN, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado.** (Dissertação) Mestrado da Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas: UNICAMP/ FEAGRI, 1999. 113 p.

VOLPE, A. **Absorção de NPK por azevém e atividade enzimática de um latossolo tratado com lodo de esgoto contaminado com cádmio.** Jaboticabal-SP: FCAV, 1995. 74p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996. 240 p.

VON SPERLIG, M. **Tratamento e destinação de efluentes líquidos da agroindústria.** Brasília: ABEAS; Viçosa: UFV/Departamento de Engenharia Agrícola, 1998. 88 p.

WOLVERTON, B. C. **Aquatic plant / microbial filters for treating septic tank effluent.** In.: *International Conference On Constructed Wetlands For Wasterwater Treatment*, 1, Chattanooga – Tennessee – USA, v. 1, n.º 5, p. 173-177. **Anais...** Chattanooga, 1988.

WOOD, A. **Constructed wetlands in water pollution control:** fundamentals to their understanding. *Water Science and Tecnology, Great Britain, IAWQ,* v. 32, n.º 3, p. 21-29, 1995.

ZANOTTO, D. L.; MONTICELLI, C. J.; MENTEM, J. F. M.; LIMA, G. J. M. M.; GUIDONI, A. L. **Efeito da granulometria do milho, da área por animal e do sexo, sobre o desempenho de suínos em crescimento e terminação.** Revista Brasileira de Zootecnia, Viçosa, MG, v. 25, n. 6, p. 1150-1162, 1996.

ZARDO, A. O.; LIMA, G. J. M. M. de Alimentos para suínos. **Boletim Informativo BIPERS**, v.8, n.12, p.7-71, 1999.

ZHANG, R. H. et al. **Anaerobic treatment of swine waste by the anaerobic sequencing bath reactor.** Transactions of the ASAE, v. 40, n. 3, p. 761-7, 1997.

ZHOU, H. Y.; CHEUNG, R. Y. H.; WONG, M. H. **Bioaccumulation of organochlorines in freshwater fish with different feeding modes cultured in treated wastewater.** Water Resource, v. 33, n. 12, p. 2747-2756, 1995.

ZINDER S. H.; LOBO A. L. **Nitrogen fixation by methanogenic bacteria.** In: G. STACEY, G. et al. (eds.). Biological nitrogen fixation. Chapman and Hall, New York, 1992. p. 191-211.

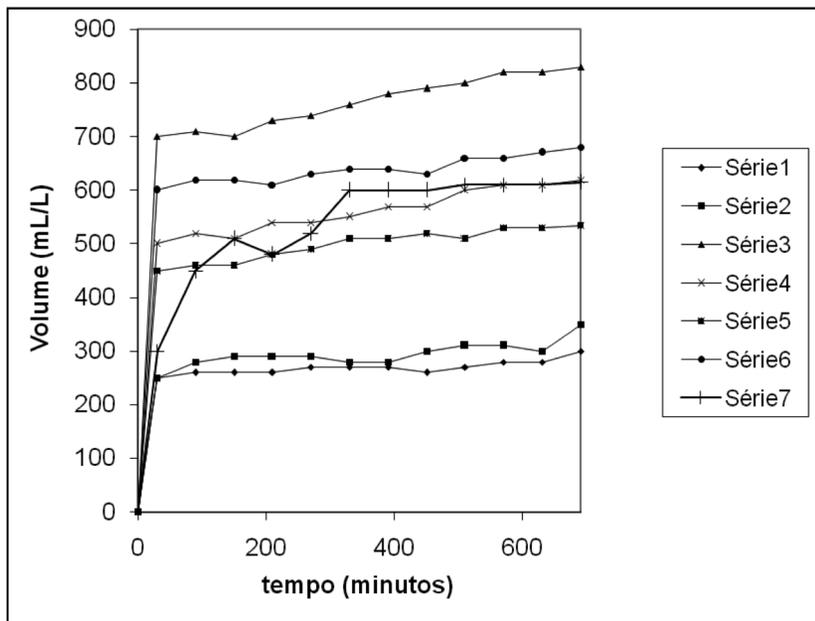
APÊNDICE

Apêndice

Este apêndice demonstra os dados obtidos durante o monitoramento do sistema integrado.

Os resultados dos testes de decantabilidade dos resíduos são mostrados na **Figura 1**.

Figura 1 - Teste de decantabilidade dos resíduos



Fonte: Elaboração própria.

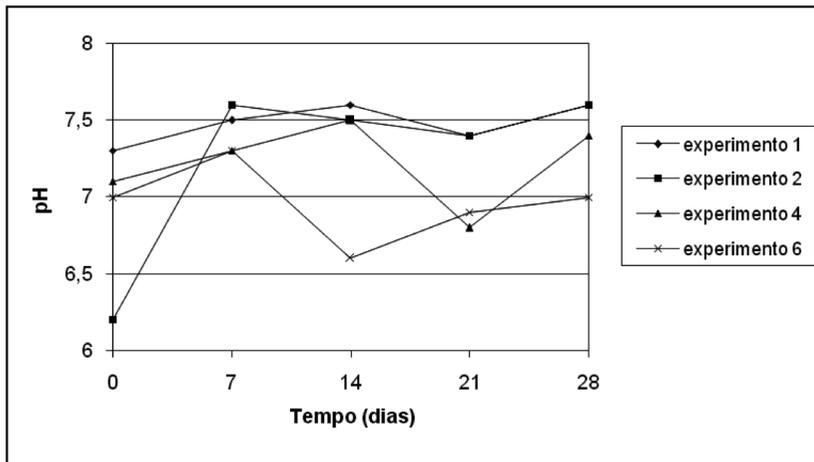
Monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos ao longo da digestão anaeróbia

pH

O potencial de hidrogenação (pH) é um parâmetro importante porque condiciona as reações químicas do meio.

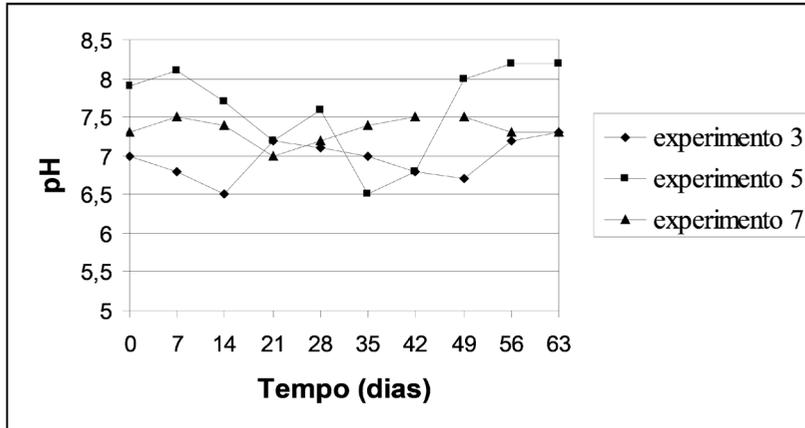
As figuras 2 e 3 apresentam os resultados médios da evolução do pH das amostras ao longo da operação do reator.

Figura 2 - Evolução do pH nos experimentos 1, 2, 4 e 6



Fonte: Elaboração própria.

Figura 3 - Evolução do pH nos experimentos 3, 5 e 7



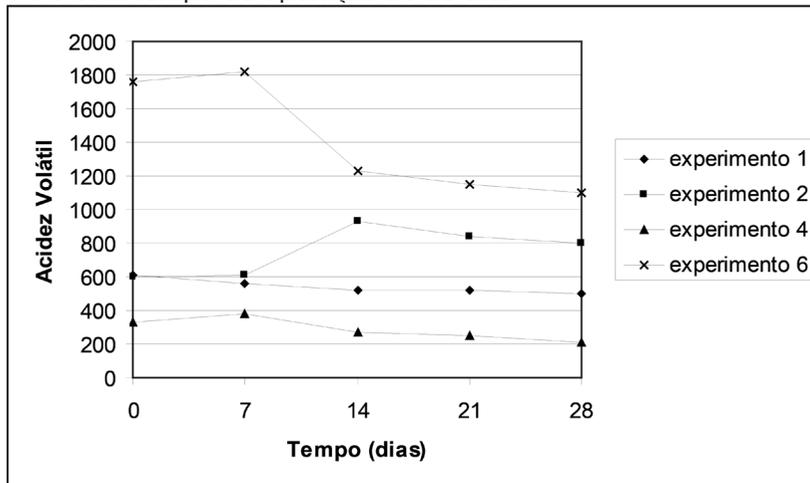
Fonte: Elaboração própria.

Os valores médios de pH no afluente variaram de 6,2 a 7,9. Nos efluentes dos reatores, o pH variou de 6,5 a 8,2. Segundo Batista (1981 *apud* CETESB, 2003) a faixa de operação dos digestores em pH varia entre 6.0 e 8.0, tendo como ponto ótimo pH 7.0 – 7.2. Fora destes limites, a digestão pode realizar-se, mas com menor eficiência.

Acidez Volátil

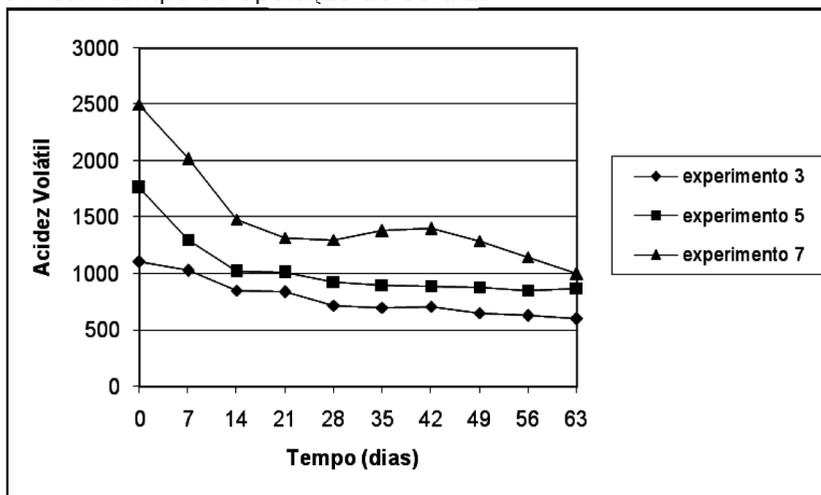
As figuras 4 e 5 mostram a evolução da acidez volátil ao longo do processo de biodigestão.

Figura 4 - Avaliação média da acidez volátil nos experimentos 1, 2, 4 e 6 com tempo de operação de 30 dias



Fonte: Elaboração própria.

Figura 5 - Avaliação média da acidez volátil nos experimentos 3, 5 e 7 com tempo de operação de 60 dias

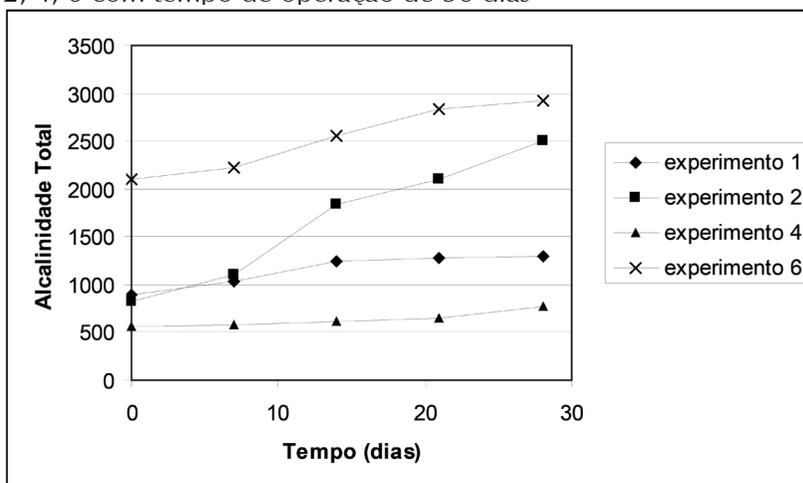


Fonte: Elaboração própria.

Alcalinidade Total

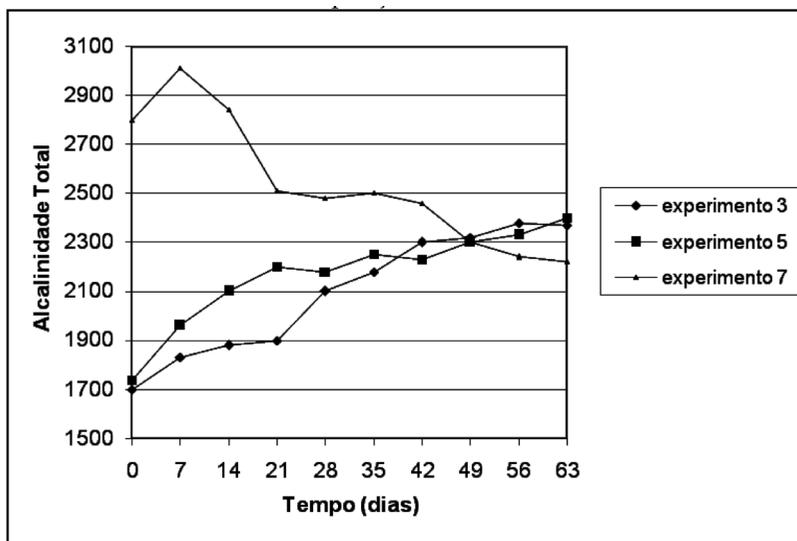
As figuras 6 e 7 apresentam os resultados médios da evolução da alcalinidade ao longo do tempo de operação do biodigestor anaeróbio.

Figura 6 - Avaliação média da alcalinidade total nos experimentos 1, 2, 4, 6 com tempo de operação de 30 dias



Fonte: Elaboração própria.

Figura 7 - Avaliação média da alcalinidade total nos experimentos 3, 5 e 7 com tempo de operação de 60 dias

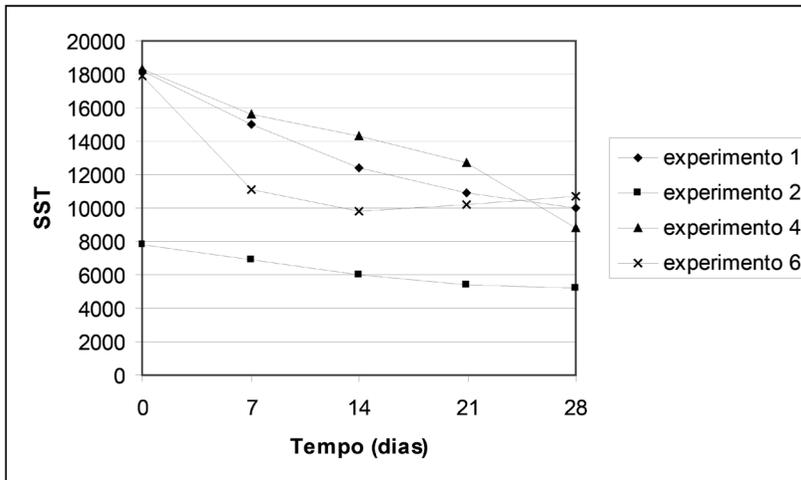


Fonte: Elaboração própria.

Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis

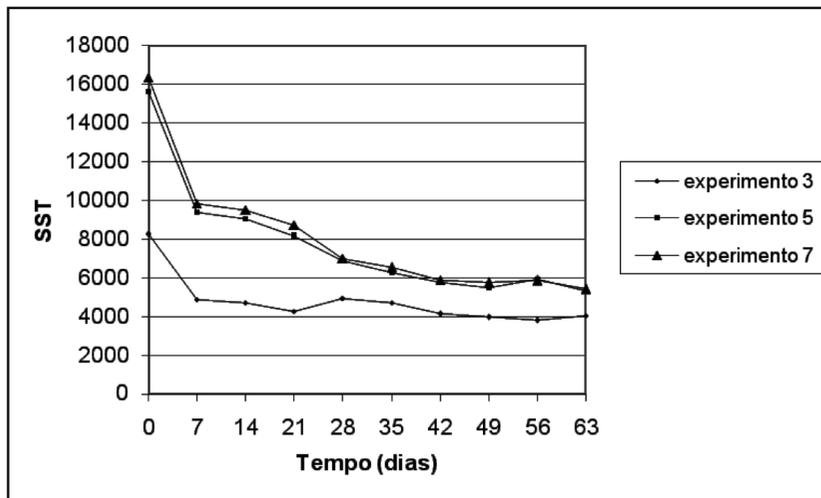
As figuras 8 e 9 apresentam a redução média das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e as figuras 10 e 11 apresentam a redução média das concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) do sobrenadante ao longo do tempo de operação.

Figura 8 - Avaliação média dos SST nos experimentos 1, 2, 4 e 6 com tempo de operação de 30 dias



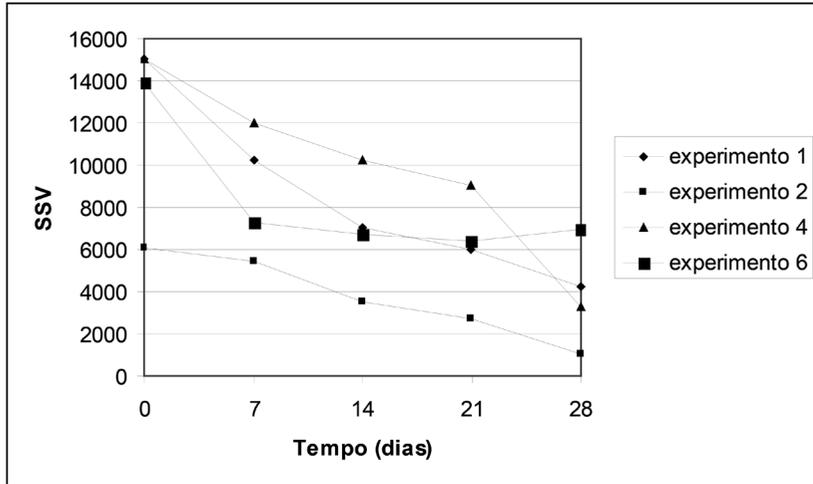
Fonte: Elaboração própria.

Figura 9 - Avaliação média dos SST nos experimentos 3, 5 e 7 com tempo de operação de 60 dias



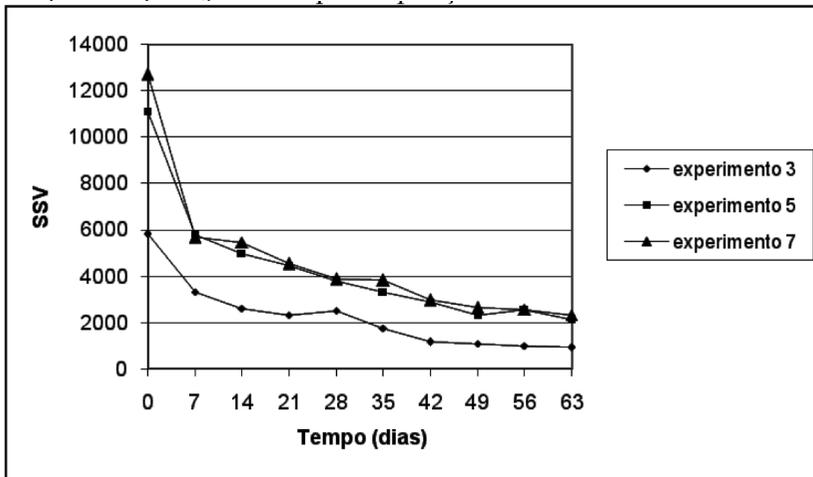
Fonte: Elaboração própria.

Figura 10 - Avaliação média dos SSV nos experimentos 1, 2, 4 e 6 com tempo de operação de 30 dias



Fonte: Elaboração própria.

Figura 11 - Avaliação média dos SSV nos experimentos 3, 5 e 7 com tempo de operação de 30 dias

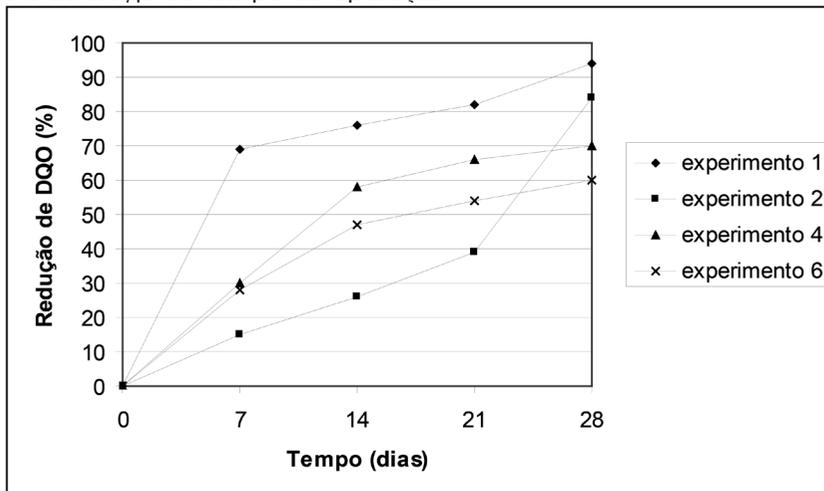


Fonte: Elaboração própria.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

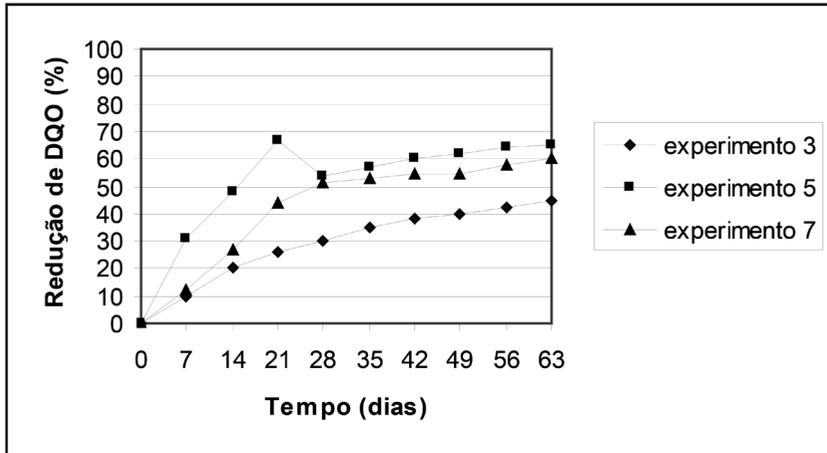
As figuras 12 e 13 apresentam as reduções da concentração de DQO total e as figuras 14 e 15 as reduções da concentração da DQO solúvel, respectivamente, ao longo do tempo de operação.

Figura 12 - Redução média de DQO total nos experimento 1, 2, 4, e 6 ao longo do tempo de operação



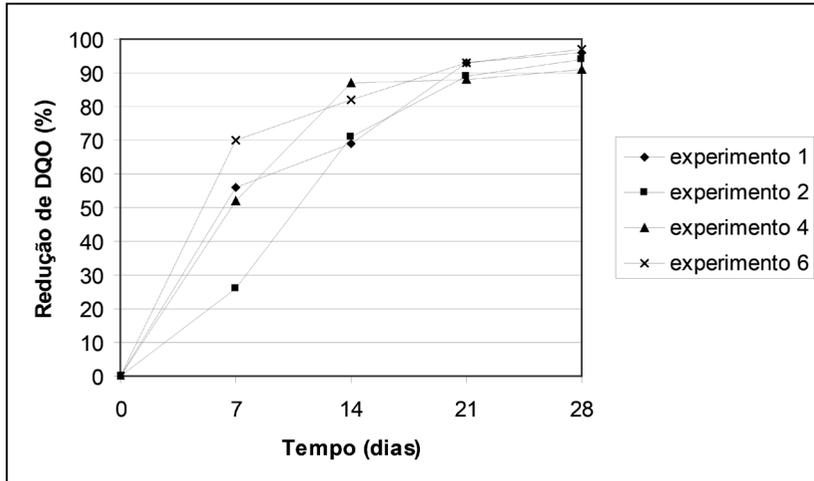
Fonte: Elaboração própria.

Figura 13 - Redução média de DQO total nos experimento 3, 5 e 7 ao longo do tempo de operação



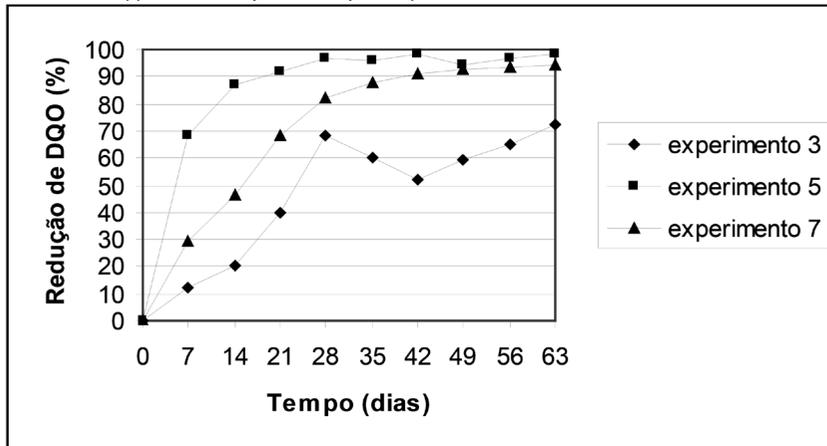
Fonte: Elaboração própria.

Figura 14 - Redução média de DQO solúvel nos experimento 1, 2, 4, e 6 ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaboração própria.

Figura 15 - Redução média de DQO solúvel nos experimento 3, 5 e 7 ao longo do tempo de operação

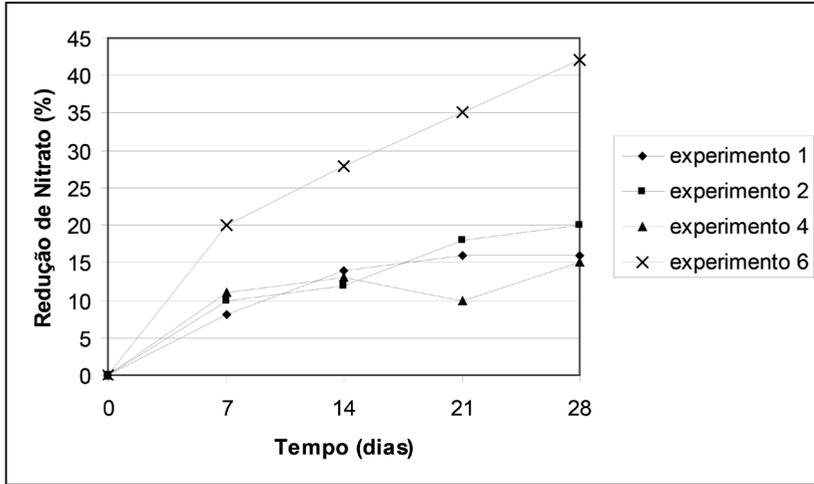


Fonte: Elaboração própria.

Nitrato e Nitrito

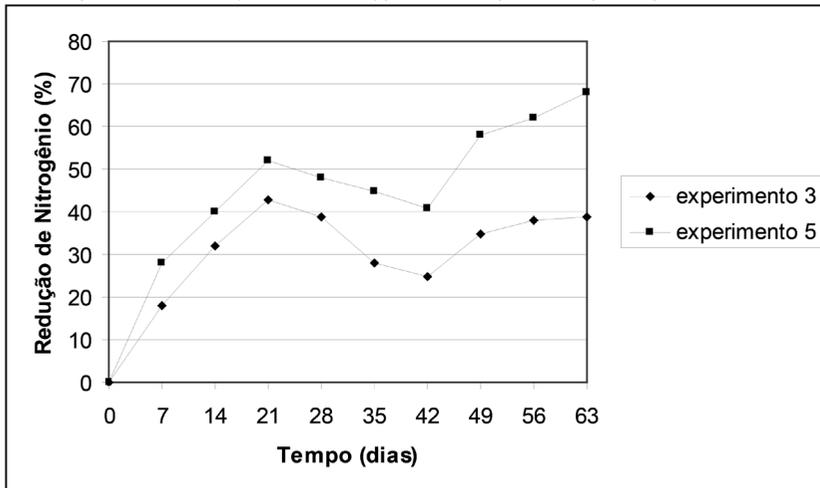
As figuras 16 à 19 apresentam a redução média das concentrações de nitrato e nitrito no sobrenadante ao longo do processo de biodigestão. Houve boa redução das concentrações de nitrito e nitrato nos experimentos, dando destaque para o experimento n° 5.

Figura 16 - Redução média da concentração de nitrato no sobrenadante, nos experimentos 1, 2, 4, e 6 ao longo do tempo de operação



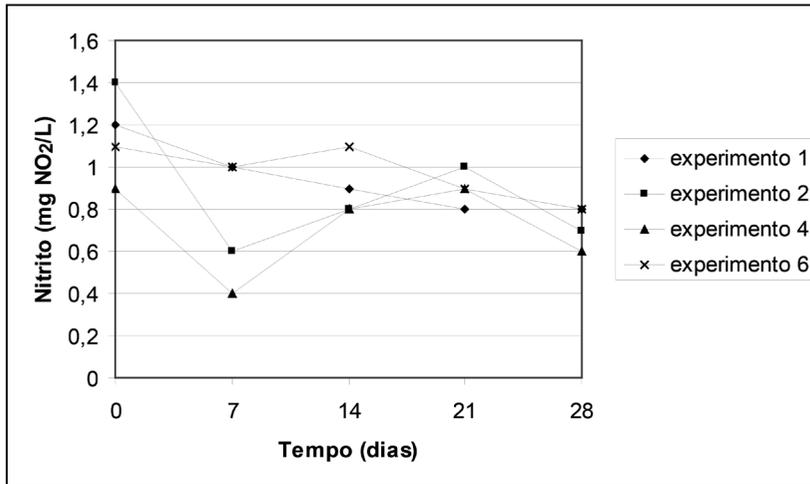
Fonte: Elaboração própria.

Figura 17 - Redução média da concentração de nitrato no sobrenadante nos experimentos 3, e 5 ao longo do tempo de operação



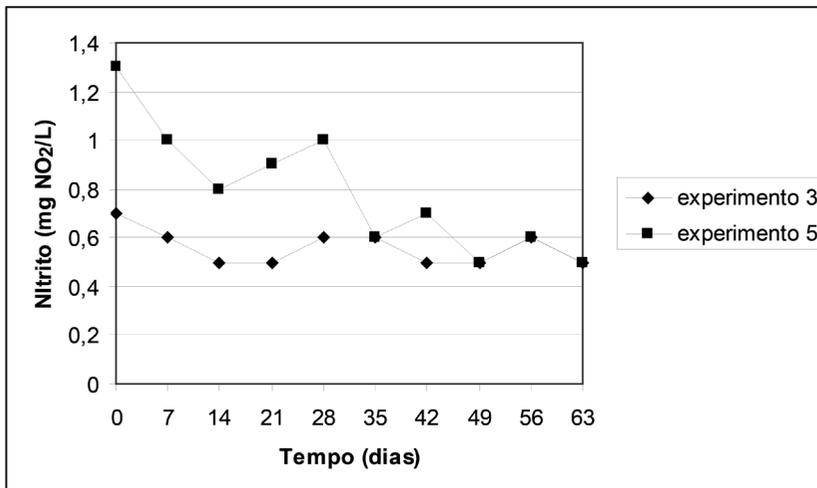
Fonte: Elaboração própria.

Figura 18 - Evolução da concentração de nitrito no sobrenadante nos experimentos 1, 2, 4 e 6 ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaboração própria.

Figura 19 - Evolução da concentração de nitrito no sobrenadante nos experimentos 3 e 5 ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaboração própria.

Umidade, Matéria Orgânica total, Resíduo Mineral total, Carbono Orgânico e relação C/N

A **Tabela 1** apresenta os resultados de teor de umidade, matéria orgânica total, resíduo mineral total, carbono orgânico e a relação C/N do lodo do processo de biodigestão anaeróbia.

Tabela 1 – Teor de umidade (UM), matéria orgânica total (MO), resíduo mineral (RM), carbono orgânico total (CO) e a relação C/N

Experimento 1

Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
0	95,5	85,04	14,95	47,25	36:1
7	94,3	73,2	25,4	31,84	22:1
14	95	65,1	33,4	28,30	21:1
21	94,8	53,2	46,7	27,44	17:1
28	94,1	42,1	57,4	26,9	15:1

Experimento 2

Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
0	97	83,65	16,35	46,48	39:1
7	98,2	70,5	29,1	38,79	25:1
14	93,4	62,3	37,4	24,15	16:1
21	93,7	59,2	40,8	24,74	15:1
28	91,2	57,4	42,7	23,72	11:1

Experimento 3

Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
0	98,1	86,05	13,94	47,81	34:1
7	97,5	80,1	20,1	38,79	31:1
14	96,9	77,4	22,3	35,13	27:1
21	97,1	74,8	25,3	32,79	26:1

Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
28	93,2	72,5	27,7	31,04	16:1
35	94,5	68,4	31,2	29,8	14:1
42	92,9	64,9	36,4	28,4	15:1
49	93,1	65,5	34,2	28,2	14:1
56	92,5	63,5	35,6	27,5	13:1
63	94,2	60,4	39,6	25,4	13:1

Experimento 4

Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
0	96,4	78,2	20,5	43,45	36:1
7	95,4	75,7	23,5	42,5	33:1
14	95,8	68,4	33,4	37,2	24:1
21	93,9	63,2	37,2	34,9	23:1
28	94,1	66,8	34,5	36,1	20:1

Experimento 5

Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
0	98,3	81,6	17,81	45,34	30:1
7	98,8	58,9	39,2	35,2	27:1
14	99,1	55,1	43,1	34,3	25:1
21	97,5	56,3	41,2	34,4	22:1
28	98,1	54,4	43,9	32,7	18:1
35	96,9	55,8	42,7	27,7	13:1
42	97,2	48,2	52,1	27,8	14:1
49	95,4	52,4	49,8	28,4	15:1
56	94,9	47,5	52,6	26,3	13:1
63	95,1	47,3	52,8	26,1	13:1

SISTEMA INTEGRADO PARA TRATAMENTO
DE RESÍDUOS GERADOS PELA SUINOCULTURA

Experimento 6

Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
0	92,5	77,9	22,4	43,28	27:1
7	90,3	81,2	18,8	42,5	24:1
14	91,0	75,4	23,2	41,2	20:1
21	89,5	72,1	24,5	40,9	19:1
28	90,7	68,4	34,9	36,5	16:1

Experimento 7

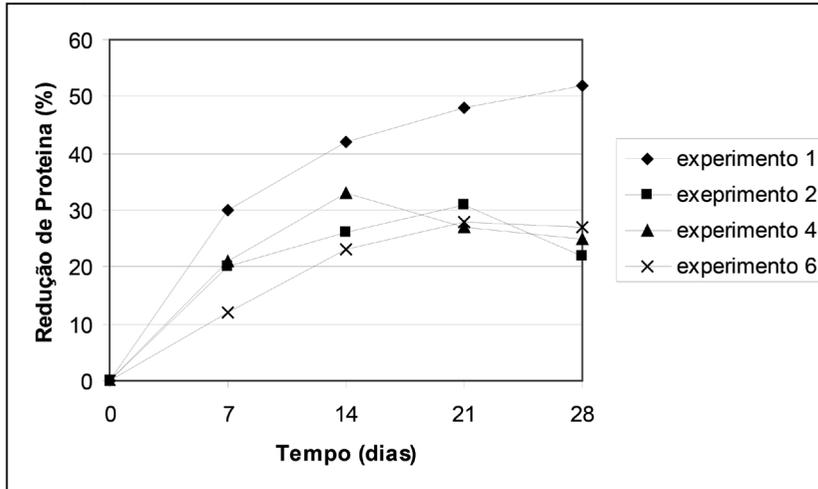
Tempo (dias)	UM(%)	MO(%)	RM(%)	CO(%)	C/N
0	96,5	70,3	28,8	44,3	36:1
7	98,5	55,4	43,7	32,3	26:1
14	92,3	61,6	39,3	33,2	18:1
21	90,4	48,7	52,1	31,4	17:1
28	90,2	48,6	50,4	32,1	18:1
35	90,1	47,8	53,4	29,8	16:1
42	92,1	47,2	52,1	27,9	14:1
49	89,9	45,3	51,3	27,4	13:1
56	91,1	44,8	49,7	24,6	12:1
63	90,1	44,5	48,2	25,1	12:1

Fonte: Elaboração própria.

Proteína

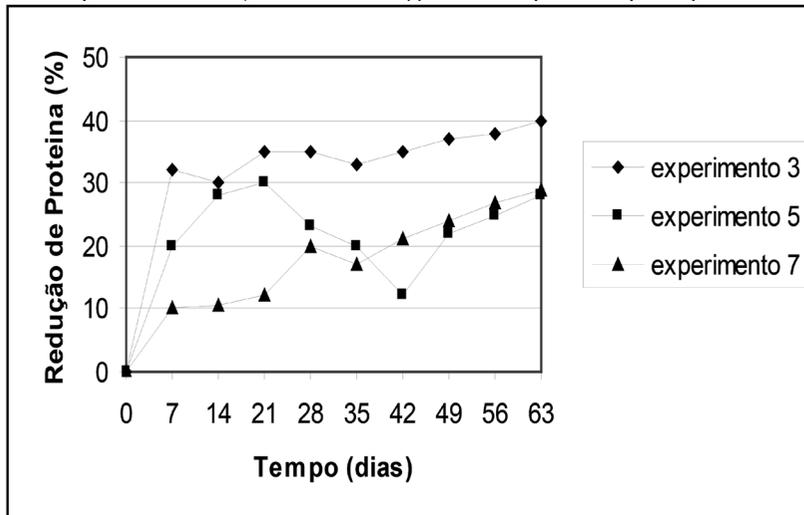
A redução média da concentração da proteína no lodo é apresentada nas figuras 20 e 21.

Figura 20 - Redução média da concentração de proteína no lodo nos experimentos 1, 2, 4 e 6 ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaboração própria.

Figura 21 - Redução média da concentração de proteína no lodo nos experimentos 3, 5 e 7 ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaboração própria.

Nitrogênio e Fósforo

A **Tabela 2** mostra os resultados de nitrogênio e fósforo para os períodos de degradação de 28 e 63 dias.

Tabela 2 – Concentração de Nutrientes ao longo do tempo de operação do reator

Experimento 1

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
0	1,3	2,32
7	1,47	2,10
14	1,29	2,28
21	1,54	2,35
28	1,77	2,4

Experimento 2

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
0	1,6	2,61
7	1,55	2,35
14	1,43	2,23
21	1,57	2,45
28	2,08	1,9

Experimento 3

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
0	1,4	2,63
7	1,22	2,63
14	1,28	2,66
21	1,25	2,58
28	1,9	2,52
35	2,15	2,45
42	1,84	1,57
49	1,95	1,6
56	2,1	1,59
63	1,91	1,3

Experimento 4

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
0	1,2	2,85
7	1,26	2,54
14	1,54	2,68
21	1,48	2,71
28	1,74	2,8

Experimento 5

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
0	1,5	2,75
7	1,32	2,14
14	1,35	2,21
21	1,53	2,38
28	1,85	2,34
35	2,05	2,65
42	1,94	2,1
49	1,89	2,68
56	2,01	2,72
63	1,98	2,75

Experimento 6

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
0	1,6	2,84
7	1,82	2,63
14	1,98	2,72
21	2,15	2,78
28	2,20	2,9

Experimento 7

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
0	1,2	2,32
7	1,2	2,23
14	1,8	2,41
21	1,82	2,14

Tempo (dias)	N (%)	P (%)
28	1,7	2,46
35	1,76	2,22
42	1,92	2,32
49	1,98	2,2
56	2,01	2,35
63	1,99	2,51

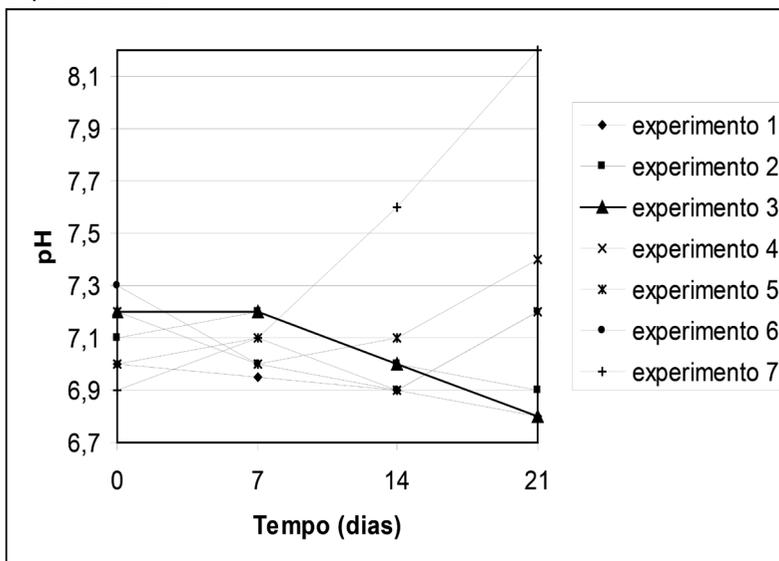
Fonte: Elaboração própria.

Monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos após tratamento com leitos cultivados

pH

A **Figura 22** apresenta os valores de pH das amostras coletadas nos leitos cultivados com taboas.

Figura 22 - Resultado do pH dos leitos cultivados com taboas nos experimentos



Fonte: Elaboração própria.

Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) do efluente dos leitos cultivados

A **Tabela 3** indica que em alguns testes os leitos cultivados apresentaram remoção de 100% dos Sólidos Sedimentáveis (mL/L) com tempo de operação de 21 dias. As pedras de brita e as raízes das macrófitas desempenham papel importante para conter sólidos, que possivelmente foram arrastados do reator.

Tabela 3 – Concentração de sólidos sedimentáveis pós leitos cultivados (mg/l)

Experimento 1

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	0,05	0,02	0

Experimento 2

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída do leito	0,1	0,1	0,1

Experimento 3

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída do leito	0,05	0,02	0

Experimento 4

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída do leito	0,1	0,1	0,2

Experimento 5

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída do leito	0,2	0,5	0,1
Testemunha (sem planta)	0,3	0,2	0,2

Experimento 6

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída do leito	0,7	0,6	0,4
Testemunha (sem planta)	0,3	0,1	0,1

Experimento 7

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída do leite	1,2	1,0	0,7
Testemunha (sem planta)	1,8	1,25	0,92

Fonte: Elaboração própria.

Fósforo

A **Tabela 4** apresenta os resultados do monitoramento do sistema de tratamento com relação ao fósforo

Tabela 4 – Resultado da eliminação de fósforo nos leitos (%)

Experimento 1

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,4	2,62	2,6

Experimento 2

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	1,91	1,62	1,4

Experimento 3

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,34	2,28	1,9

Experimento 4

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,78	1,83	1,72

Experimento 5

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,08	2,12	2,11

Experimento 6

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,88	1,92	2,3

Experimento 7

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,4	2,52	2,71

Fonte: Elaboração própria.