

**ENOQUE PEREIRA DA SILVA**

**INFLUÊNCIA DA ALTURA DA LÂMINA E DA TURBIDEZ DA ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM SISTEMA DE DESINFECÇÃO  
SOLAR**

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

VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2012

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

T

S586i  
2012

Silva, Enoque Pereira da, 1986-  
Influência da altura da lâmina e da turbidez da água  
residuária de suinocultura em sistema de desinfecção solar /  
Enoque Pereira da Silva. – Viçosa, MG, 2012.  
xiii, 55f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Rubens Alves de Oliveira.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Referências bibliográficas: f. 49-55

1. Suíno - Criação. 2. Águas residuais - Purificação. 3. Água  
- Reuso. 4. Radiação solar. I. Universidade Federal de Viçosa.  
II. Título.

CDD 22. ed. 636.4

**ENOQUE PEREIRA DA SILVA**

**INFLUÊNCIA DA ALTURA DA LÂMINA E DA TURBIDEZ DA ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM SISTEMA DE DESINFECÇÃO  
SOLAR**

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

APROVADA: 23 de julho de 2012.

---

Alisson Carraro Borges

---

Rafael Bastos Teixeira

---

Rubens Alves de Oliveira  
(Orientador)

*À minha esposa Jamaika, fonte de apoio nos momentos difíceis, incentivo nos momentos de desânimo e de incondicional e eterno amor que sempre me ofereceu durante a minha vida.*

*Ao meu pai José Evangelista e à minha mãe Delzeny, que sempre lutaram e sempre sonharam com o meu sucesso, minha felicidade.*

*Aos meus irmãos Edna e Eliézer, amigos incondicionais em todos os momentos.*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, pelo fôlego de vida e pelas oportunidades a mim oferecidas. Obrigado por ter a oportunidade de ser chamado filho de Deus. Todas as palavras que poderia escrever neste papel não seriam suficientes para demonstrar quanto Tu és importante na minha vida, muito obrigado, pois houve momentos em que só tinha a Ti para compartilhar.

À minha esposa Jamaika, por ter sempre me motivado a continuar sonhando alto e me ajudado a cada dia a realizar sonhos, sempre com palavras de ânimo, às vezes puxando-me a orelha.

Aos meus pais José Evangelista e Delzeny, por terem lutado durante toda a minha infância para que eu tivesse a oportunidade de estudar e pelas orações durante o meu percurso. Hoje, sou imensamente grato a vocês pelo esforço que fizeram, pois esta é uma conquista da qual vocês têm grande parte.

À minha irmã Edna, pelo carinho sempre presente e por ter-me ajudado muito quando estava no terceiro ano do ensino médio; e ao meu irmão Eliezer, pelo amor, apoio, estímulo e pela confiança em tudo que fazia, incentivando-me a cada momento.

Ao meu primo Luiz Henrique, ou melhor, “kassote”, pelos momentos de irmão vividos antes, durante e após a UFV, pelas noites viradas nos laboratórios de pesquisas, pelas pedaladas de bicicleta pela UFV e por toda a ajuda recebida durante a convivência.

À família da minha esposa: Adalgiza, Juracy, Solange, Renato, Juliana e a pequena Júlia, por terem sido a minha família durante esta caminhada.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de estudar na melhor Universidade do país - pois o melhor é definido como o lugar onde sentimos muita saudade quando estamos longe -, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola, pela grande oportunidade de realizar este Curso.

Ao meu prezado Professor Rubens Alves de Oliveira, pela confiança em mim desde o início, sempre me recebendo com sorriso no rosto e falando a frase clássica: “Oh, meu Prezado!”. Muito obrigado por ser o meu referencial como profissional ético de sucesso, fora e dentro do meio acadêmico.

Ao meu Professor Alisson Carraro Borges, por ter-me auxiliado em vários momentos da minha carreira acadêmica e por ser exemplo de professor.

Ao grande Carlos Brasileiro, por ser um amigo sempre pronto a ajudar durante a pesquisa e sanando as frequentes dúvidas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, que possibilitou a realização desta pesquisa.

Aos Professores coorientadores Antônio Alves Soares e Paulo Roberto Cecon, pela valiosa colaboração, pelos aconselhamentos e esclarecimentos no desenvolvimento dos trabalhos.

Aos funcionários da Intec Gil e Marcos, pela ajuda na execução dos experimentos de campo.

Aos meus amigos e companheiros, com quem tive a oportunidade de compartilhar momentos ímpares na vida: Alessandro (Carioca), Michel, Luan, Felipe Nascimento (Seu Jorge), Leonardo Pimenta (Piriga), Leonardo Siman (Leozin), Cairê, Vinicius (Furnas), Fabrício Serafim (Dylon), Eduardo (Duardão), Júlio Cezar, Gheila, Ednaldo, Reginaldo, Samuel e Roberto Milagres, pelos bons momentos vividos na UFV; e tantos outros colegas que fizeram parte da minha história e deixaram saudades.

Aos meus amigos do Alojamento Pós 1911: Adriano, Ronaldo Fia, Paulinho, Júlio César, Ricardinho, Adenilson, Zezinho, Felipe Coveiro, Luciano, Robertinho, Chapinha, Josimar (01), Zero 2, pela amizade e pelos momentos divertidos que passamos juntos.

Aos meus colegas do Curso de Pós-Graduação, em especial ao Hugo, Toninho e David Quintão, pelo convívio, pela amizade e pelo companheirismo.

Aos funcionários da Hidráulica Chicão e Eduardo, pelos inúmeros cafezinhos e pelos bons momentos de prosa.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

## **BIOGRAFIA**

ENOQUE PEREIRA DA SILVA, filho de José Evangelista da Silva e Delzeny Pereira Matos Silva, nasceu em Janaúba, MG, em 4 de setembro de 1986.

Em março de 2005, iniciou o Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, concluindo-o em janeiro de 2010. Durante a graduação, foi bolsista de iniciação científica por três anos.

Em março de 2010, ingressou no Programa de Pós Graduação, em nível de Mestrado, em Engenharia Agrícola da UFV, na área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa da Dissertação em julho de 2012.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	x
ABSTRACT .....	xii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 A suinocultura nos cenários nacional e mundial.....	3
2.2 Caracterização dos dejetos de suínos.....	4
2.3 Legislação ambiental aplicada a água residuária de suinocultura.....	7
2.4 Sistemas de tratamento.....	9
2.5 Radiação .....	11
2.6 Turbidez .....	14
2.7 Coliformes .....	14
2.8 Desinfecção.....	16
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
3.1 Local de condução dos experimentos .....	19
3.2 Determinação da altura da água residuária no reator solar capaz de atingir padrões de qualidade aceitáveis para o uso do efluente na fertirrigação de culturas.....	27
3.3 Estudo da influência da turbidez no processo de desinfecção da água residuária de suinocultura .....	28
3.4 Análise estatística.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	30
4.1 Elementos meteorológicos.....	30

4.2 Determinação da altura da lâmina de água residuária no reator solar capaz de atingir padrões de qualidade aceitáveis para o uso do efluente na fertirrigação de culturas.....	33
4.3 Estudo da influência da turbidez e da lâmina no processo de desinfecção da água residuária de suinocultura.....	38
5. CONCLUSÕES.....	48
6. REFERÊNCIAS .....	49

## RESUMO

SILVA, Enoque Pereira da, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2012. **Influência da altura da lâmina e da turbidez da água residuária de suinocultura em sistema de desinfecção solar.** Orientador: Rubens Alves de Oliveira. Coorientadores: Antônio Alves Soares, Paulo Roberto Cecon e Carlos Augusto Brasileiro de Alencar.

Este trabalho foi desenvolvido na Unidade de Tratamento de Água Residuária de Suinocultura do Departamento de Engenharia Agrícola, pertencente à Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG. As coordenadas geográficas são 20° 45' de latitude sul e 42° 51' de longitude oeste e altitude de 651 m, no período de agosto de 2010 a fevereiro de 2011. Os objetivos foram: a) determinar a altura da lâmina de água residuária de suinocultura no reator solar que atenderá aos padrões de qualidade aceitáveis para o reuso do efluente na limpeza de granjas e na fertirrigação de culturas; b) quantificar a energia necessária para desinfecção da água residuária de suinocultura; e c) avaliar o efeito da turbidez no processo de desinfecção. O experimento foi montado num esquema fatorial 3x4, sendo utilizados três tipos de afluentes em um fator e quatro lâminas, no delineamento inteiramente casualizado com três repetições de cada combinação de fatores. Os tipos de afluentes foram caracterizados de acordo com as etapas de tratamento. Assim, o afluente bruto foi definido como do tipo 3, caracterizado por não ser submetido a nenhum tratamento.

O afluente provindo do sedimentador foi definido como do tipo 2, por ser submetido ao tratamento composto por um sedimentador. O afluente provindo do biofiltro foi definido como do tipo 1, por ser submetido à etapa de tratamento do sedimentador e posteriormente ao biofiltro. As lâminas utilizadas nos reatores solares foram de 10, 20, 30 e 40 cm. Utilizaram-se 12 reatores solares e um tipo de efluente por vez. O experimento aconteceu em forma de batelada, com duração de 72 h. Os reatores solares recebiam os respectivos afluentes durante o período noturno, e após as 72 h eram retiradas amostras de cada reator para a obtenção dos valores de pH, condutividade elétrica, temperatura do efluente, turbidez, coliformes totais e *Escherichia coli*. Os valores de temperatura do ar, umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiação solar foram obtidos de uma estação meteorológica automática instalada no local do experimento. Os resultados permitiram concluir que: a) Em reator solar, a altura da lâmina recomendada para a desinfecção de água residuária de suinocultura com turbidez de até 82 UNT, com três dias de exposição à radiação solar (média de 61,68 MJ m<sup>-2</sup>), é de até 23 cm, para se atingir um nível adequado e ser utilizada na agricultura como fertirrigação, seguindo-se os parâmetros recomendados pela OMS (categoria A - água: *Escherichia coli* <1.000 NMP/100 mL); b) para garantir a eficiência no processo de desinfecção nos reatores solares, é fundamental a utilização de um pré-tratamento da água residuária de suinocultura, e quanto maior a turbidez dessa água, menor a sua eficiência no processo de desinfecção.

## ABSTRACT

SILVA, Enoque Pereira da, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2012. **Influence of blade height and turbidity of swine wastewater in solar disinfection system.** Adviser: Rubens Alves de Oliveira. Co-Advisers: Antônio Alves Soares, Paulo Roberto Cecon and Carlos Augusto Brasileiro de Alencar.

This work was developed in Unit Sewer Treatment Plant Pork Industry, Department of Agricultural Engineering, belonging to the Federal University of Viçosa, MG. The geographical coordinates are 20 ° 45 'south latitude and 42 ° 51' west longitude and altitude of 651 m, from August 2010 to February 2011. The objectives were to: a) determine the height of the blade swine wastewater in the solar reactor, which meet acceptable quality standards for effluent reuse in cleaning farms and crops fertigation b) quantify the energy required for disinfection Swine wastewater and c) evaluate the effect of turbidity on disinfection process. The experiment was arranged in a 3x4 factorial design, which used three types of tributaries on one factor and four blades, in a completely randomized design with three replications for each combination of factors. The types of tributaries were characterized according to the processing steps. Thus, the influent crude was defined as type 3, characterized by not being subjected to any treatment. The influent coming from the settler was defined as type 2, being subjected to treatment by a compound settler. The influent coming from the biofilter was defined as type 1, for being subjected to treatment step of biofilter and then to settler. The blades used in solar reactors were 10, 20, 30 and 40 cm. A total of 12 solar

reactors and a type of effluent at a time. The experiment took place in a batch fashion with a duration of 72 hours. The solar reactors received their tributaries during the night and after 72 hours were sampled from each reactor to obtain the values of pH, electrical conductivity, temperature of the effluent turbidity, total coliform and Escherichia coli. The values of air temperature, relative humidity, wind speed and solar radiation were obtained using an automatic weather station installed at the experimental site. The results showed that: a) solar reactor, the blade height recommended for disinfection of swine wastewater with turbidity up to 82 NTU, with three days of exposure to solar radiation (average of  $61.68 \text{ MJ m}^{-2}$ ), is up to 23 cm, to achieve an adequate level to be used in agriculture as fertigation, following the parameters recommended by WHO (category A - Water: Escherichia coli  $<1000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ ) b) To ensure efficiency in the disinfection process in solar reactors is essential to use a pre-treatment of swine wastewater, and the higher the turbidity of swine wastewater, the less efficient disinfection process.

## 1. INTRODUÇÃO

A importância da suinocultura no contexto nacional reside não só no grande número de criadores envolvidos, como também na quantidade de empregos gerados diretos e indiretamente e na capacidade de produzir grande quantidade de proteína de alta qualidade em reduzida área e curto tempo, em comparação com outras espécies de animais de médio e grande portes.

Um dos maiores problemas do confinamento de animais é a quantidade considerável de dejetos produzidos por unidade de área. Esses resíduos, se não tratados, podem causar impactos negativos ao meio ambiente. Segundo Alves (2004), a produção média de águas residuárias de granjas suínolas na Zona da Mata de Minas Gerais é cerca de 30 L d<sup>-1</sup> por animal, considerando a incorporação do excesso de água dos bebedouros e da higienização das instalações.

A poluição ambiental por dejetos é um problema que vem se agravando na suinocultura moderna. Estudos recentes têm demonstrado alto nível de contaminação dos rios e lençóis de água superficiais que abastecem tanto o meio rural quanto o meio urbano (DIESEL et al., 2002).

A utilização de águas residuárias de suinocultura na agricultura é alternativa para o controle da poluição das águas superficiais e subterrâneas, além da disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento na produção agrícola. Entretanto, para que isso possa se tornar prática viável é preciso aperfeiçoar técnicas de tratamento para sua possível utilização como fertirrigação.

O Brasil é um país tropical e possui grande potencial de energia solar durante o ano todo. A radiação solar é opção promissora, tendo em vista a sua natureza não poluente e sua permanente disponibilidade.

Uma possível aplicação da radiação solar é na desinfecção das águas residuárias, para reduzir a contaminação ambiental e aumentar a disponibilidade de água e nutrientes para a fertirrigação.

Diante do exposto, neste trabalho objetivou-se avaliar o desempenho de reatores solares no processo de desinfecção da água residuária de suinocultura, variando-se os tipos de efluente e a altura da lâmina no interior dos reatores.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 A suinocultura nos cenários nacional e mundial**

A carne suína é a fonte de proteína animal mais consumida no mundo e representa, aproximadamente, a metade do consumo de carnes em âmbito mundial, quando comparada com as carnes de origem bovina e de aves, com mais de 93 milhões de toneladas, e possui forte tendência ao crescimento.

A China é responsável por mais da metade da produção e do consumo mundial de carne suína, seguida por Estados Unidos, Alemanha e Espanha. O Brasil é o quinto maior produtor mundial de suínos, apresentando um rebanho de aproximadamente 38 milhões de cabeças (IBGE, 2009).

O Estado de Minas Gerais possui o quarto rebanho suinícola do país, com aproximadamente 4,6 milhões de animais. O segundo polo de produção de Minas é a Zona da Mata, com aproximadamente 32% das matrizes (IBGE, 2009).

A suinocultura é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro e predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais e áreas com limitações topográficas para o estabelecimento de lavouras extensivas.

## **2.2 Caracterização dos dejetos de suínos**

A inserção da indústria no processo produtivo da suinocultura contribuiu para o melhoramento das raças de suínos e a consequente tecnificação do sistema de manejo, empregando-se altas tecnologias nas áreas de Nutrição, Sanidade e Ampliação da escala de produção, gerando, como efeito colateral, grande produção de dejetos. Dado o seu potencial poluidor, esses resíduos requerem tratamentos específicos estabelecidos por leis de proteção ambiental.

Devido à adoção de sistemas confinados de produção de suínos, grandes quantidades de dejetos são produzidas (ANGONESE et al., 2006). Os altos índices de contaminação dos recursos naturais e a redução da qualidade de vida nos grandes centros produtores de suínos são indicativos de que boa parte dos efluentes da suinocultura está sendo aportada direta ou indiretamente no solo e nos recursos de água, sem receber tratamento adequado (STRAPAZZON, 2008).

Como a agricultura utiliza maior quantidade de água e tolera águas de qualidade inferior em comparação com a indústria ou o uso doméstico (AYERS; WESTCOT, 1987), é inevitável, portanto, que exista crescente tendência de processos produtivos que sofreram algum tipo de degradação e encontrem na agricultura a solução dos problemas relacionados com águas residuárias. Em termos globais e quantitativos, o volume de águas residuárias disponíveis para irrigação é pequena, em comparação com o total de água usado em agricultura irrigada. As possíveis consequências de seu uso são de tal importância econômica, ambiental e social, que a necessidade de planejamento é justificada para controlar, em longo prazo, os efeitos de salinidade, sodicidade, nutrientes e oligoelementos sobre os solos e as culturas e até de curto prazo, em regiões onde o processo agroindustrial é intenso.

O aproveitamento de águas residuárias na agricultura é alternativa para controle da poluição de corpos de água, disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento de produção agrícola. Trata-se de técnicas que envolvem duas áreas específicas de engenharia: a sanitária, que visa à depuração de águas

residuárias; e a agrícola, que visa ao aproveitamento de águas servidas para fertirrigação de culturas (FONSECA, 2000).

O potencial poluidor das águas residuárias da suinocultura está relacionado à presença de sólidos em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes (nitrogênio e fósforo, entre outros), patógenos, metais pesados e sais diversos (BRANDÃO et al., 2003).

Os componentes poluentes das águas residuárias da suinocultura apresentam-se em concentrações suficientemente altas para se constituírem risco de desequilíbrio ecológico, quando dispostos inadequadamente. Em geral, até pouco tempo atrás, no Brasil, essas águas eram lançadas diretamente em cursos de água sem passar por tratamento prévio, acarretando sérios danos ao meio ambiente, visto que, muitas vezes, as propriedades rurais que têm como atividade predominante a suinocultura estão localizadas em regiões de topografia acidentada, dificultando a implantação do sistema de tratamento convencional (GOMES FILHO et al., 2001).

O sistema de produção em regime de integração foi o responsável pelo crescimento da suinocultura no Sul do Brasil (GARTNER; GAMA, 2005). A suinocultura brasileira, apesar da sua posição privilegiada em termos de produção, ainda não universalizou os sistemas de tratamento de dejetos, causando alguns impactos ambientais negativos (GARTNER; GAMA, 2005).

De acordo com Gonçalves (2002), o rebanho de suínos, no Brasil, gera de 32 a 51 milhões de kg ano<sup>-1</sup> de dejetos. A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (ASAE, 2005). Ou seja, uma granja com 600 animais possui um poder poluente, segundo esse critério, semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2.100 pessoas.

A causa principal da poluição é o lançamento direto do esterco de suínos sem o devido tratamento nos cursos de água, o que acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição por causa da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação das águas potáveis com amônia, nitratos e outros elementos. Os principais

constituintes dos dejetos suínos que afetam as águas superficiais são: matéria orgânica, nutrientes, bactérias fecais e sedimentos. Nitratos e bactérias são os principais componentes que afetam a qualidade da água subterrânea (NOLASCO et al., 2005).

A produção de suínos acarreta outro tipo de poluição, que é aquela associada ao problema do odor desagradável dos dejetos. Isso ocorre devido à evaporação dos compostos voláteis, que causam efeitos prejudiciais ao bem-estar humano e animal. Os contaminantes do ar mais comuns nos dejetos são: amônia, metano, ácidos graxos voláteis, sulfeto de hidrogênio, óxido nitroso, etanol, propanol, dimetilsulfídrico e carbono sulfídrico (DIESEL et al., 2002).

Outro agravante da produção de dejetos de suínos é a elevada concentração de nutrientes, devido à baixa eficiência alimentar dessa espécie animal. Estudos apresentados pelo National Research Council (1994) indicaram que 45 a 60% do nitrogênio, 50 a 80% do cálcio e fósforo e 70 a 95% do potássio, sódio, magnésio, cobre, zinco, manganês e ferro presentes nos alimentos dos suínos são excretados.

Nas Tabelas 1 e 2 estão apresentadas as características físico-químicas dos dejetos de suínos em relação ao nível de diluição e ao sistema produtivo adotado.

Tabela 1 - Características físico-químicas da água residuária de suinocultura ( $\text{mg L}^{-1}$ ), de acordo com o nível de diluição

Característica	Nível de diluição		
	Pouco	Médio	Muito
Sólidos totais	57.000	38.000	29.000
Demanda bioquímica de oxigênio	16.100	10.800	8.100
Nitrogênio total	2.700	1.800	1.400
Fósforo total	940	620	470
Potássio	1.510	1.000	750

Fonte: PERDOMO et al., 1999.

Tabela 2 - Características físico-químicas dos dejetos de suínos nas fases de gestação (G), maternidade (M), creche (CR), crescimento (CS) e terminação (T)

<b>Característica</b>	<b>G</b>	<b>M</b>	<b>CR</b>	<b>CS</b>	<b>T</b>
Condutividade elétrica (dS m <sup>-1</sup> )	3,49	2,07	3,41	1,79	3,06
pH	8,0	7,5	7,1	7,6	7,9
Sólidos dissolvidos (mg L <sup>-1</sup> )	3.691	2.196	3.587	1.892	3.258
Cálcio (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	5,29	4,74	15,37	19,47	20,36
Magnésio (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	3,38	2,20	15,22	18,13	16,76
Sódio (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	4,44	2,52	3,91	2,57	17,21
Manganês total (mg L <sup>-1</sup> )	1,26	1,41	10,70	3,68	6,75
Ferro total (mg L <sup>-1</sup> )	3,94	5,83	44,00	17,71	17,50
Zinco (mg L <sup>-1</sup> )	2,41	3,84	2,09	41,00	10,60
Cobre (mg L <sup>-1</sup> )	0,61	1,32	12,20	3,43	5,24
Potássio (mg L <sup>-1</sup> )	277	102	715	291	916
Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )	94	64	389	150	245
Demanda bioquímica de oxigênio (mg L <sup>-1</sup> )	2.913	4.369	3.678	3.134	5.689
Demanda química de oxigênio (mg L <sup>-1</sup> )	5.987	18.471	11.299	14.291	16.069

Fonte: adaptado de PEREIRA, 2006.

### **2.3 Legislação ambiental aplicada à disposição de água residuária de suinocultura**

Na maioria dos países europeus, a legislação de proteção ambiental é muito rígida em relação à destinação dos dejetos produzidos pelos suínos e outros animais, devido à dificuldade de dar destinação apropriada a eles. No Brasil, a partir do ano de 1991, o Ministério Público passou a cobrar o cumprimento da legislação, aplicando advertências, multas e, até mesmo, o fechamento de granjas.

Em termos gerais, as exigências nacionais para a emissão de efluentes da suinocultura em corpos hídricos receptores seguem o disposto na Resolução CONAMA n.º 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2005).

Resume-se, a seguir, o disposto na referida norma, em termos de padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores:

- Potencial hidrogeniônico (pH): entre 5 e 9.

- Temperatura: inferior a 40 °C e a variação de temperatura do corpo hídrico receptor não deverão exceder a 3 °C na zona de mistura.
- Sólidos sedimentáveis: até 1 mL L<sup>-1</sup> com o teste em cone de Imhoff, durante 1 h.
- Óleos e graxas: até 20 mg L<sup>-1</sup> para óleos minerais e até 50 mg L<sup>-1</sup> para óleos vegetais e gorduras animais.
- Ausência de material flutuante.
- Os efluentes não poderão conferir ao corpo hídrico receptor características em desacordo com o seu enquadramento.

Não existe padrão de lançamento de efluentes quanto a coliformes termotolerantes, porém há o padrão de qualidade do corpo de água, segundo a Resolução CONAMA 357/2005, de 1x10<sup>3</sup> NMP/100 mL para os corpos receptores classe 2 (que corresponde à maioria dos rios de Minas Gerais). Adicionalmente, segundo as diretrizes da OMS (1993), um efluente com menos de 1x10<sup>3</sup> NMP/100 mL pode ser usado na irrigação de vegetais ingeridos crus.

No Estado de Minas Gerais, a partir de 1995 o licenciamento e controle da atividade de suinocultura foram devidamente normalizados pela Deliberação Normativa COPAM n.º 34/1995 (COPAM, 1995). Um ponto importante no licenciamento ambiental de granjas suinícolas em Minas Gerais consiste na utilização sustentável dos dejetos na agricultura. Para tal, essa Deliberação estabelece a adoção da fertirrigação, como alternativa de controle ambiental, deve observar as práticas agronômicas de manejo e conservação do solo, visando evitar processos erosivos, saturação dos solos, contaminação de águas subsuperficiais e escoamento superficial (COPAM, 1995).

## 2.4 Sistemas de tratamento

Os suinocultores, cientes da degradação ambiental causada pelo lançamento dos dejetos de suínos nos corpos hídricos receptores e diante da ação fiscalizadora por órgãos ambientais, têm buscado soluções específicas no sentido de tratar, dispor ou reutilizar os resíduos.

As principais técnicas de tratamento dos dejetos de suínos, para uso e reuso, costumam combinar processos físicos e biológicos, constituindo de:

- Grades: são dispositivos destinados à remoção de sólidos grosseiros, que possam trazer dificuldades e transtornos nas etapas subsequentes do processo de tratamento dos dejetos. Dependendo das dimensões do material a ser removido, as grades podem ser classificadas como finas, médias e grossas. Para facilitar as operações de limpeza manual, as grades devem ser posicionadas com inclinação entre 45 e 60°.

- Peneiras: são equipamentos que proporcionam a separação das fases sólida e líquida dos dejetos. Segundo Diesel et al. (2002), as peneiras classificam-se em estáticas, rotativas e vibratórias. As peneiras estáticas são mais simples e de custo reduzido, porém requerem limpeza mais constante devido ao entupimento. As peneiras estáticas são mais simples e requerem limpeza mais constante devido ao entupimento, além de retirarem maior quantidade de partículas menores. As peneiras rotativas podem operar com maiores concentrações de sólidos nos dejetos, de forma contínua com pequena obstrução dos crivos e com capacidade de remover partículas grandes e pequenas. Zhang et al. (2003) obtiveram remoções de 27 e 37% nas concentrações de sólidos totais e suspensos de dejetos tratados em peneira estacionária com abertura de 2 mm. Chastain et al. (2001) verificaram remoções de 15, 35, 9 e 15% na concentração de sólidos totais, demanda química de oxigênio, nitrogênio e fósforo, respectivamente, de dejetos tratados em peneira estacionária com abertura de 0,50 mm.

- Sedimentadores: são tanques dimensionados com velocidades de sedimentação variando de 0,1 a 0,3 m h<sup>-1</sup>, aumentando a eficiência dos processos subsequentes e valorizando o material resultante (lodo) para uso como adubo orgânico (DARTORA et al., 1998). Perdomo et al. (1999)

observaram eficiências de remoção de 48, 45, 20, 39, 18 e 27% dos sólidos suspensos, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio, fósforo, potássio e coliformes fecais, respectivamente, apenas com passagem dos dejetos de suínos em tanque sedimentador.

- Filtros orgânicos: são equipamentos constituídos de materiais filtrantes capazes de remover solutos e reter sólidos que sejam subprodutos de atividades agropecuárias e industriais. Trata-se de uma opção interessante, tendo em vista a sua abundância, o baixo custo de aquisição e a possibilidade de serem compostados, depois de utilizados. Matos et al. (2003) propuseram a utilização de filtros orgânicos no tratamento primário de dejetos de suínos. Os materiais filtrantes utilizados no estudo foram o bagaço de cana-de-açúcar, a casca de arroz, a casca de café, o fino de carvão vegetal, o sabugo de milho e a serragem de madeira, que proporcionaram remoções de até 44, 90 e 33%, nas concentrações de cobre, sólidos sedimentáveis e sólidos totais do efluente, respectivamente. Magalhães et al. (2006) obtiveram remoções de sólidos suspensos e sólidos totais de 90 a 99% e de 43 a 57% para os filtros de serragem de madeira e de 81 a 96% e de 50 a 56% para os filtros de bagaço de cana-de-açúcar, com tempo de operação médio de 1 a 1,7 h e área superficial de 1 m<sup>2</sup>, suficiente para o tratamento de 3.600 a 5.500 L de água residuária de suinocultura. Laws (2003) e Batista (2011) recomendaram a utilização da serragem de madeira como material para preenchimento do biofiltro, devido à grande disponibilidade e ao reduzido custo de aquisição.

- Vermifiltros: são dispositivos compostos de materiais orgânicos e inorgânicos, geralmente possuindo quatro camadas: a primeira é constituída de material orgânico com elevado nível populacional de microrganismos e minhocas, para absorção e degradação da matéria orgânica presente nos dejetos; a segunda camada possui apenas material orgânico, proporcionando nova filtração do efluente. A terceira e quarta camadas são constituídas por pedras, tendo por finalidade proporcionar a aeração e a permeabilidade no sistema. Soto e Tohá (1998) analisaram a qualidade da filtração de biofiltros operando com esgoto doméstico bruto na taxa de 1 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Obtiveram reduções de 70, 89, 95, 96 e 99% nas concentrações de

fósforo, nitrogênio, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e demanda bioquímica de oxigênio do efluente, respectivamente.

- Reatores solares: são tanques rasos e revestidos com lona, concreto ou fibra de vidro que proporcionam a inativação de microrganismos patogênicos nos dejetos, simplesmente com a exposição à radiação solar direta. Sánchez-Román (2006) verificou que a eficácia da desinfecção solar de águas residuárias depende da profundidade da lâmina de efluente e do nível de radiação incidente. No Brasil, a desinfecção solar da água residuária de esgotamento sanitário, para uso irrestrito na irrigação (população de *Escherichia coli* inferior a 1.000 microrganismos por 100 mL), ocorre com dois dias ou menos de exposição solar, sendo a soma de irradiação necessária para essa desinfecção igual a 32,59 MJ m<sup>-2</sup>. Usando o modelo BRASIL-SR, Martins *et al.* (2005) encontraram um valor médio de irradiância no território brasileiro igual a 18 MJ m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

- Disposição no solo: a aplicação racional dos dejetos de suínos no solo é feita com a finalidade de adubação das culturas. No entanto, deve-se tomar o cuidado de não aplicar quantidades de nutrientes superiores à capacidade de absorção pela cultura e retenção pelo solo. Em geral, o nitrogênio é utilizado como nutriente referencial para a obtenção das taxas de aplicação de dejetos de suínos (MATOS, 2007).

## 2.5 Radiação

O Sol fornece energia na forma de radiação. Devido à grande distância entre o Sol e a Terra, apenas pequena parte da energia solar emitida atinge a superfície terrestre, e somente cerca de 1 kW m<sup>-2</sup>, dos 62,5 kW m<sup>-2</sup> emitidos pelo Sol, chegam à superfície terrestre.

Irradiância é a potência que incide na superfície por unidade de área. Essa grandeza tem seu valor geralmente expresso em kW m<sup>-2</sup> e possui caráter instantâneo e, portanto, não cumulativo. Já a irradiação é a energia que incide na superfície por unidade de área durante um período de tempo (kWh m<sup>-2</sup>), também denominada radiação solar.

A irradiação solar, em algumas regiões situadas próximas à linha do Equador, excede  $2.300 \text{ kWh m}^{-2}$  por ano; no Sul da Europa não ultrapassa  $1.900 \text{ kWh m}^{-2}$ . São notáveis também as diferenças sazonais, como na América do Sul, quando se observa a relação da radiação solar nos períodos de verão e de inverno. O valor de  $1 \text{ W}$  é equivalente a  $1 \text{ J s}^{-1}$ , e a unidade mais comum na medição da radiação solar é  $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

Segundo Tiba (2000), a radiação solar, considerando uma média anual, no Brasil varia entre  $8$  e  $22 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , como mostrado na Figura 1.

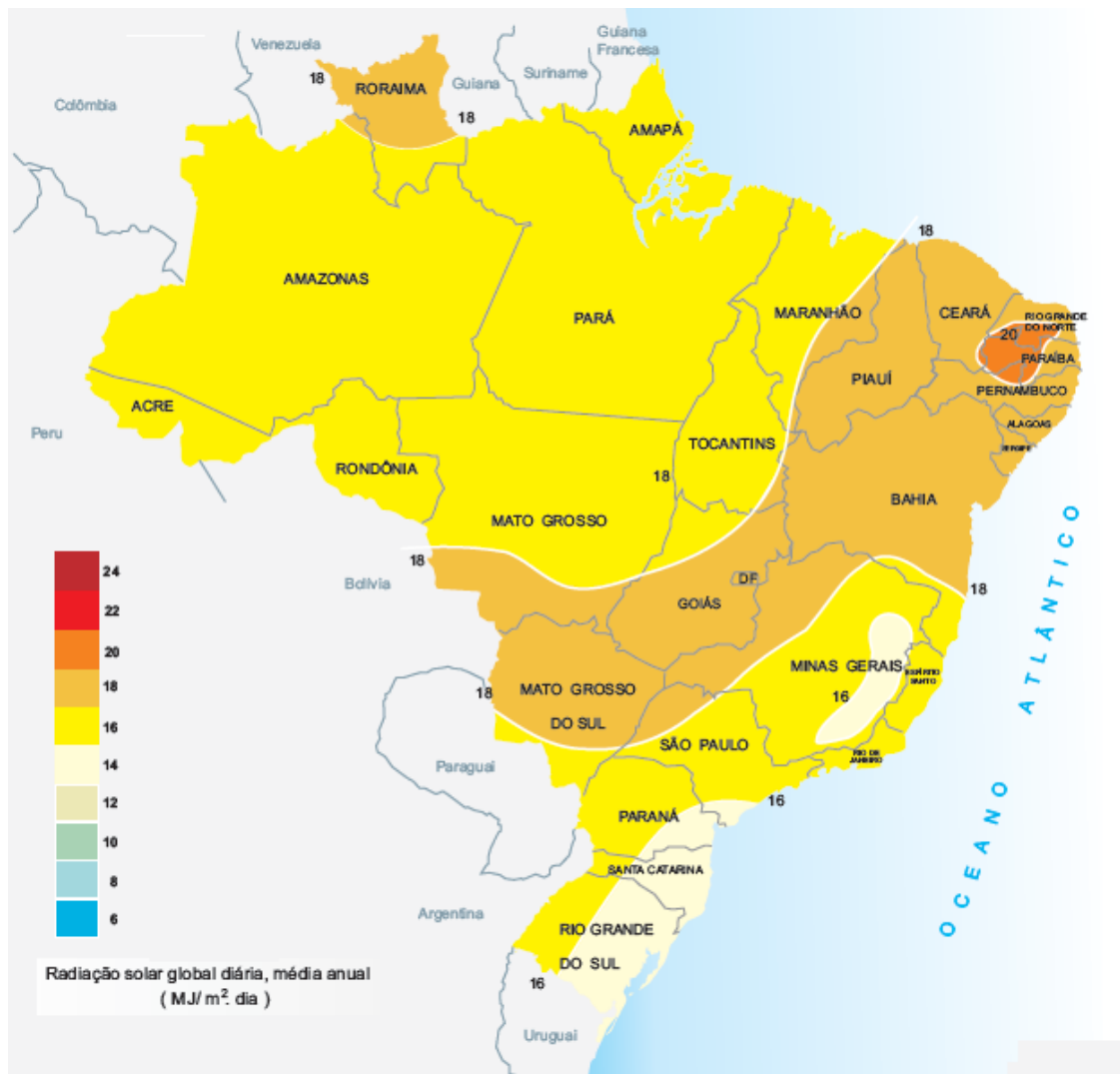


Figura 1 - Radiação solar global diária, média anual ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ).  
Fonte: TIBA, 2000.

A desinfecção solar da água residuária é uma opção de tratamento de baixo custo e que não necessita de recursos tecnológicos e operacionais expressivos, pois utiliza o sol como fonte de energia e calor e recipientes

simples e acessíveis para acondicionamento da água residuária a ser tratada (DANIEL et al., 2001).

Wegelin et al. (1994), Joyce et al. (1996), Solarte et al. (1997), Saitoh et al. (2002) e Caslake et al. (2004) avaliaram o sinergismo entre a exposição a raios ultravioletas, temperatura alcançada com a exposição ao sol e turbidez em amostras de água para desinfetar a água para consumo humano. Joyce et al. (1996), trabalhando com amostras de água contaminada com  $20 \times 10^5$  UFC por mL de *Escherichia coli* e apresentando turbidez de 12 até 200 UNT (unidades de turbidez nefelométrica), em 2 L de garrafas plásticas transparentes, descobriram que, após 7 h de exposição a raios ultravioletas solares no Quênia (1°29'S; 36°38'E), não foram detectados presença de *Escherichia coli*. Wegelin et al. (1994) verificaram que, em bactérias, as curvas de inativação foram do tipo logarítmica, geralmente côncava e com um atraso inicial.

McGuigan et al. (1998) e Oates et al. (2003) afirmaram que é possível ter 100% de inativação de *Escherichia coli* com menos de 8 h de exposição à energia solar, no Haiti. Kehoe et al. (2001) e Burgess et al. (2002), analisando o efeito da turbidez na água antes de sua exposição à radiação UV, descobriram que o aumento da turbidez provoca redução nas taxas de inativação de bactérias.

Segundo Daniel et al. (2001), os elétrons que migram para a banda de condução são os responsáveis pelas reações de redução, devido aos potenciais de 0 a -1 V. Essa é a banda responsável pela redução de elementos inorgânicos, e esse fenômeno só ocorre quando se utilizam fontes luminosas com comprimento de onda menor que 387 nm. Essa faixa de comprimento de onda permite a utilização da radiação UV proveniente do sol, visto que os comprimentos de onda nessa faixa representam 4 a 6% de toda a radiação solar que atinge a superfície terrestre.

Sánchez-Roman et al. (2007), analisando o efeito da radiação solar na sobrevivência de *Escherichia coli* para o Município de Viçosa, MG, constataram que a turbidez foi uma das características que mais interferiram no processo de desinfecção.

## **2.6 Turbidez**

A turbidez representa o grau de interferência na passagem da luz através da água, conferindo-lhe aparência turva e formada por sólidos em suspensão (CAMPOS, 1999).

A turbidez ou turvação da água é causada por diversos materiais em suspensão, de tamanho e natureza variados, como argilas, areias, matéria orgânica e inorgânica finamente divididas, compostos corados solúveis, plâncton e outros organismos microscópicos. A presença desses materiais em suspensão numa amostra de água causa a dispersão e absorção da luz que atravessa a amostra, em lugar da sua transmissão em linha reta. A turbidez é a expressão dessa propriedade óptica e é indicada em termos de unidades de turbidez (UTN).

Souza et al. (2000), verificando a influência da cor e turbidez no processo de desinfecção, constataram que, para uma concentração inicial da mesma ordem de grandeza, as amostras com baixa cor e turbidez precisaram de um tempo menor de exposição do que para as de elevada concentração de material suspenso. Perceberam, também, que as partículas em suspensão e as substâncias químicas dissolvidas dificultam a transmissão da radiação, além do fato de aquelas atuarem como um “escudo” para as bactérias.

## **2.7 Coliformes**

Desde o início da bacteriologia sanitária, marcada pela observação de Escherich, em 1885, que o *Bacillus coli* (*Escherichia coli*) poderia ser usado como indicador na avaliação da contaminação fecal da água. Para a avaliação das condições sanitárias de água, utilizam-se como indicadores de poluição fecal bactérias do grupo coliformes, que estão sempre presentes no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente, as quais são eliminadas em grande quantidade pelas fezes. A presença de coliformes na água indica poluição, com o risco potencial da presença de organismos

patogênicos, uma vez que são mais resistentes na água do que as bactérias patogênicas de origem intestinal.

Os coliformes são um grupo de bactérias constituído por bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de crescer na presença de sais biliares ou outros compostos ativos de superfície (surfactantes), com propriedades similares de inibição de crescimento e que fermentam a lactose com produção de aldeído, ácido e gás, a 35 °C, em 24 a 48 h (SILVA et al., 1997). O grupo inclui os seguintes gêneros: *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiela*.

Os coliformes termotolerantes são organismos capazes de se desenvolver e fermentar a lactose com produção de ácido e gás, à temperatura de  $44,5 \pm 0,2$  °C, em 24 h. O principal componente desse grupo é *Escherichia coli*, e alguns coliformes do gênero *Klebsiela* também apresentam essa capacidade.

Segundo Cavalcanti (1999), 95% dos coliformes nas fezes humanas e de outros animais é de *Escherichia coli*. Normalmente, esses microrganismos não estão presentes em águas não poluídas.

Com relação a coliformes, há um consenso de que a média que fornece melhor indicação é a geométrica (equação 1), pois, segundo von Sperling (2001), ela representa boa indicação de tendência central, pelo fato de os valores do número de coliformes variarem segundo diversas ordens de magnitude. Nesse sentido, um único valor extremamente elevado pode aumentar substancialmente a média aritmética, mesmo que todos os outros valores sejam baixos.

$$\mu_n = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n X_i} \quad (1)$$

em que:

$\mu_n$  = média geométrica de n repetições, NMP/100 mL; e

$X_i$  = número de coliformes, NMP/100 mL.

## 2.8 Desinfecção

A desinfecção é definida por vários autores (FAIR *et al.*, 1968; WEBER; POSSELT, 1972; ROSSIN, 1987; WITT; REIFF, 1996; entre outros) como um processo por meio do qual se deseja inativar ou destruir os organismos patogênicos e outros microrganismos indesejados. A desinfecção da água de abastecimento é uma medida que data do início do século XX, e sua importância para a saúde pública tem sido demonstrada na teoria e na prática. Um exemplo clássico citado no Brasil é o decaimento da mortalidade por febre tifoide observado no Município de São Paulo, a partir de 1926, ano da implantação da cloração das águas da capital paulista (OLIVEIRA, 1976).

Um agente desinfetante, para ser usado no tratamento de água de abastecimento, deve satisfazer os seguintes critérios (REIFF; WITT, 1995): (1) deve poder inativar, dentro de um tempo limitado, as classes e números de organismos patogênicos presentes na água; (2) a determinação de sua concentração deve ser precisa, rápida, fácil e passível de ser executada, tanto em campo quanto no laboratório; (3) deve ser aplicável dentro da ampla faixa de condições apresentadas pelas águas; (4) deve produzir residuais resistentes para evitar a recontaminação da água no sistema de distribuição; (5) não deve ser tóxico ao ser humano ou produzir substâncias tóxicas acima dos limites permitidos na legislação, além de não dever ser capaz de alterar a aceitabilidade da água pelo consumidor; (6) deve ser razoavelmente seguro e fácil de manejar e aplicar; e (7) o custo do produto, dos equipamentos, da instalação e da manutenção deve ser razoável.

Na prática, não há um desinfetante ideal que atenda a todos os requisitos, independentemente da situação de uso. Cada agente desinfetante apresenta vantagens e desvantagens em condições específicas de sua utilização e depende, para otimização de seus resultados, tanto da qualidade da água a ser desinfetada (características físicas, químicas e grau de contaminação microbiológica) quanto das condições de projeto, operação e manutenção das unidades. Dessa forma, a seleção da tecnologia de desinfecção apropriada a cada realidade deve levar em conta esses

aspectos, além de outros fatores que influenciam na confiabilidade, continuidade e eficiência do sistema.

O mecanismo de destruição ou inativação dos organismos na desinfecção depende, principalmente, da natureza do agente desinfetante e do tipo de organismo presente na água (WEBER; POSSELT, 1972). Segundo Bryant *et al.* (1992), os mecanismos através dos quais a desinfecção acontece não são bem estabelecidos, mesmo para o cloro, que vem sendo usado desde o início do século. Algumas teorias sobre a ação desinfetante das várias formas de cloro sobre bactérias são citadas por esses autores. Entre elas, a que parece ser de maior aceitação é a de que o cloro interfere em certas enzimas essenciais para a vida desses microrganismos. Diferentemente das bactérias, os vírus não parecem ser suscetíveis à inativação através da ação sobre enzimas específicas, sendo a ação do cloro livre explicada por outras formas de atuação. De fato, não parece haver um único mecanismo de ação, mesmo considerando apenas as diferentes formas de cloro.

Em relação ao ozônio, Bryant *et al.* (1992) acreditaram que o principal mecanismo de inativação está associado ao forte poder oxidante desse composto, que tem a capacidade de interromper a função da membrana celular das bactérias e atacar a camada de proteção dos vírus. Os mecanismos de ação, tanto do cloro quanto do ozônio, sobre os protozoários (e.g.: *Giardia* e *Cryptosporidium*) não são discutidos por esses autores. Entretanto, o ozônio tem-se mostrado mais efetivo no combate aos cistos de *Giardia* do que o cloro livre, que, por sua vez, é mais poderoso do que o dióxido de cloro e as cloraminas.

Os mecanismos de ação da radiação UV sobre os microrganismos são diferentes daqueles dos agentes desinfetantes químicos. O mecanismo predominante é, supostamente, o da alteração do DNA das células, tornando o organismo incapaz de reproduzir-se. Dessa forma, o organismo é inativado com relação à sua capacidade de proliferação e transmissão da doença (BRYANT *et al.*, 1992). Nas condições usuais de exposição, a radiação ultravioleta é capaz de inativar bactérias e vírus patógenos, porém não se mostra adequada à inativação de protozoários, cistos de protozoários e ovos de nematoides (REIFF; WITT, 1995). Para efetiva inativação desses

microrganismos, a intensidade da radiação e, ou, o tempo de detenção devem ser aumentados. A capacidade de desinfecção dos agentes desinfetantes é também influenciada pela qualidade da água (particularmente pH, turbidez e concentração de matéria orgânica), tempo de contato entre o agente desinfetante e a água, concentração do desinfetante e temperatura da água.

De modo geral, a presença de turbidez afeta negativamente a desinfecção, uma vez que os microrganismos podem proteger-se da ação dos desinfetantes, ocluindo nas partículas em suspensão. A matéria orgânica dissolvida, por sua vez, leva a um aumento da demanda do desinfetante e está associada à formação de subprodutos indesejáveis. O aumento do tempo de contato e da concentração do agente desinfetante, no entanto, favorece boa desinfecção. A influência de cada fator na eficiência da desinfecção é tratada com detalhes em inúmeros artigos técnicos e vários livros especializados (FAIR *et al.*, 1968; WEBER; POSSELT, 1972; ROSSIN, 1987; HASS, 1990; BRYANT *et al.*, 1992; DI BERNARDO, 1993; REIFF; WITT, 1995; entre outros). A maioria desses livros apresenta também os critérios de projeto mais usados para o dimensionamento das unidades de desinfecção.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Local de condução dos experimentos

O estudo foi conduzido na Unidade de Tratamento de Água Residuária de Suinocultura (Figura 2) do Departamento de Engenharia Agrícola, pertencente à Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG. As coordenadas geográficas são 20° 45' de latitude sul e 42° 51' de longitude oeste e altitude de 651 m.



Figura 2 - Vista da Unidade de Tratamento de Água Residuária de Suinocultura (UTARS).

A região da Zona da Mata mineira, sob a influência da Mata Atlântica, apresenta temperatura mínima média mensal em torno de 14 °C e temperatura máxima média mensal por volta de 26 °C. A irradiação solar média anual é, aproximadamente, de 18 MJ m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

A Unidade de Tratamento de Água Residuária de Suinocultura (UTARS) ocupa uma área de aproximadamente 357 m<sup>2</sup> e é constituída de cinco tanques de alvenaria, sendo quatro destinados ao tratamento e armazenamento da água residuária de suinocultura (tanques A, B, C e D) e um para armazenar a água residuária de suinocultura após a passagem pelo biofiltro (E). A caracterização desses tanques está apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 - Caracterização dos tanques da UTARS

Característica	Tanque				
	A	B	C	D	E
Largura (m)	8,40	1,65	1,65	1,65	2,34
Comprimento (m)	14,00	3,20	3,20	3,20	2,34
Profundidade (m)	1,80	1,62	1,34	1,34	1,03
Volume (m <sup>3</sup> )	211,68	8,55	7,08	7,08	5,64

Os tanques A, B, C e D foram construídos em série (Figura 3), sendo o tempo médio de detenção hidráulico do efluente igual a 14 dias. O tanque A tem por finalidade reduzir a concentração de sólidos suspensos. No tanque B, os pelos de suínos são removidos por uma tela de aço inox com aberturas de 0,5 mm, visando evitar problemas de entupimento nos rotores dos conjuntos motobombas. Os tanques C, D e E são utilizados no armazenamento de efluentes para o bombeamento até os reatores solares.

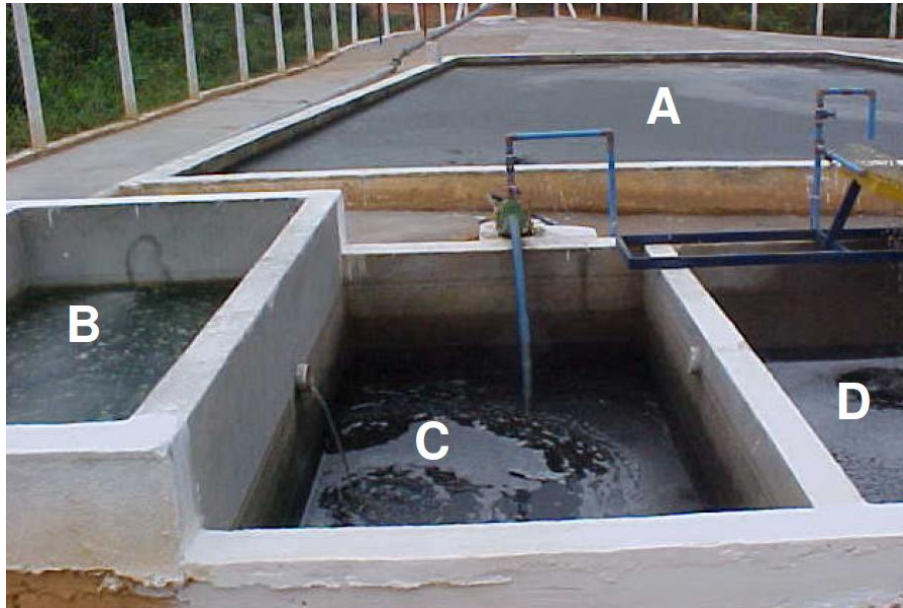


Figura 3 - Vista dos tanques utilizados no experimento.

### 3.2. Montagem do experimento

Este estudo foi realizado no período de setembro de 2010 a fevereiro de 2011. Na área experimental foram instalados 12 reatores solares, apresentando dimensões de 1,0 m de largura e 2,0 m de comprimento. Os reatores foram distribuídos, espaçados entre si de 1,0 m, para facilitar a coleta de dados. Em torno dos reatores foi feito um cercado de tela, afastado de 2,0 m dos reatores, para protegê-los de animais, evitando danos aos equipamentos.

Após a definição das parcelas experimentais, foi realizada a escavação (Figura 4), para instalação dos reatores solares. Em seguida, revestiram-se as escavações com manta de polietileno e foram instalados registros de  $\frac{3}{4}$ " na parte inferior de cada reator, para retirada do efluente após o tratamento.



Figura 4 - Escavação para instalação dos reatores solares.

O afluente utilizado nos reatores solares foi água residuária de suinocultura proveniente da granja do Setor de Suinocultura da UFV. Segundo Batista (2007), tal granja é classificada como do tipo ciclo completo, por possuir desde matrizes até suínos em fase de terminação. Esse autor ainda salientou que a produção média de efluente nessa granja foi de  $36 \text{ L d}^{-1}$  por animal, para um plantel médio de 420 suínos. Ao chegar à UTARS, o afluente passou por um conjunto de grade (abertura de 5 cm) e peneira (abertura de 1 mm), sendo armazenado no sedimentador (tanque A).

Após a passagem pelo sedimentador, a água residuária passou novamente por um filtro de tela e depois foi bombeada para os biofiltros (Figura 5), e cada biofiltro possui as seguintes dimensões: 1,0 m de largura, 1,5 m de comprimento e 1,5 m de altura. Cada biofiltro foi preenchido com duas camadas. A primeira (superior) tem espessura de 0,80 m, sendo constituída por serragem e minhoca da espécie *Forficula auricularia* (com população inicial de 4.000 minhocas por  $\text{m}^2$ ), com a finalidade de propiciar a retenção e degradação de poluentes químicos e orgânicos. A segunda camada (inferior) foi composta por brita zero ( $\text{Ø}$  4,8 a 9,5 mm), com espessura de 0,20 m.

No fundo do biofiltro foi colocado um tubo de PVC perfurado com DN de 32 mm, para favorecer a drenagem do efluente. O biofiltro foi abastecido

continuamente com efluente filtrado, a uma taxa de  $1.500 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , utilizando-se uma motobomba de 1 cv e 12 microaspersores.

A cura da serragem foi feita com a aplicação de água limpa no biofiltro durante quatro semanas.



Figura 5 - Biofiltros utilizados no experimento.

Uma estação automática da marca Davis, modelo Vantage Pro II (Figura 6), instalada próxima ao local do experimento, foi utilizada na coleta de dados horários dos elementos meteorológicos. Posteriormente, foram obtidos os valores diários de temperaturas máxima, mínima e média e os valores médios de umidade relativa, velocidade do vento e radiação solar.



Figura 6 - Estação meteorológica automática utilizada no experimento.

Os dados de turbidez foram obtidos com a utilização do turbidímetro portátil, com calibração automática, faixa de trabalho de 0 a 1.000 UTN e precisão de 2%, segundo o fabricante. Os dados de condutividade elétrica, temperatura do líquido e pH foram obtidos com o uso de um pHmetro portátil, com sensor de temperatura individual em aço inox e um compensador automático de temperatura em todas as escalas.

### **3.3 Condução do experimento**

Na coleta de amostras de água residuária para determinação da quantidade de coliformes, utilizou-se saco do tipo “Whirl-Pak” (Figura 7). As amostras foram acondicionadas em caixa isotérmica com gelo, para manter a temperatura próxima a 4 °C, sendo, posteriormente, conduzidas ao laboratório para as análises.



Figura 7 - Saco de coleta do tipo “Whirl-Pak”.

Fonte: KLEMMEN, 2011.

Todas as amostras foram do tipo compostas, oriundas de 12 pontos de coleta em cada reator. Os pontos amostrais foram definidos com o uso de uma estrutura de madeira (Figura 8).

A área de cada reator solar foi dividida em seis partes iguais (Figura 9), sendo cada parte também dividida em duas alturas, contendo o mesmo volume. As amostras foram coletadas na profundidade média de cada volume, conforme mostrado na Figura 10.

Logo após a coleta, uma alíquota da amostra foi encaminhada para o Laboratório de Qualidade da Água (DEA/UFV), para determinação da quantidade de coliformes totais e de *Escherichia coli*. Outra alíquota foi utilizada para as análises de turbidez, condutividade elétrica, pH e temperatura do efluente. Essas análises foram realizadas, no local de coleta, com os aparelhos de medição portáteis especificados anteriormente.

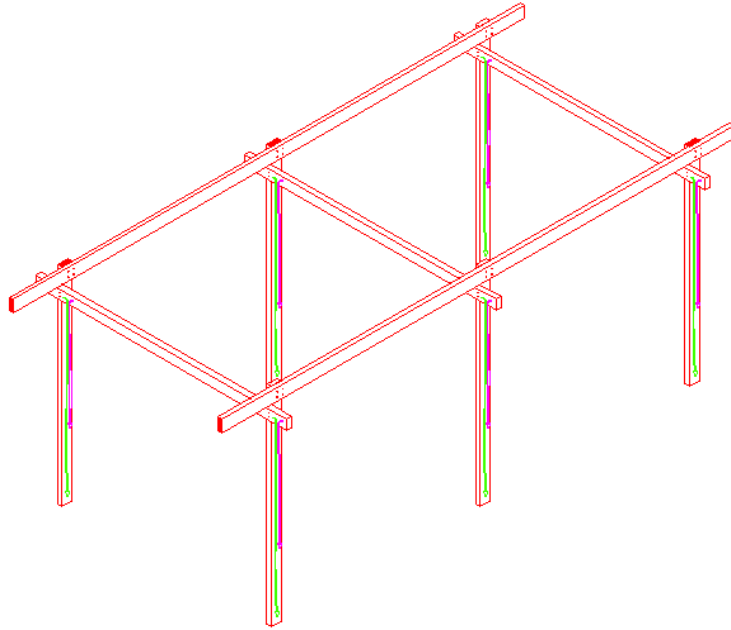


Figura 8 - Esquema da estrutura de madeira utilizada no processo de coleta das amostras do experimento.

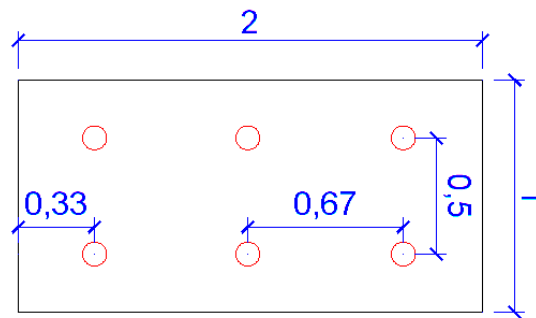


Figura 9 - Posição dos pontos amostrais no reator solar.

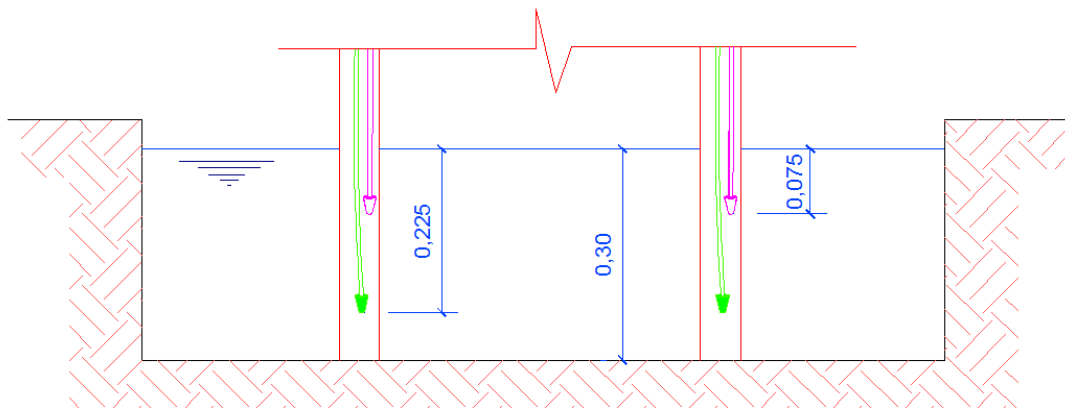


Figura 10 - Indicação das profundidades de coleta das amostras no reator.

O microrganismo indicador utilizado nos testes de desinfecção foi a bactéria *Escherichia coli*. Esse microrganismo foi detectado com

COLILERT®, encontrado comercialmente em cartelas unitárias prontas para se adicionar à amostra, incubar e ler o resultado. As vantagens desse método incluem a facilidade de execução e o baixo custo, quando comparados com os demais métodos de detecção.

A taxa de aplicação da água residuária de suinocultura utilizada no biofiltro foi de  $1.500 \text{ L d}^{-1} \text{ m}^2$ , obtida com os microaspersores operando com vazão de  $45 \text{ L h}^{-1}$  e pressão de serviço igual a 1 m.c.a.

Os tipos de efluentes utilizados no experimento foram: a) efluente bruto (coletado após a grade e antes do sedimentador); b) efluente após a passagem pelo sedimentador; e c) efluente após a passagem pelo biofiltro. Os tipos de efluentes foram caracterizados de acordo com as etapas de tratamento. Assim, o efluente bruto foi definido como do tipo 3, caracterizado por não ser submetido a nenhum tratamento. O efluente do sedimentador foi definido como do tipo 2, por ser submetido ao tratamento composto por um sedimentador. O efluente do biofiltro foi definido como do tipo 1, por ser submetido à etapa de tratamento do sedimentador e, posteriormente, ao biofiltro.

### **3.4 Determinação da altura da água residuária no reator solar capaz de atingir padrões de qualidade aceitáveis para o uso do efluente na fertirrigação de culturas**

O experimento foi montado num delineamento inteiramente casualizado com quatro tratamentos, que se basearam nas lâminas estabelecidas nos reatores solares (10, 20, 30 e 40 cm), com três repetições. O afluente utilizado para o abastecimento dos reatores solares foi o efluente coletado após a passagem pelo biofiltro.

Na Figura 11, cada reator solar está identificado com o número do tratamento e da repetição correspondente. Por exemplo, o reator solar T2R3 corresponde à terceira repetição do tratamento 2, cuja altura da água residuária no interior do reator solar foi de 20 cm.

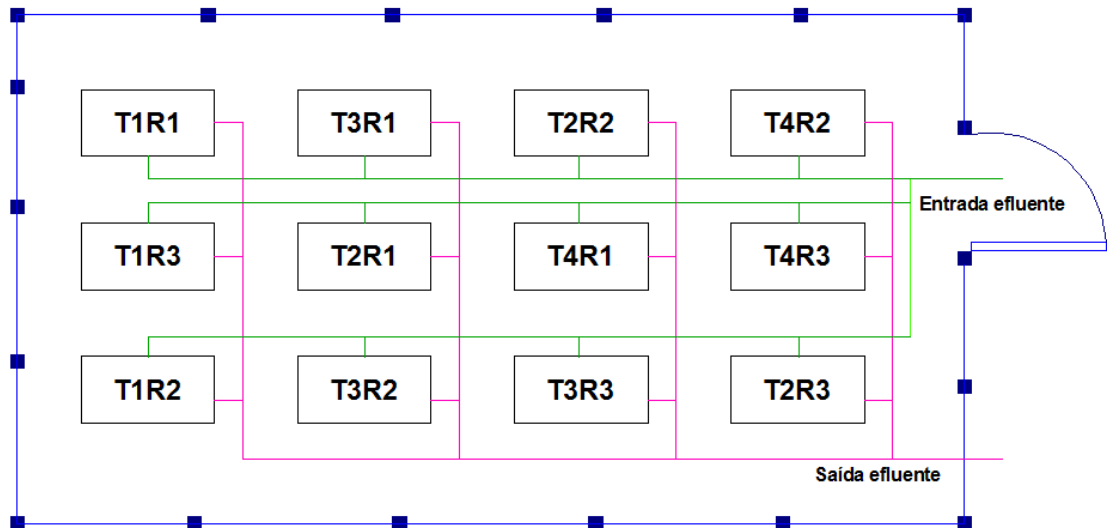


Figura 11 - Croqui da área experimental.

O experimento ocorreu em forma de batelada (72 h). Após a passagem pelo biofiltro, a água residuária era bombeada diretamente para os reatores solares, durante o período noturno, para não haver incidência de radiação. O conjunto motobomba era acionado automaticamente por uma boia. Pela manhã, retiravam-se as amostras de água residuária de cada reator, das quais se obtinham o pH, a condutividade elétrica, a turbidez, os coliformes totais e *Escherichia coli*. A cada três dias, repetia-se esse procedimento.

### 3.5 Estudo da influência da turbidez e da lâmina no processo de desinfecção da água residuária de suinocultura

Este estudo foi realizado na mesma área. O estudo consistiu em um esquema fatorial 3x4, sendo utilizados três tipos de efluentes em um fator e quatro lâminas, no delineamento inteiramente casualizado, com três repetições para cada combinação dos fatores.

Em cada reator foram estabelecidas lâminas de água residuária de 10, 20, 30 e 40 cm. O experimento foi realizado utilizando-se 12 reatores solares e um tipo de efluente por vez.

O experimento constou de 12 tratamentos, que foram as combinações dos dois fatores, sendo o tipo de efluente o fator qualitativo e a lâmina, o fator quantitativo.

O experimento foi constituído em forma de batelada. Durante o período noturno, os reatores solares recebiam os respectivos afluentes. Após 72 h, na parte da manhã, coletava-se amostra composta de cada reator, de onde foram obtidos os seguintes dados: pH, condutividade elétrica, turbidez, temperatura da água residuária no reator solar, coliformes totais e *Escherichia coli*.

### **3.6 Análise estatística**

Os dados foram submetidos às análises de variância e de regressão. Para o fator qualitativo, as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade. Para o fator quantitativo, os modelos foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste t a 10% de probabilidade, e no coeficiente de determinação. No segundo experimento, independentemente de a interação ser ou não significativa, optou-se pelo seu desdobramento, devido ao interesse em estudo. Na realização da análise estatística para coliformes totais e *Escherichia coli*, foram calculados os logaritmos dos valores obtidos de cada um deles. Na execução das análises estatísticas, foi utilizado o Programa Estatístico SAEG 9.1, desenvolvido pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2007).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Elementos meteorológicos

Nas Figuras 14 a 17, encontram-se os valores médios diários dos elementos meteorológicos obtidos durante o período estudado.

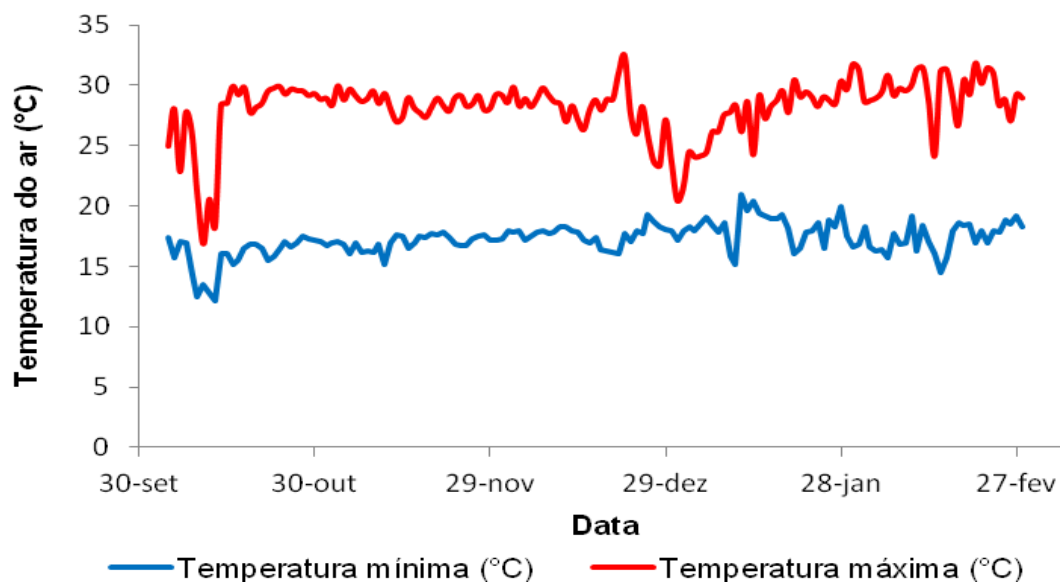


Figura 14 - Temperaturas mínima e máxima no período experimental.

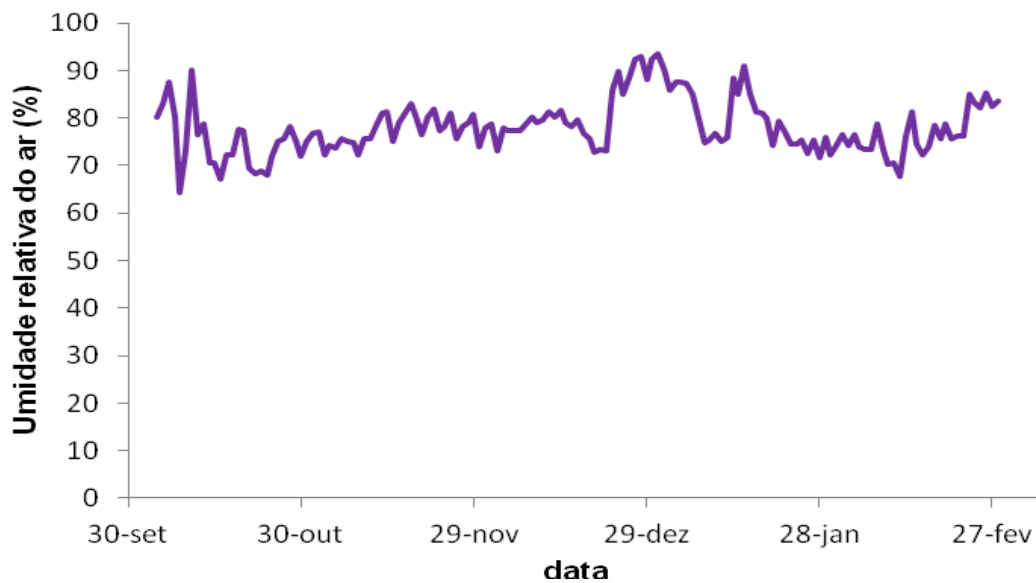


Figura 15 - Umidade relativa média diária do ar no período experimental.

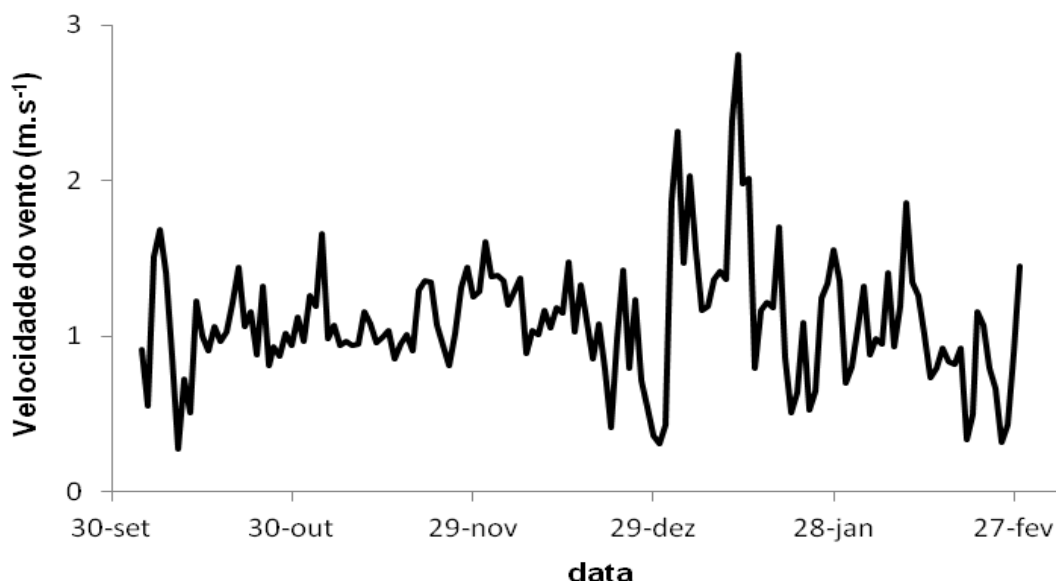


Figura 16 - Velocidade do vento média diária no período experimental.

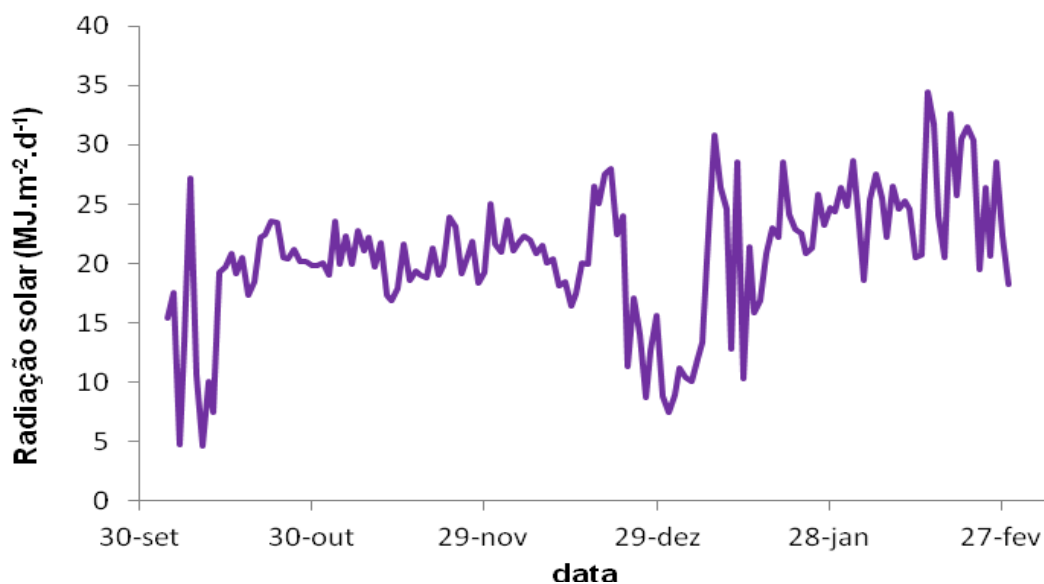


Figura 17 - Radiação solar diária no período experimental.

N Tabela 4 são apresentados os valores médios dos dados meteorológicos do período experimental.

Tabela 4 - Valores médios de temperatura máxima, temperatura mínima, umidade relativa do ar, velocidade do vento, pressão atmosférica e radiação solar, durante o período experimental

Temperatura máxima (°C)	Temperatura mínima (°C)	Umidade relativa do ar (%)	Velocidade do vento (m s <sup>-1</sup> )	Pressão atmosférica (mBar)	Radiação solar (MJ m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )
28,2	17,2	78,1	1,10	935,0	20,56

Observa-se na Figura 14 que, durante o período experimental, o valor médio da temperatura máxima foi elevado, correspondendo a 28,2 °C, com altos valores de temperatura do ar, em grande parte do ano.

Na Figura 15, constata-se que a umidade relativa do ar foi elevada no período experimental. A média durante todo o período do experimento foi de 78,1%.

Na Figura 16, observa-se maior variabilidade da velocidade do vento no mês de janeiro. A velocidade média do vento no decorrer do período experimental foi de 1,10 m s<sup>-1</sup>, sendo considerada moderada, de acordo com Doorenbos e Pruitt (1977).

O valor médio de pressão atmosférica foi de 935 mBar, durante o período do experimento.

Na Figura 17, a radiação solar variou pouco, sendo o seu valor médio, durante o período experimental, de 20,56 MJ m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

#### 4.2 Determinação da altura da água residuária no reator solar capaz de atingir padrões de qualidade aceitáveis para uso do efluente na fertirrigação de culturas

Na Tabela 5, encontram-se os valores médios de pH, condutividade elétrica, turbidez, temperatura, coliformes totais e *Escherichia coli* do esgoto bruto e dos efluentes do sedimentador e do biofiltro utilizados no experimento, durante o período de setembro de 2010 a fevereiro de 2011.

Tabela 5 - Valores médios de pH, condutividade elétrica, turbidez, temperatura, coliformes totais e *Escherichia coli*

Esgoto bruto/Efluente	Turbidez (UNT)	pH	C.E. (dS m <sup>-1</sup> )	T (°C)	Coliformes totais (NMP/100 mL)	<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)
Bruto	408	6,92	3,31	23,8	1,6 x 10 <sup>8</sup>	7,1 x 10 <sup>7</sup>
Sedimentador	97	7,30	2,73	23,5	5,2 x 10 <sup>6</sup>	3,2 x 10 <sup>6</sup>
Biofiltro	56	7,19	2,15	24,0	2,2 x 10 <sup>6</sup>	9,2 x 10 <sup>5</sup>

Observou-se que a turbidez diminuiu à medida que o efluente foi passando pelas fases de tratamento. A eficiência média de redução da turbidez foi de 76,23% no sedimentador e de 42,27% na passagem pelo biofiltro, perfazendo um total de 86,27%, num tempo de detenção hidráulico no sedimentador de 14 dias.

Com relação ao pH, observou-se que o maior valor foi obtido no efluente após a passagem pelo sedimentador, com pequena variação em relação as demais. Os valores anteriormente descritos estão dentro da faixa aceitável para lançamento de efluente tratado em corpo hídrico receptor (CONAMA, 2005).

A condutividade elétrica apresentou tendência semelhante à turbidez, com diminuição de seu valor ao longo do processo de tratamento. Houve reduções de 17,52% no sedimentador e 35,05% ao passar pelo sedimentador e biofiltro.

O maior valor de temperatura foi obtido no efluente após a sua passagem pelo biofiltro. Esse dado se deve ao fato de o efluente ser aplicado sobre a superfície do biofiltro, onde recebe diretamente a radiação solar, ocasionando a elevação da temperatura.

Os valores de coliformes totais e *Escherichia coli* diminuíram ao longo das etapas de tratamento, sendo a eficiência na remoção de coliformes totais de 1,5 unidades log no sedimentador e de 1,9 unidades log até o biofiltro. Em relação aos valores de *Escherichia coli*, obteve-se eficiência de remoção de 0,3 unidades log no sedimentador e de 0,9 unidades log até o biofiltro, sendo seu valor elevado. Para fins de desinfecção, os valores obtidos com esse tratamento não satisfizeram as recomendações da OMS para uso do efluente de forma irrestrita na fertirrigação.

Na Tabela 6 estão representados os valores mínimos e máximos das características físicas e biológicas dos afluentes dos reatores solares e respectivos coeficientes de variação.

Tabela 6 - Valores mínimos e máximos encontrados para turbidez, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, coliformes totais e *Escherichia coli* e respectivos coeficientes de variação

<b>Variável</b>	<b>Valor menor</b>	<b>Valor maior</b>	<b>Coeficiente de variação (%)</b>
turbidez (UNT)	27,50	81,70	29,42
pH	7,55	7,87	0,84
Condutividade elétrica (dS m <sup>-1</sup> )	1,46	4,01	32,31
Temperatura da água (°C)	21,30	26,50	7,49
Coliformes totais (NMP/100 mL)	1,0 x 10 <sup>4</sup>	1,9 x 10 <sup>6</sup>	11,35
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	< 1,0	2,4 x 10 <sup>5</sup>	50,94

Observa-se, nessa tabela, que os valores de turbidez, durante o período experimental, variaram de 27,50 a 81,70 UNT, com coeficiente de

variação de 29,42%. Os valores encontrados de turbidez foram baixos, pois o efluente utilizado no primeiro experimento passou por um sistema de pré-tratamento, sendo constituído de sedimentador, filtro de tela e um biofiltro, todos em série, removendo-se grande parte da turbidez.

Entre as variáveis observadas, o pH foi a que apresentou menor coeficiente de variação, e os valores encontrados satisfizeram a condição de lançamento da água residuária nos corpos hídricos.

A condutividade elétrica apresentou coeficiente de variação de 32,31%, tendo forte indício de que a condutividade pode ser influenciada pela lâmina de água residuária no reator solar.

A temperatura dos reatores solares apresentou valores entre 21,30 e 26,50 °C, com coeficiente de variação de 7,49%.

A população de coliformes totais no afluente dos reatores variou de  $1,0 \times 10^4$  a  $1,9 \times 10^6$  NMP/100 mL, o que corresponde a 4,00 e 6,29 unidades log, respectivamente, o que leva a compreender que, para todas as lâminas em estudo, a exposição à radiação por três dias não foi suficiente para a completa esterilização da água residuária de suinocultura. É possível perceber que o coeficiente de variação foi pequeno, em relação à magnitude da concentração dos coliformes totais.

Na Tabela 7 são apresentados os valores médios de *Escherichia coli* no efluente dos reatores solares em cada lâmina estudada. A média utilizada entre as repetições foi a média aritmética dos logaritmos das concentrações das populações de coliformes totais e *Escherichia coli*.

Tabela 7 - Valores médios nos efluentes dos reatores solares em cada lâmina de *Escherichia coli*

Lâmina (cm)	<i>Escherichia coli</i> (log NMP/100 mL)
10	1,54
20	2,28
30	4,54
40	4,18

A população de *Escherichia coli* no efluente dos reatores de determinadas lâminas (10 e 20 cm) atingiu a faixa de tratamento esperado,

em que a concentração de *Escherichia coli* ficou abaixo de 1.000 NMP/100 mL. Nas demais lâminas estudadas, essa recomendação não foi atendida.

O resultado da média dos parâmetros analisados nos afluentes dos reatores solares e seu desvio se encontram na Tabela 8. Calcularam-se os logaritmos dos dados de coliformes totais e *Escherichia coli*, os quais, depois, foram submetidos à análise de variância.

Tabela 8 - Valores das médias dos efluentes dos reatores solares e dos desvios-padrão de pH, condutividade elétrica, turbidez, temperatura, coliformes totais e *Escherichia coli*

Efluente	Turbidez (UNT)	pH	C.E. (dS.m <sup>-1</sup> )	T (°C)	Coliformes totais (log NMP/100 mL)	<i>Escherichia coli</i> (log NMP/100 mL)
Média	48,94	7,68	2,49	23,37	5,02	2,16
Desvio	14,44	0,08	0,80	1,69	0,63	2,46

Observa-se, nessa tabela, que a média de turbidez nos reatores solares foi menor do que nas outras etapas de tratamento (sedimentador, biofiltro), indicando que o reator solar contribuiu para a redução da turbidez.

O valor de pH apresentou a menor variabilidade entre os parâmetros analisados.

A condutividade elétrica aumentou o seu valor médio após a passagem pelos reatores solares, devido à mineralização de alguns compostos.

A temperatura teve pequena variação. No geral, as menores lâminas apresentaram temperaturas um pouco maiores, por possuírem menor volume a ser aquecido pela radiação solar.

O valor do desvio-padrão de coliformes totais demonstrou que não houve muita variabilidade em relação às lâminas utilizadas, sendo sua concentração elevada.

A variabilidade dos valores de *Escherichia coli* demonstra que a lâmina influencia esses valores, como apontaram Sánchez-Roman *et al.* (2007).

Na Tabela 9 são apresentadas as equações ajustadas para os parâmetros analisados em função da lâmina.

Tabela 9 - Equações de regressão ajustadas, variando a turbidez, pH, condutividade elétrica, temperatura, coliformes totais e *Escherichia coli* em função das lâminas do reator solar (L, em cm) e dos coeficientes de determinação ( $r^2$ ).

Variável	Equações ajustadas	$r^2$
Turbidez (UNT)	$\hat{y} = 48,94$	--
pH	$\hat{y} = 7,68$	--
Condutividade elétrica (dS.m <sup>-1</sup> )	$\hat{y} = 2,49$	--
Temperatura (°C)	$\hat{y} = 23,37$	--
Coliformes totais (log NMP/100 mL)	$\hat{y} = 4,457 + 0,098 L - 0,0018 L^2$	0,63
<i>Escherichia coli</i> (log NMP/100 mL)	$\hat{y} = 0,59 + 0,102 L$	0,82

Observa-se, nessa tabela, que as variáveis turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura não apresentaram equações significativas pelo teste “t” a 10% de probabilidade. Já as variáveis coliformes totais e *Escherichia coli* apresentaram efeito significativo em função da lâmina, sendo os modelos quadrático e linear, respectivamente, os que melhor representaram o nível populacional das variáveis citadas em função da lâmina. A equação ajustada para estimar o nível populacional de *Escherichia coli* demonstra que, utilizando uma lâmina de até 23 cm, com três dias de insolação, será possível a desinfecção do efluente até atingir padrões aceitáveis pela legislação em vigor. No modelo citado, utilizaram-se o efluente com turbidez média de 49 UNT e o valor máximo de 82 UNT.

Para que a água residuária de suinocultura seja utilizada de forma irrestrita na irrigação, isto é, com quantidade de *Escherichia coli* menor que 1.000 NMP/100 mL, será necessário um tempo médio de três dias, que correspondem a uma energia média de, pelo menos, 61,68 MJ m<sup>-2</sup>, em lâmina de até 23 cm no reator solar.

### 4.3 Estudo da influência da turbidez e da lâmina no processo de desinfecção da água residuária de suinocultura

Os afluentes utilizados nos reatores solares apresentaram um valor máximo de  $37 \times 10^7$  NMP/100 mL para coliformes totais e de  $8,5 \times 10^7$  NMP/100 mL para *Escherichia coli*. Os valores médios geométricos foram de  $20 \times 10^7$  NMP/100 mL e  $3,7 \times 10^7$  NMP/100 mL para coliformes totais e para *Escherichia coli*, respectivamente.

Na Tabela 10 estão apresentados os valores médios, máximos, mínimos e de desvio-padrão dos parâmetros analisados do efluente nos reatores solares.

Tabela 10 - Valores médios, máximos, mínimos e de desvio-padrão dos dados coletados no experimento

Variável	Unidades	Média	Máximo	Mínimo	Desvio-padrão
Radiação	MJ m <sup>2</sup>	64,88	82,09	34,77	15,98
Turbidez	UNT	84,91	320,00	23,30	85,37
Temperatura	°C	22,63	26,50	20,00	1,45
pH	-	7,71	8,26	7,47	0,13
C.E.	dS m <sup>-1</sup>	2,37	4,11	0,68	1,06
C.T.	log NMP/100 mL	5,51	7,29	***	0,87
E.C.	log NMP/100 mL	3,54	6,54	***	2,23

C.E. = condutividade elétrica, C.T. = coliformes totais, E.C. = *Escherichia coli*.  
\*\*\* = valor encontrado < 1 NMP/100 mL.

Observa-se, nessa tabela, que houve grande variação nos valores de turbidez, devido à utilização dos três efluentes (bruto, após a passagem pelo sedimentador e após a passagem pelo biofiltro).

A temperatura e o pH apresentaram pequena variação nos reatores durante o processo de desinfecção.

Os valores encontrados de coliformes totais e *Escherichia coli* apresentaram grande variação.

Na Figura 19, apresenta-se o nível médio de *Escherichia coli* dos reatores solares, com diferentes lâminas, durante os dias de exposição. Os níveis populacionais de *Escherichia coli* decresceram no decorrer dos dias de exposição da água residuária de suinocultura à radiação solar.

Na Figura 20, mostra-se o comportamento dos reatores solares, com as diferentes lâminas, em relação aos níveis de radiação. O valor inicial de *Escherichia coli* foi de  $3,7 \times 10^7$  NMP/100 mL. Houve decréscimo no nível populacional de *Escherichia coli* à medida que aumentou a quantidade de radiação. Pôde-se perceber que foi necessário um tempo de latência antes da redução do nível populacional de *Escherichia coli*, o que criou um comportamento em forma de “S”, mostrando a presença de um “ombro” e de duas etapas de inativação. Esse resultado está de acordo com os dados também obtidos por Wegelin et al. (1994) e Kehoe et al. (2001), que observaram comportamento semelhante.

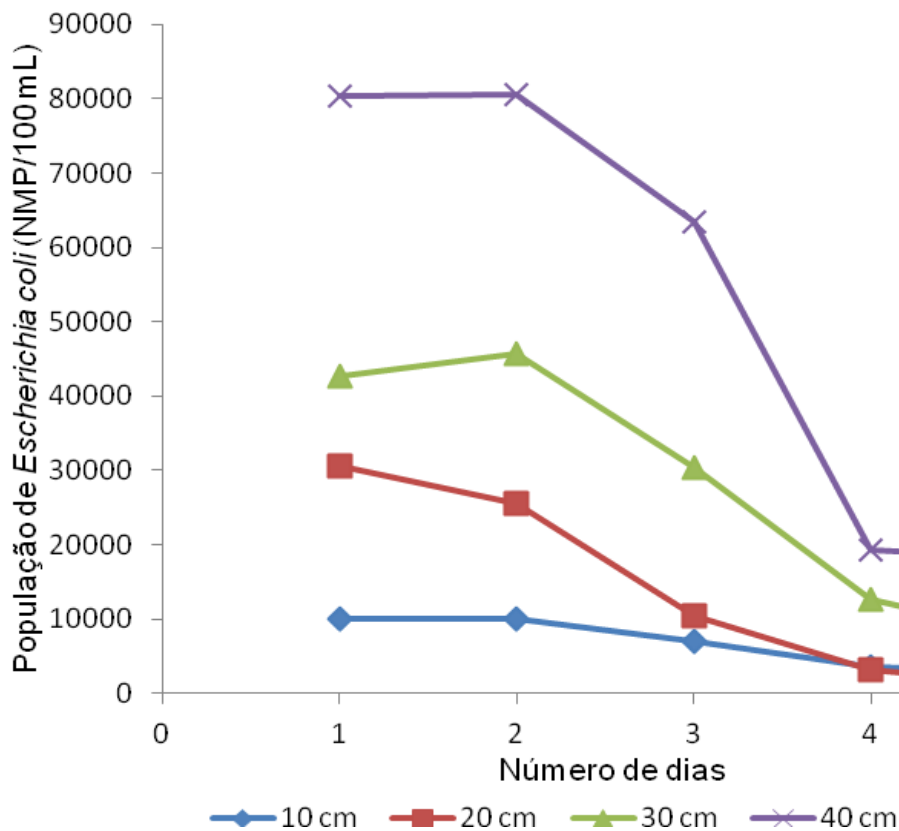


Figura 19 - Variação dos valores médios de *E. coli* ao longo dos dias de exposição à radiação solar.

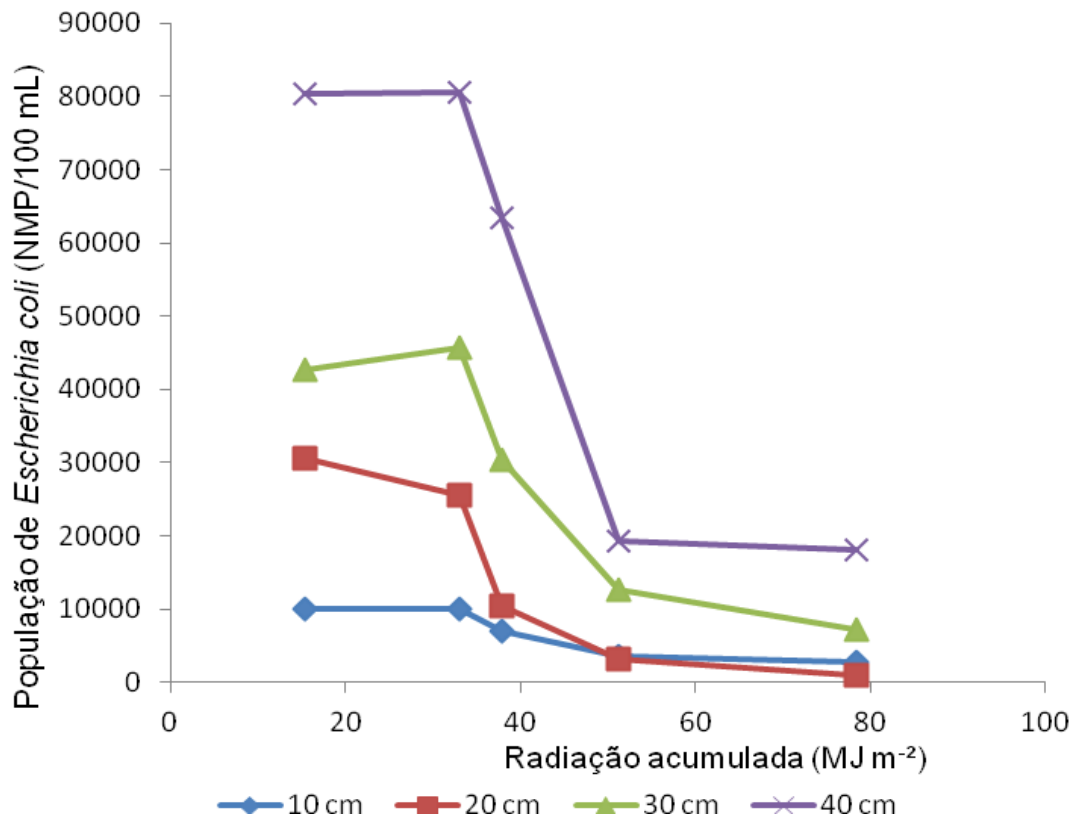


Figura 20 - Variação dos valores médios de *Escherichia coli* submetidos a diferentes níveis de radiação.

A cinética de inativação de microrganismos em sua forma mais simples, conhecida como Lei de Chick (METCALF; EDDY, 1991), não descreve a tendência dos dados coletados neste estudo, pois leva em consideração apenas a concentração inicial dos microrganismos.

O modelo multialvos de sobrevivência utilizado por Seker (2003) leva em consideração a presença de um “ombro” e de duas etapas de inativação, como relatado neste trabalho. De acordo com Wegelin et al. (1994), esse modelo de sobrevivência é comum quando puro cepas bacterianas são utilizadas em condições laboratoriais e submetidas à irradiação controlada, o que não é o caso desta pesquisa.

O modelo de sobrevivência de duas etapas representa duas populações distintas de microrganismos que têm diferentes taxas de decaimento (KOWALSKI, 1999). No entanto, as limitações desse modelo se devem ao fato de que nele não é levada em conta a variável lâmina da água residuária. Da mesma forma, as taxas de decaimento de cada população

são desconhecidas nesta pesquisa; por isso, optou-se pela elaboração de uma equação empírica, levando em consideração os dados e os objetivos deste estudo, na busca de redução do nível populacional de *Escherichia coli* em consonância com a legislação vigente.

Independentemente do resultado da interação (significativo ou não), optou-se pelo seu desdobramento, levando em consideração o interesse da pesquisa.

A tabela seguinte é composta pelos valores médios de turbidez, pH, condutividade elétrica, temperatura, coliformes totais e *Escherichia coli* nas combinações de tipos de efluentes e lâminas e suas comparações pelo teste de Tukey. Os tipos de efluentes foram caracterizados de acordo com as etapas de tratamento. Assim, o efluente bruto foi definido como do tipo 3, caracterizado por não ser submetido a nenhum tratamento. O efluente do sedimentador foi definido como do tipo 2, por ser submetido ao tratamento composto por um sedimentador. O efluente do biofiltro foi definido como do tipo 1, por ser submetido à etapa de tratamento do sedimentador e posteriormente ao biofiltro. Os valores de coliformes totais e *Escherichia coli* estão expressos em forma de logaritmo do número mais provável por 100 mililitros (log NMP/100 mL).

Tabela 11 - Valores médios de turbidez, pH, condutividade elétrica, temperatura, coliformes totais e *Escherichia coli* nas combinações de tipos de efluentes e lâminas e suas comparações pelo teste de Tukey

Tipo de efluente	Turbidez (UNT)				pH			
	10	20	30	40	10	20	30	40
1	47,08 c	41,28 c	40,12 c	42,25 c	7,81 a	7,69 b	7,64 b	7,62 b
2	176,33 b	161,00 b	170,33 b	174,03 b	7,74 a	7,87 a	7,68 b	7,68 b
3	289,00 a	274,67 a	299,00 a	309,00 a	7,82 a	7,64 b	7,88 a	7,89 a
	Condutividade elétrica (dS m <sup>-1</sup> )				Temperatura (°C)			
	10	20	30	40	10	20	30	40
1	1,67 b	2,20 b	2,20 b	2,33 b	22,93 a	23,29 a	23,10 a	22,55 a
2	3,50 a	3,93 a	4,09 a	4,10 a	20,60 b	20,74 b	20,56 b	20,66 b
3	3,05 a	2,65 ab	2,68 ab	2,63 ab	22,26 ab	22,67 ab	22,27 ab	22,12 ab
	Coliformes totais (log NMP/100 mL)				<i>Escherichia coli</i> (log NMP/100 mL)			
	10	20	30	40	10	20	30	40
1	5,31 b	5,43 b	5,83 a	5,16 b	1,54 b	2,28 b	4,54 a	4,18 a
2	5,30 ab	5,25 ab	5,35 a	5,45 ab	4,83 a	4,43 a	4,85 a	4,85 a
3	6,69 a	6,66 a	5,79 a	5,70 a	6,36 a	6,15 a	4,17 a	4,96 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna para cada variável não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Na Tabela 11, observa-se que houve diferença significativa no que se refere à turbidez em todas as lâminas utilizadas, sendo o menor valor de turbidez verificado no efluente do tipo 1.

Nota-se, nessa tabela, que apenas na lâmina de 10 cm não houve diferença significativa no potencial hidrogeniônico (pH), e nas demais lâminas houve diferença significativa em pelo menos um tipo de efluente. Os valores médios oscilaram de 7,64 a 7,89. Valores semelhantes foram encontrados por Oliveira (2006) em efluente da suinocultura tratado em tanque de sedimentação. Os valores de pH, segundo o CONAMA 357 (2005), encontravam-se dentro da faixa de 5 a 9.

No que se refere aos valores de condutividade elétrica, percebeu-se que eles se diferenciaram em todas as lâminas, sendo os valores mais elevados encontrados no efluente tipo 2. Esse elevado valor de condutividade elétrica, após a passagem pelo sedimentador, deveu-se à

ocorrência de mineralização de compostos orgânicos e minerais na solução da água residuária. Oliveira (2006), em seus estudos, obteve o valor médio de 4,89 dS m<sup>-1</sup> em efluente da suinocultura tratado em tanque de sedimentação.

Em relação à temperatura, observou-se que os maiores valores foram encontrados no tipo de efluente 1, sendo inversa sua relação com a turbidez.

Ainda na Tabela 11, observa-se que na lâmina de 30 cm todos os valores de coliformes totais foram estatisticamente iguais entre si, o que não ocorreu nas demais lâminas. Nota-se, também nessa tabela, que a quantidade de coliformes totais variou de 5,16 a 6,69 unidades log, correspondendo a  $1,4 \times 10^5$  a  $4,9 \times 10^6$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>, respectivamente.

Os valores de *Escherichia coli* variaram de  $3,5 \times 10^1$  a  $2,3 \times 10^6$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>. Percebeu-se que não houve diferença significativa nas lâminas de 30 e 40 cm em relação aos tipos de efluentes. Na lâmina de 10 cm, observou-se que o menor valor foi encontrado com a utilização do efluente tipo 1. Semelhante comportamento foi observado na lâmina de 20 cm, o que era esperado, pois a radiação solar tem mais facilidade para atingir o fundo do reator solar. De maneira geral, os menores valores de *Escherichia coli* foram obtidos no tipo de efluente 1. Tais valores estão dentro da faixa tolerável, segundo a OMS, para uso irrestrito em irrigação; nas demais combinações, os valores encontrados não atendiam a essa recomendação.

Na Tabela 12 estão apresentadas as equações de regressão que melhor se ajustaram aos parâmetros analisados em função da lâmina utilizada nos reatores para cada tipo de efluente.

Tabela 12 - Equações de regressão ajustadas para turbidez, pH, condutividade elétrica, temperatura, coliformes totais e *Escherichia coli* em função das lâminas do reator solar (L, em cm), nos tipos de efluentes estudados, e dos respectivos coeficientes de determinação ( $r^2$ )

Variável	Tipo de efluente	Equações ajustadas	$r^2$
Turbidez (UNT)	1	$\hat{y} = 48,94$	--
	2	$\hat{y} = 170,42$	--
	3	$\hat{y} = 292,92$	--
pH	1	$\hat{y} = 7,68$	--
	2	$\hat{y} = 7,74$	--
	3	$\hat{y} = 7,9258 - 0,01842 L + 0,0004583 L^2$	0,47
Condutividade elétrica (dS m <sup>-1</sup> )	1	$\hat{y} = 2,49$	--
	2	$\hat{y} = 2,8842 + 0,07318 L - 0,001075 L^2$	0,99
	3	$\hat{y} = 2,75$	--
Temperatura (°C)	1	$\hat{y} = 23,37$	--
	2	$\hat{y} = 20,64$	--
	3	$\hat{y} = 22,33$	--
Coliformes totais (log NMP/100 mL)	1	$\hat{y} = 4,457 + 0,098 L - 0,0018 L^2$	0,63
	2	$\hat{y} = 5,34$	--
	3	$\hat{y} = 7,1347 - 0,03593 L$	0,82
<i>Escherichia coli</i> (log NMP/100 mL)	1	$\hat{y} = 0,59 + 0,102 L$	0,82
	2	$\hat{y} = 4,74$	--
	3	$\hat{y} = 7,3547 - 0,08563 L$	0,84

Para a estimativa da turbidez, não se verificou equação significativa que estimasse a turbidez nos tipos de efluentes, o que já era esperado, pois não houve relação física entre a lâmina e a turbidez.

Notou-se que o pH, utilizando os efluentes dos tipos 2 e 3, não foi alterado significativamente pela lâmina nos reatores solares. Em relação ao tipo de efluente 3, constatou-se que o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou aos dados de pH, em função da lâmina nos reatores, com valor de  $r^2$  de 0,47 (Tabela 12). Entretanto, todos os valores de pH coletados nos efluentes encontram-se dentro da faixa permitida pela legislação em vigor, por isso essa equação não será utilizada para definir qual lâmina a ser utilizada no processo de desinfecção.

A condutividade elétrica não foi alterada, significativamente, pela lâmina nos reatores solares quando submetida aos efluentes dos tipos 1 e 3.

Entretanto, o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou à relação entre condutividade elétrica em função da altura da lâmina, para o efluente do tipo 2, sendo o valor de  $r^2$  de 0,99, como observado na Tabela 12.

Verificou-se, na Tabela 9, que não houve relação entre a temperatura e altura da lâmina nos reatores solares, o que já era esperado, pois a coleta dos dados foi realizada na parte da manhã, quando os reatores ainda não tinham recebido os raios solares.

Quanto a coliformes totais, percebeu-se que, utilizando o efluente do tipo 2, não houve efeito significativo com relação à altura da lâmina nos reatores solares. Entretanto, utilizando os efluentes dos tipos 1 e 3, as equações que melhor representaram a relação entre o número de coliformes totais e a lâmina nos reatores foram a equação quadrática e a linear, respectivamente, porém as equações ajustadas mostraram comportamento não esperado, pois a equação linear apresenta coeficiente angular negativo, ou seja, quanto maior a lâmina, menor o valor de coliformes totais. Isso se deve ao fato de ocorrerem durante o experimento várias repetições, em que a concentração inicial de coliformes totais foi diferente.

No que se refere ao nível populacional de *Escherichia coli* em relação à lâmina utilizada nos reatores solares dos tipos de efluentes 1 e 3, houve efeito significativo; utilizando o efluente do tipo 2, não houve efeito significativo. O modelo linear foi o que melhor representa o nível populacional de *Escherichia coli* em função da lâmina, nos tipos de efluentes 1 e 3, com coeficiente de determinação ( $r^2$ ) de 0,82 e 0,84, respectivamente. Finalmente, o modelo linear, ajustado para o tipo de efluente 1, mostra que, quanto maior a lâmina utilizada, menor a quantidade de *Escherichia coli*. Esse comportamento já era esperado, pois concorda com o que encontraram Sánchez-Roman *et al.* (2007). Entretanto, o modelo linear ajustado para o tipo de efluente 3 apresentou coeficiente angular negativo, o que não era esperado, porém a utilização do efluente bruto, com elevado valor de turbidez, pode ter bloqueado a passagem dos raios solares, fazendo que a lâmina não fosse o fator principal na estimativa do nível de *Escherichia coli* para esse tipo de efluente.

Na Tabela 13, mostram-se os coeficientes da correlação de Pearson das variáveis analisadas no experimento. A variável efluente foi definida como número 3, utilizando como afluente, nos reatores solares, o efluente

bruto; o número 2, utilizando como afluente o efluente após a passagem pelo sedimentador; e o número 1, quando se utilizava o efluente após a passagem pelo biofiltro, empregaram-se esses números de forma que o efluente menos tratado e com maior nível de turbidez, coliformes e níveis de *Escherichia coli* recebesse número maior.

Tabela 13 - Estimativa do coeficiente da correlação de Pearson das variáveis analisadas no estudo

	Turbidez	Temp.	pH	C.E	C.T	E.C.	Lâmina	Efluente
Turbidez	1,0000	0,9878**	0,2744**	0,3386**	0,2116*	0,3043**	-0,0015 <sup>ns</sup>	0,9878**
Temp.		1,0000	-0,2511**	-0,5829**	0,3400 <sup>ns</sup>	-0,2082*	-0,0797 <sup>ns</sup>	-0,3155**
pH			1,0000	-0,1344*	0,2840**	0,1168 <sup>ns</sup>	-0,3597**	0,2809**
C.E				1,0000	-0,2184*	-0,0290 <sup>ns</sup>	0,1683*	0,3589**
C.T					1,0000	0,5638**	-0,0555 <sup>ns</sup>	0,2420**
E.C						1,0000	0,3529**	0,3400**
Lâmina							1,0000	0,0000 <sup>ns</sup>
Efluente								1,0000

Temp. = temperatura; E.C. = *Escherichia coli*.; C.T. = Coliformes totais; C.E. = condutividade elétrica; ns = não significativo; \*significativo ( $p < 0,10$ ) e \*\*significativo ( $p < 0,01$ ).

A correlação de Pearson representa a influência que uma variável exerce sobre outra variável. Pode-se observar, na Tabela 13, que a turbidez apresentou correlação positiva e significativa ( $p < 0,01$ ) com a temperatura, demonstrando que o aumento da turbidez provocou aumento na temperatura do efluente. Houve também correlação positiva e significativa da turbidez com as seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, coliformes totais, *Escherichia coli* e tipo de efluente, porém não houve correlação significativa da turbidez com lâmina.

Das correlações observadas na Tabela 13, a correlação mais importante no processo de desinfecção é da variável *Escherichia coli* com as demais variáveis, pois o seu nível populacional indica o teor aceitável, segundo recomendações da OMS, para a utilização do efluente na irrigação de culturas.

É possível observar que não houve correlação significativa entre a variável *Escherichia coli* com o pH e a condutividade elétrica, indicando que

eles não influenciavam nos níveis observados de *Escherichia coli*, significativamente, no processo de desinfecção.

Houve, ainda, correlação positiva e significativa ( $p < 0,01$ ) entre *Escherichia coli* e turbidez, indicando que, quanto maior a turbidez, maior a quantidade de *Escherichia coli* nos efluentes dos reatores. Em termos práticos, os reatores apresentaram melhores resultados, ou seja, melhor eficiência na remoção de *Escherichia coli*, se abastecidos com efluentes com reduzida turbidez, para favorecer a penetração dos raios nos reatores solares.

A variável *Escherichia coli* apresentou correlação significativa ( $p < 0,10$ ) e negativa com a temperatura, indicando que, quanto maior a temperatura, menor o nível de *Escherichia coli*. Esse efeito é consequência da radiação, pois, quanto maior a quantidade de radiação sobre o reator solar, maior a sua temperatura.

A alta correlação entre os valores de *Escherichia coli* e coliformes totais já era esperada, pois essa variável faz parte do grupo de coliformes totais.

A correlação positiva e significativa ( $p < 0,01$ ) entre lâmina e *Escherichia coli* indica que, quanto maior a lâmina, maior o nível populacional de *Escherichia coli*, por isso deve-se reduzir a lâmina no reator solar, para aumentar a sua eficiência.

Houve correlação positiva e significativa ( $p < 0,01$ ) do tipo de efluente com as seguintes variáveis: turbidez, pH, condutividade elétrica, coliformes totais e *Escherichia coli*, mostrando que o tipo de efluente influencia, substancialmente, os valores dos parâmetros analisados.

## 5. CONCLUSÕES

1. Em reator solar, a altura da lâmina recomendada para a desinfecção de água residuária de suinocultura, com turbidez de até 82 UNT, com três dias de exposição à radiação solar (média de 61,68 MJ m<sup>-2</sup>), é de até 23 cm, para atingir um nível adequado para ser usada na agricultura como fertirrigação, seguindo-se os parâmetros recomendados pela OMS (categoria A - água: *Escherichia coli* <1.000 NMP/100 mL).
2. Para garantir maior eficiência no processo de desinfecção nos reatores solares, é fundamental fazer o pré-tratamento da água residuária de suinocultura, visto que maior turbidez resulta em menor eficiência na desinfecção.

## 6. REFERÊNCIAS

ALVES, R. V. **Avaliação do desempenho de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos**: aspectos microbiológicos. 2004. 118 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2004.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; ZACARKIM, C. E.; MATSUO, M. S.; CUNHA, F. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n. 3, p. 745-750, 2006.

ASAE D384.2 – Manure Production and Characteristics. **ASAE Standards**, St. Joseph, p. 1-20, 2005.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **La calidad del agua en la agricultura**. Roma: FAO, 1987. 174 p.

BATISTA, R. O. **Desempenho de sistema de irrigação por gotejamento utilizado na aplicação de água residuária de suinocultura**. 2007. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

BATISTA, R. O.; SARTORI, M. A.; SOARES, A. A.; MOURA, F. N.; PAIVA, M. R. de F. C. Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico. **Ambi-Agua**, Taubaté, SP, v. 6, n. 3, p. 152-164, 2011.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 18 jul. 2011.

BURGESS, S.; ONYONGE, C. **Solar disinfection of water** (a case study from Kenya). In: **28th WEBC CONFERENCE** – Sustainable Environmental Sanitation and Water Services. Calcutta, India, 2002. p. 51-54.

BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, M. A. Retenção de poluentes em filtros orgânicos operando com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Viçosa, MG, v. 7, n. 2, p. 329-334, 2003.

BRYANT, E. A.; FULTON, G. P.; BUDD, G. C. **Disinfection alternatives for safe drinking water**. Nova York, EUA: Van Nostrand Reinhold, 1992. 518 p.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 1999.

CASLAKE, L. F.; CONNOLLY, D. J.; MENON, V.; DUNCANSON, C. M.; ROJAS, R.; TAVAKOLI, J. Disinfection of contaminated water by using solar irradiation. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 2, n. 70, p.1145-1150, 2004.

CAVALCANTI, T. B. G. **Técnicas para o controle bacteriológico da água**. 1999. Monografia (Para conclusão do Curso de Especialização em Tecnologias Ambientais) - Faculdade de Tecnologia de São Paulo, São Paulo, 1999. 41 p.

CHASTAIN, J. P.; LUCAS, W. D.; ALBRECHT, J. E.; PARDUE, J. C.; ADAMS, J.; MOORE, K. P. Removal of solids and major plant nutrients from swine manure using a screw press separator. **Applied Engineering in Agriculture**, Washington, v. 17, n. 3, p. 355-363, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 18 set. 2010.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM. Deliberação Normativa nº 10, de 16 de dezembro de 1986. **Estabelece normas para licenciamento e controle da atividade de suinocultura**. Belo Horizonte, 1995. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=111>>. Acesso em: 28 dez. 2010.

DANIEL, L. A. **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável** - Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2001.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo do dejetos de suínos**. Concórdia, SC: EMBRAPA – CNPSA/EMATER-RS, 1998. 33 p. (Boletim informativo, 11).

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro, Brasil: ABES, 1993. v. 2, 503 p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos**. Concórdia, SC: EMBRAPA – CNPSA/EMATER-RS, 2002. 31 p. (Boletim informativo, 14).

DOORENBOS, J.; PRUITT, J. O. **Crop water requeriment**. Rome: FAO, 1977. 144 p. (FAO Irrigation and Drainage Paper, 24).

FONSECA, S. P. P. **Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método do escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. 2000. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2000.

GARTNER, I. R.; GAMA, M. L. S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no Distrito Federal: um estudo de caso. **Organizações Rurais e Agrícolas**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 148-161, 2005.

GOMES FILHO, R. R. et al. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 131-134, 2001.

GONÇALVES, R. A. B. **Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada das regiões do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba-MG**. 2002. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.

HASS, C. N. "Disinfection". In: **Water quality and treatment**. New York: McGraw-Hill Inc., EUA, 1990. 1194 p.

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2009. Disponível em:  
<[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2009/tabelas\\_pdf/ta\\_b15.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2009/tabelas_pdf/ta_b15.pdf)>. Acesso em: 25 jun. 2011.

JOYCE, T. M.; MCGUIGAN, K. G.; ELMORE-MEEGAN, M.; CONROY, R. M. Inactivation of Fecal Bacteria in Drinking Water by Solar Heating. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 2, n. 62, p. 399-402, 1996.

KEHOE, S. C.; JOYCE, T. M.; IBRAHIM, P.; GILLESPIE, J. B.; SHAHAR, R. A.; MCGUIGAN, K. G. Effect of agitation, turbidity, aluminum foil reflectors and container volume on the inactivation efficiency of batch-process solar disinfectors. **Water Resources**, Washington, v. 4, n. 35, p. 1061-1065, 2001.

KOWALSKI, W. J.; BAHNFLETH, W. P.; WHITTAM, T. S. "Filtration of airborne microorganisms: modeling and prediction", **ASHRAE Trans.**, v. 105, Pt. 2, p. 4-17, 1999.

LAWS, J. E. A. **Evaluación ambiental del sistema Tohá em la remoción de Salmonella en aguas servidas domésticas**. 2003. 92 f. Tesis (Magister en Gestión y Planificación Ambiental) - Universidad de Chile, Santiago, 2003.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. F. F. Operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 472-478, 2006.

MARTINS, F. R.; PEREIRA, E. B.; DE ABREU, S. L.; COLLE, S. Mapas de irradiação solar para o Brasil - Resultados do Projeto SWERA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia, Brasil: INPE, 2005. p. 3137-3145.

MATOS, A. T. **Disposição de águas residuárias no solo**. Viçosa, MG: AEAGRI, 2007. 142 p. (Caderno didático, 38).

MATOS, A. T.; BRANDÃO, V. S.; NEVES, J. C. L.; MARTINEZ, M. A. Removal of Cu and Zn from swine raising wastewater using organic filters. **Environmental Technology**, London, v. 24, n. 2, p. 171-178, 2003.

MCGUIGAN, K. G.; JOYCE, T. M.; CONROY, R. M.; GILLESPIE, J. B.; ELMORE-MEEGAN, M. Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles: characterizing the bacterial inactivation process. **Journal of Applied Microbiology**, Washington, n. 84, p. 1138-1148, 1998.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1335 p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Nutrient requirements of poultry**. 9th Rev. Ed Natl. **Acad. Press**, Washington, DC., 1994. 155 p.

NOLASCO, M. A.; BAGGIO, R. B.; GRIEBELER, J. Implicações ambientais e qualidade da água da produção animal intensiva. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v. 3, n. 2, p.19-26, 2005.

NUVOLARI, ARIIVALDO (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. São Paulo: Edigard Blucher Ltda., FATEC-SP, CEETEPS, FAT, 2003.

OATES, P. M.; SANAN, P.; POLZ, M. F. Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti. **Water Research**, Washington, n. 37, p. 47-57, 2003.

OLIVEIRA, W. E. “Importância do abastecimento de água na transmissão de doenças”. In: AZEVEDO NETTO et al. (Ed.). **Técnicas de abastecimento e tratamento de água**. São Paulo: CETESB, 1976. v. 1, 550 p.

OLIVEIRA, P. A. V. Sistema de produção de suínos em cama sobreposta: In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001, Gramado. **Anais...** Gramado, RS, 2001. 12 p.

OMS. **Guidelines for drinking-water quality**. 2. ed. Genebra, Suíça, 1993. v.1, 188 p.

PERDOMO, C. C.; COSTA, R. R. H.; MEDRI, W.; MIRANDA, C. R. **Dimensionamento de sistema de tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos suínos**. Concórdia, SC: EMBRAPA – CNPSA, 1999. 5 p. (Comunicado técnico, 234).

PEREIRA, E. R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu uso no ambiente agrícola**. 2006. 130 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2006.

REIFF, F. M.; WITT, V. M. **Guías para la selección y aplicación de tecnologías de desinfección de el agua para consumo humano en pueblos pequeños y comunidades rurales de América Latina y el Caribe**. División de Salud y Ambiente. Washington, EUA: Organización Panamericana de la Salud (OPAS)/Organización Mundial de Salud (OMS), 1995. 227 p. (Serie Técnica, 30).

ROSSIN, A. C. “Desinfecção”. In: AZEVEDO NETTO et al. **Técnicas de abastecimento e tratamento de água**. 3. ed. São Paulo: CETESB, 1987. v. 2, 320 p.

SAITOH, T. S.; EL-GHETANY, H. A pilot solar water disinfection system: Performance analysis and testing. **Solar Energy**, v. 3, n. 72, p. 261-269, 2002.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. **Desinfecção solar de esgoto doméstico para uso na agricultura familiar**. 2006. 94 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.

SANCHES-ROMAN, R.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T; SEDIYAMA, G. C.; SOUZA, O.; MOUNTEER, H. A. Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 50, n. 1, p. 65-71, 2007.

SEKER, S.; BEYENAL, H.; SALIH, B.; TANYOLAC, A. Multi-substrate growth kinetics of *Pseudomonas putida* for phenol removal. **Appl. Microbiol. Biotechnol.**, v. 47, p. 610-614, 1997.

SILVA, N. da; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. I. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos**. São Paulo: Varela, 1997. 295 p.

SOLARTE, Y.; SALAS, M. L.; SOMMER, B.; DIEROLF, C.; WEGELIN, M. Uso de la radiación solar (UV-A y temperatura) en la inactivación del *Vibrio cholerae* en agua para consumo humano. Factores que condicionan La eficiencia del proceso. **Colombia Médica**, v. 3, n. 28, p. 123-129, 1997.

SOTO, M. A.; TOHÁ, J. Ecological wastewater treatment. In: INTERNACIONAL CONGRESS: ADVANCED WASTEWATER TREATMENT, RECYCLING AND REUSE, 2., Milan, 1998. **Proceedings...** Milan: AWT98, 1998. p. 1091-1094.

SOUZA, Jeanette Beber de; SARTORI, Luci; DANIEL, Luiz Antonio. Influência da cor e turbidez na desinfecção de águas de abastecimento utilizando-se cloro e radiação ultravioleta. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** São Carlos, SP, 2000. 6 p.

STRAPAZZON, A. J. **Avaliação da eficiência de tratamento de dejetos de suínos, utilizando um procedimento de compostagem misto, em propriedade rural no vale do taquari, RS, Brasil**. 2008. 64 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Santa Cruz, Santa Cruz, RS, 2008.

TIBA et al. **Atlas solarimétrico do Brasil**: banco de dados terrestres. Recife: Editora Universitária da UFPe, 2000. 60 p.

VON SPERLING, M. Coliformes e pH - Médias aritméticas, médias geométricas e medianas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

WEBER, W. J.; POSSELT, H. S. "Disinfection". In: WEBER, W. J. (Ed.). **Physicochemical processes for water quality control**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1972. p. 640.

WEGELIN, M.; CANONICA, S.; MECHSNER, K.; FLEISCHMANN, T.; PESARO, F.; METZLER, A. Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments. **Journal Water SRT – Aqua**, v. 3, n. 43, p. 154-169, 1994.

WITT, V. M.; REIFF, F. M. "Tecnologías de desinfección del agua para comunidades pequeñas y zonas rurales". In: CRAUN, G. F.; CASTRO, R. (Ed.). **La Calidad del Agua Potable en America Latina**: ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. Washigton: ILSI Press, 1996. p. 153-186.

ZHANG, R. H.; YANG, P.; COLLAR, C. A.; HAM, L. Treatment of flushed dairy manure by solid-liquid separation and lagoon aeration. In: INTERNATIONAL ANIMAL AGRICULTURAL END FOOD PROCESSING WATES, 9., 2003, North Carolina. **Proceedings...** St. Joseph: ASAE, 2003. p. 496-503.