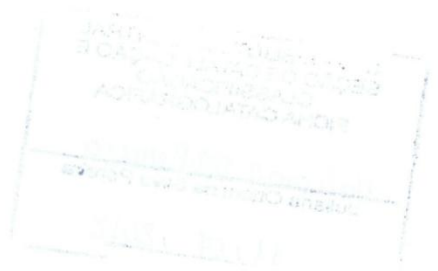


EDGARD HENRIQUE OLIVEIRA DIAS

**TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO POR SECAGEM EM ESTUFA:
HIGIENIZAÇÃO E PRODUÇÃO DE BIODISSÓLIDOS PARA USO AGRÍCOLA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 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

D541t
2012

Dias, Edgard Henrique Oliveira, 1985-
Tratamento de lodo de esgoto por secagem em estufa :
higienização e produção de biossólidos para uso agrícola /
Edgard Henrique Oliveira Dias. – Viçosa, MG, 2012.
xix, 141f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 121-134

1. Engenharia sanitária. 2. Lodo residual. 3. Segagem.
4. Helminto. 5. *Escherichia coli*. I. Universidade Federal de
Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 628.35

EDGARD HENRIQUE OLIVEIRA DIAS

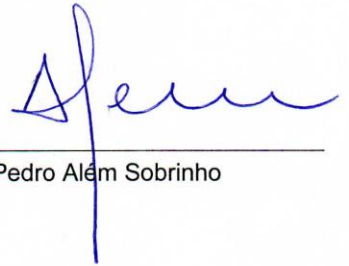
**TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO POR SECAGEM EM ESTUFA:
HIGIENIZAÇÃO E PRODUÇÃO DE BÍOSSÓLIDOS PARA USO AGRÍCOLA**

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

APROVADA: 08 de fevereiro de 2012.



Carlos Augusto de Lemos
Chernicharo



Pedro Alêm Sobrinho



Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(orientador)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Márcio Antônio Dias e Livia Mara de Oliveira Dias, aos meus irmãos, Vinicius Oliveira Dias e Leandro Oliveira Dias e familiares, pelo apoio incondicional em mais uma jornada.

Ao professor Rafael Kopschitz Xavier Bastos, pela oportunidade, orientação, conselhos e amizade.

À professora Paula Dias Bevilacqua pela coorientação e contribuições para a confecção desse trabalho.

A todos os colegas que participaram do Grupo Biossólidos: Tiago, Flávio, Ketty, Maísa, Luciana, Renata, Bárbara, Cauê e Gustavo.

À família ETA: Demétrius, Endrik, Isaias, João, Mário, Rosane, Tiago.

À Divisão de Água e Esgoto da UFV e todos os seus funcionários.

A todos os colegas e professores da pós-graduação.

A todos os amigos e companheiros de Viçosa.

À CAPES, pela concessão de bolsa.

À SABESP, pelo financiamento do projeto e suporte ao presente trabalho.

À FAPEMIG, ao CNPq e à SABESP, pela concessão de bolsas de iniciação científica, que possibilitaram a participação de alunos de graduação no projeto.

Ao SAAE de Viçosa, pela parceria.

À Universidade Federal de Viçosa.

Enfim, a todos que contribuíram para a realização desse trabalho.

BIOGRAFIA

Edgard Henrique Oliveira Dias, filho de Márcio Antônio Dias e Lívia Mara de Oliveira Dias, nasceu ao dia 1º de julho de 1985, em Belo Horizonte – MG.

Cursou o Ensino Médio no Colégio São Francisco Xavier (CSFX), na cidade de Ipatinga – MG.

Em 2004 iniciou o curso de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), graduando-se em janeiro de 2009.

Em março de 2010 iniciou Mestrado em Engenharia Civil – Saneamento e Ambiental, na Universidade Federal de Viçosa (UFV), submetendo-se à defesa de dissertação em fevereiro de 2012.

SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	xii
RESUMO.....	xvi
ABSTRACT	xviii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Objetivo geral	3
2.2. Objetivos específicos.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. Tratamento biológico de esgotos sanitários.....	4
3.2. Processos anaeróbios de tratamento	5
3.3. Produção de lodo de esgoto em reatores UASB.....	8
3.4. Características microbiológicas de lodos de esgoto	10
3.4.1. Vírus.....	12
3.4.2. Bactérias patogênicas	15
3.4.3. Protozoários	17
3.4.4. Helmintos	18
3.4.5. Organismos indicadores	19
3.5. Tratamento do lodo e produção de biossólidos.....	22
3.5.1. Digestão anaeróbia	23
3.5.2. Digestão aeróbia	24
3.5.3. Estabilização alcalina	24
3.5.4. Compostagem	25
3.5.5. Secagem térmica.....	27
3.5.6. Secagem em estufa.....	27
3.6. Regulamentação do uso agrícola de biossólidos	35
3.7. Exemplos de utilização agrícola de biossólidos no Brasil	39
3.8. AQRM aplicada ao uso agrícola de biossólidos	40
3.8.1. Modelos de exposição aplicados ao uso agrícola de biossólidos.....	41
3.8.2. Modelos determinísticos e estocásticos.....	41

3.8.3. Análise de sensibilidade	43
4. MATERIAL E MÉTODOS	44
4.1. Descrição da ETE Violeira	44
4.2. Tratamento do lodo por secagem em estufa.....	45
4.3. Experimento de inoculação de colifagos somáticos	46
4.4. Estimativa da concentração de microrganismos em biossólidos utilizando modelagem estocástica.....	47
4.5. Análises laboratoriais.....	51
4.5.1. Análises físicas e químicas.....	51
4.5.2. Análises microbiológicas	51
4.6. Determinação dos coeficientes de decaimento microbiano durante o tratamento do lodo	53
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1. Desaguamento do lodo em leito de secagem	55
5.2. Higienização do lodo por secagem em estufa.....	57
5.2.1. Temperatura do ar dentro da estufa	57
5.2.2. pH.....	62
5.2.3. Umidade e Sólidos Totais.....	64
5.2.4. Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	72
5.2.5. Ovos de helmintos.....	84
5.3. Experimentos de inoculação de colifagos somáticos	97
5.3.1. Experimento na estufa da ETE Violeira	97
5.3.2. Experimento na estufa em laboratório	102
5.3.3. Influência da temperatura	105
5.4. Considerações finais sobre o decaimento microbiano durante secagem do lodo em estufa.....	107
5.5. Estimativa da qualidade microbiológica de biossólidos.....	109
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES DE PESQUISAS COMPLEMENTARES	119
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	121
ANEXOS	135

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

AQRM – Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

C_{bs} – concentração do microrganismo no biossólido produzido;

CDC – Center for Disease Control and Prevention

C_{eb} – concentração do microrganismo no esgoto bruto

CF – coliformes fecais

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CS – colifagos somáticos

CT – coliformes totais

CTer – coliformes termotolerantes

DAG – Divisão de Água e Esgoto

EF – estreptococos fecais

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

EUA – Estados Unidos da América

$f_{.transf}$ – fator de transformação para se obter a concentração do microrganismo no lodo dentro do reator UASB a partir da concentração no esgoto bruto

FDP – função distribuição de probabilidade

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

$K_{b\ 20}$ – coeficiente de decaimento bacteriano a 20°C

$K_{b\ T}$ – coeficiente de decaimento bacteriano à temperatura de operação

$K_{cs\ 20}$ – coeficiente de decaimento de colifagos somáticos a 20°C

$K_{cs\ T}$ – coeficiente de decaimento de colifagos somáticos à temperatura de operação

$K_{oh\ 20}$ – coeficiente de decaimento de ovos de helmintos a 20°C

$K_{oh\ T}$ – coeficiente de decaimento de ovos de helmintos à temperatura de operação

LCQA – Laboratório de Controle da Qualidade da Água

LD – limite de detecção

NMP – número mais provável

OTH – ovos totais de helmintos

OVH – ovos viáveis de helmintos

PFRP – Processes that Further Reduce Pathogens

PSRP – Processes which Significantly Reduces Pathogens

R_0^2 - coeficiente de determinação corrigido

R^2 - coeficiente de determinação

Remoção_{.EST} – remoção na estufa de secagem

Remoção_{.LS} – remoção no leito de secagem

ST – sólidos totais

T – temperatura

UFF - unidades formadoras de foco

UFP - unidades formadoras de placas

UFV – Universidade Federal de Viçosa

USEPA – United States Environmental Protection Agency

θ – coeficiente de temperatura

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Frações da utilização do material orgânico pelo catabolismo e anabolismo bacteriano.....	5
Figura 2 – Rotas metabólicas e os grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	6
Figura 3 – Representação esquemática de um reator UASB.....	8
Figura 4 – Etapas do gerenciamento do lodo e principais processos utilizados.....	23
Figura 5 – Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários da Violeira, Viçosa – MG: (A) Reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso; (B) Leitos de Secagem; (C) Estufa de Secagem.....	44
Figura 6 – Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários da Violeira, Viçosa – MG. (A) Lodo imediatamente após o descarte. (B) Lotes de lodo em diferentes estágios de tratamento na estufa.....	45
Figura 7 – Ilustração dos experimentos de inoculação de colifagos na estufa da ETE Violeira (A) e em estufa laboratorial no LCQA (B).....	47
Figura 8 – Pontos de amostragem do lodo de dentro do reator UASB.....	49
Figura 9 – Comportamento do pH no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem (n = 13), ETE Violeira, Viçosa-MG.....	55
Figura 10 – Comportamento dos teores de umidade (n = 12) e sólidos totais (n = 16) no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem, ETE Violeira, Viçosa-MG.....	56
Figura 11 – Comportamento das concentrações de coliformes totais (n = 11) e <i>Escherichia coli</i> (n = 16) no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem, ETE Violeira, Viçosa-MG.....	56
Figura 12 – Comportamento das concentrações de ovos de helmintos viáveis (n = 10) e totais (n = 10) no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem, ETE Violeira, Viçosa-MG.....	57
Figura 13 – Variação da temperatura do ar dentro da estufa ao longo de um ano e nos períodos quente e frio.....	58
Figura 14 – Temperatura média do ar dentro da estufa em função da temperatura média externa do ar (n = 143).....	59
Figura 15 – Temperatura mediana do ar dentro da estufa em função da temperatura média externa do ar (n = 143).....	59
Figura 16 – Temperatura média do ar dentro da estufa: dados estimados versus dados observados (n = 143).....	60
Figura 17 – Temperatura mediana do ar dentro da estufa: dados estimados versus dados observados (n = 143).....	60

Figura 18 – Variação da temperatura do ar dentro da estufa nos períodos referentes ao monitoramento de cada lote de lodo.	61
Figura 19 – Valores de pH do lodo em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).	63
Figura 20 – Teores de umidade (%) do lodo em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).	65
Figura 21 – Teores de sólidos totais (%) do lodo em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão potencial).	67
Figura 22 – Teores de umidade do lodo (%), calculados com base nos teores de sólidos totais, em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).....	69
Figura 23 – Teores de umidade (%): valores medidos versus valores calculados (com base nos teores de sólidos totais), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão linear).	71
Figura 24 – Concentrações (NMP/gST) de CT (à esquerda) e de <i>E.coli</i> (à direita) em função do tempo de secagem na estufa (dias) em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).....	73
Figura 25 – Populações remanescentes de <i>E.coli</i> em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linhas de tendência (regressão linear passando pela origem).	78
Figura 26 – Concentração de <i>E.coli</i> (NMP/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).	81
Figura 27 – Concentração de <i>E.coli</i> (NMP/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).....	82
Figura 28 – Evolução temporal (semanal) das concentrações de <i>E.coli</i> (médias geométricas) e dos teores de umidade (médias aritméticas): dados sem distinção de lotes.....	84
Figura 29 – Evolução temporal (semanal) das concentrações de <i>E.coli</i> (médias geométricas) e dos teores de sólidos totais (médias aritméticas): dados sem distinção de lotes.....	84
Figura 30 – Concentrações (ovos/gST) de ovos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) de helmintos em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).....	86
Figura 31 – Populações remanescentes de ovos totais de helmintos em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linhas de tendência (regressão linear passando pela origem) (continua).....	89
Figura 32 – Concentração (ovos/gST) de ovos de helmintos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem na	

estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).....	92
Figura 33 – Concentração (ovos/gST) de ovos de helmintos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).....	94
Figura 34 – Evolução temporal (semanal) das concentrações médias de ovos de helmintos viáveis e totais e dos teores médios de umidade: dados sem distinção de lotes.....	97
Figura 35 – Evolução temporal (semanal) das concentrações médias de ovos de helmintos viáveis e totais e dos teores médios de sólidos totais: dados sem distinção de lotes.....	97
Figura 36 – Concentrações de <i>E.coli</i> (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).....	98
Figura 37 – Populações remanescentes de <i>E.coli</i> e de colifagos somáticos em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão linear passando pela origem).....	101
Figura 38 – Concentrações de <i>E.coli</i> (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).....	103
Figura 39 – Populações remanescentes de <i>E.coli</i> e colifagos somáticos em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão linear passando pela origem) (continua).....	104
Figura 40 – Variação da temperatura do ar dentro da estufa da ETE Violeira durante o experimento de inoculação de colifagos (12/09/11 a 28/09/11) (n = 816; 34 dados de cada hora).	106
Figura 41 – Ilustração esquemática do decaimento de <i>E.coli</i> , ovos viáveis de helmintos e colifagos somáticos em lodo de esgoto submetido a secagem em estufa.....	108
Figura 42 – Variação das concentrações de <i>E.coli</i> no esgoto bruto (NMP/100mL) e no lodo no interior do reator UASB (NMP/gST) (n = 19).	110
Figura 43 – Variação das concentrações de ovos totais de helmintos no esgoto bruto (ovos/L) e no lodo no interior do reator UASB (ovos/gST) (n = 19).	110
Figura 44 – Variação das concentrações de colifagos somáticos no esgoto bruto (UFP/100mL) e no lodo no interior do reator UASB (UFP/gST) (n = 19).	110
Figura 45 – Histograma de frequência e curva da função exponencial ajustada aos dados de <i>E.coli</i> no esgoto bruto.....	111
Figura 46 – Histograma de frequência e curva da função lognormal ajustada aos dados de ovos totais de helmintos no esgoto bruto.	111

Figura 47 – Histograma de frequência e curva da função lognormal ajustada aos dados de colifagos somáticos no esgoto bruto.	111
Figura 48 – Histograma e curva de frequência acumulada da concentração estimada de <i>E.coli</i> no biossólido tratado.	114
Figura 49 – Histograma e curva de frequência acumulada da concentração estimada de ovos totais de helmintos no biossólido tratado.	114
Figura 50 – Histograma e curva de frequência acumulada da concentração estimada de colifagos somáticos no biossólido tratado.	115
Figura 51 – Amplitude de variação das medianas das estimativas de concentração de <i>Escherichia coli</i> no biossólido para a simulação do modelo com cada uma das variáveis de entrada fixada em determinados percentis.....	117
Figura 52 – Amplitude de variação das medianas das estimativas de concentração de ovos totais de helmintos para a simulação do modelo com cada uma das variáveis de entrada fixada em determinados percentis.	117
Figura 53 – Amplitude de variação das medianas das estimativas de concentração de colifagos somáticos para a simulação do modelo com cada uma das variáveis de entrada fixada em determinados percentis.	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Vantagens e desvantagens associadas a sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos.	7
Tabela 2 – Características do lodo produzido em reatores UASB.....	10
Tabela 3 – Concentrações usuais de organismos patogênicos e indicadores de contaminação em esgotos sanitários.	10
Tabela 4 – Concentração de organismos patogênicos e indicadores em lodos de esgoto e biossólidos.	11
Tabela 5 – Concentração de vírus entéricos em lodo de esgoto bruto e digerido.	12
Tabela 6 – Inativação de vírus (\log_{10}) em processos de tratamento de lodos de esgoto.	14
Tabela 7 – Inativação de bactérias (\log_{10}) em processos de tratamento de lodos de esgoto.....	16
Tabela 8 – Inativação de protozoários (\log_{10}) em processos de tratamento de lodos de esgoto.....	18
Tabela 9 – Concentração de organismos indicadores (bactérias e bacteriófagos) em lodos de esgoto e biossólidos.	20
Tabela 10 – Principais características de lodos de esgotos, bruto e tratado por digestão anaeróbia.	24
Tabela 11 – Custos estimados de implantação e operação de sistemas de tratamento de lodos de esgoto em diferentes cidades da Grécia.....	28
Tabela 12 – Custo de investimento estimado de estufa de secagem em relação às dimensões da estufa, à população atendida e à quantidade de lodo a ser tratada.	29
Tabela 13 – Concentrações de microrganismos no início e ao final do tratamento de lodos de esgoto por secagem em estufa obtidas por Comparini (2001).	32
Tabela 14 – Concentrações de microrganismos no início e ao final do tratamento de lodos de esgoto por secagem em estufa obtidos por Lima (2010).	34
Tabela 15 – Classes de biossólidos com relação à patógenos, Resolução CONAMA nº375/2006.	37
Tabela 16 – Identificação dos lotes monitorados e respectivas datas de descarte e de passagem do lodo para a estufa.....	46
Tabela 17 – Temperaturas médias externas do ar medidas e temperaturas médias e medianas do ar dentro da estufa estimadas em cada lote.	62
Tabela 18 – Modelos de estimativa dos valores de pH do lodo em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.	64

Tabela 19 – Modelos de estimativa dos teores de umidade do lodo (%) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.....	66
Tabela 20 – Modelos de estimativa de teores de sólidos totais do lodo (%) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão potencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.....	68
Tabela 21 – Modelos de estimativa de teores de umidade do lodo (%), calculados com base nos teores de sólidos totais, em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.....	70
Tabela 22 – Teores de umidade do lodo (%): valores medidos em função dos valores calculados (com base nos teores de ST), em cada lote e geral: regressão linear, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.....	72
Tabela 23 – Modelos de estimativa de concentração de coliformes totais (NMP/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.....	75
Tabela 24 – Modelos de estimativa de concentração de <i>E.coli</i> (NMP/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.....	77
Tabela 25 – Coeficientes de decaimento de <i>E.coli</i> para a temperatura média de operação (K_{bT}) calculados por modelos de regressão linear passando pela origem, em cada lote e geral, coeficientes de determinação (R^2), coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2) e p-valor.....	79
Tabela 26 – Coeficientes de decaimento de <i>E.coli</i> em cada lote de lodo à temperatura média de operação (T) durante a secagem na estufa e à temperatura padronizada de 20°C.	80
Tabela 27 – Modelos de estimativa de concentração de <i>E.coli</i> (NMP/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.	83
Tabela 28 – Modelos de estimativa de concentração de <i>E.coli</i> (NMP/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.	83
Tabela 29 – Modelos de estimativa de concentração de ovos viáveis de helmintos (ovos/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.	88
Tabela 30 – Modelos de estimativa de concentração de ovos totais de helmintos (ovos/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.	88
Tabela 31 – Coeficientes de decaimento de ovos totais de helmintos para a temperatura média de operação (K_{ohT}) calculados por modelos de regressão linear passando pela origem, em cada lote e geral, coeficientes de determinação (R^2), coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2) e p-valor.	90

Tabela 32 – Coeficientes de decaimento de ovos totais de helmintos em cada lote de lodo à temperatura média de operação (T) durante a secagem na estufa e à temperatura padronizada de 20°C.	91
Tabela 33 – Modelos de estimativa de concentração de ovos viáveis de helmintos (ovos/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R ²) e p-valor.....	93
Tabela 34 – Modelos de estimativa de concentração de ovos totais de helmintos (ovos/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R ²) e p-valor.....	94
Tabela 35 – Modelos de estimativa de concentração de ovos viáveis de helmintos (ovos/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R ²) e p-valor.	96
Tabela 36 – Modelos de estimativa de concentração de ovos totais de helmintos (ovos/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R ²) e p-valor.	96
Tabela 37 – Concentrações de <i>E.coli</i> (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) ao longo dos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira.	98
Tabela 38 – Modelos de estimativa de concentrações de <i>E.coli</i> (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R ²) e p-valor.	100
Tabela 39 – Coeficientes de decaimento de <i>E.coli</i> (K _{bT}) e de colifagos somáticos (K _{csT}) para a temperatura média de operação nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira, coeficientes de determinação (R ²), coeficientes de determinação corrigidos (R ₀ ²) e p-valor.....	102
Tabela 40 – Concentrações de <i>E.coli</i> (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) ao longo dos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada.	102
Tabela 41 – Modelos de estimativa de concentrações de <i>E.coli</i> (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R ²) e p-valor.....	104
Tabela 42 – Coeficientes de decaimento de colifagos somáticos (K _{csT}) e de <i>E.coli</i> (K _{bT}) para a temperatura média de operação nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada, coeficientes de determinação (R ²), coeficientes de determinação corrigidos (R ₀ ²) e p-valor.....	105
Tabela 43 – Coeficientes de decaimento de <i>E.coli</i> e de colifagos somáticos à temperatura média de operação (T) e à temperatura padronizada de 20°C, experimentos de inoculação de colifagos somáticos.....	107

Tabela 44 – Caracterização das variáveis de entrada do modelo⁽¹⁾ de estimativa de concentrações de microrganismos em biossólidos (lodo de reator UASB tratado por desaguamento em leito de secagem seguido de secagem em estufa). 113

Tabela 45 – Estatística descritiva da estimativa da qualidade do biossólido submetido a desaguamento em leito de secagem e secagem em estufa..... 114

RESUMO

DIAS, Edgard Henrique Oliveira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2012. **Tratamento de lodo de esgoto por secagem em estufa: higienização e produção de biossólidos para uso agrícola.** Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Coorientadora: Paula Dias Bevilacqua.

O presente trabalho teve como objetivo o acompanhamento da higienização de lodo de esgoto proveniente de reator UASB por secagem em estufa. Foram monitorados sete lotes de lodo, entre fevereiro de 2010 e maio de 2011, sendo cada lote referente a um evento de descarte de lodo do reator UASB. O tempo de acompanhamento dos vários lotes de lodo variou de 50 a 130 dias, com realização de coletas semanais. Foram monitoradas as seguintes variáveis: pH, umidade, sólidos totais, coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos totais e viáveis de helmintos. Foram ainda realizados experimentos de inoculação de colifagos somáticos em lodos submetidos à secagem na mesma estufa de campo e também sob condições de temperatura controlada (estufa laboratorial). Foi observada elevada desidratação do lodo durante a secagem em estufa, sendo obtidos teores de umidade menores que 10% e de sólidos totais acima de 90% quando os lotes foram submetidos a períodos de tratamento superiores a 75 dias. O decaimento microbiano durante a secagem do lodo se mostrou variável, mas eficiente. Decaimento exponencial foi bastante nítido para coliformes totais e *Escherichia coli*, porém essa tendência não foi tão clara para os dados de ovos viáveis e totais de helmintos. Para a remoção das bactérias, foi possível perceber influência da temperatura (sazonalidade), com quedas das concentrações de coliformes totais e *E.coli* mais acentuada nos períodos mais quentes. Valores de *E.coli* abaixo de 10^3 NMP/gST, limite estabelecido pela Resolução CONAMA 375/2006 para biossólido Classe A, foram obtidos com tempos de secagem acima de 60 dias. Os valores de $K_{b\ 20}$ calculados para *E.coli* foram bastante variáveis, entre 0,004 e $0,142\ d^{-1}$. Variações amplas também foram observadas no decaimento de ovos de helmintos, com valores de $K_{oh\ 20}$ calculados para ovos totais entre 0,008 e $0,035\ d^{-1}$. As concentrações de ovos viáveis de helmintos foram sempre baixas, sendo necessários apenas 15 dias para se obter contagens abaixo de 0,25 ovos/gST (biossólido Classe A de acordo com a Resolução CONAMA 375/2006). Os resultados dos experimentos de campo de inoculação de colifagos somáticos também mostraram intenso decaimento exponencial para esse bacteriófago em estufa, com valores de $K_{cs\ 20}$ elevados e variando entre 0,187 e $0,248\ d^{-1}$. Em contrapartida, nos experimentos de inoculação realizados em laboratório sob condições temperatura controlada (30°C) o decaimento foi bem menos intenso, com valores de $K_{cs\ 20}$ entre 0,028 e $0,078\ d^{-1}$. Por fim, o

trabalho apresenta um modelo de estimativa da qualidade microbiológica de biossólidos tratados por secagem em estufa a partir da qualidade microbiológica do esgoto bruto. Por meio de modelagem estocástica (que leva em consideração variações em torno das variáveis de entrada) estimou-se que, com 60 dias de secagem em estufa, a probabilidade de alcançar a qualidade bacteriológica preconizada para as Classes A e B na Resolução CONAMA 375/2006 (10^3 e 10^6 *E.coli*/gST, respectivamente) seria de 66,2% e 97%, respectivamente. No caso dos ovos de helmintos essas chances seriam, respectivamente, de 64,3% e 99,8%. Ou seja, os resultados sugerem estabilidade e confiabilidade consideráveis do processo de tratamento por secagem em estufa do lodo de reator.

ABSTRACT

DIAS, Edgard Henrique Oliveira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2012. **Sewage sludge treatment by greenhouse solar drying: disinfection and production of biosolids for agricultural use.** Adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Co-Adviser: Paula Dias Bevilacqua.

This study aimed at evaluating the disinfection process of sewage sludge from a UASB reactor by greenhouse solar drying. Seven lots of sewage sludge were monitored between February 2010 and May 2011, each lot referring to an event of sludge discharge from the UASB reactor. The monitoring period of time of the different sludge lots varied from 50 to 130 days, with sampling every week. The following variables were monitored: pH, moisture, total solids, total coliforms, *Escherichia coli*, total and viable helminth eggs. In addition, somatic coliphages spiking experiments were conducted in sludge samples dried in the same field greenhouse, as well as in samples dried in a laboratory incubator kept under controlled temperature. A high sludge dewatering during the drying treatment in the greenhouse was observed, with moisture and total solids contents reaching levels, respectively, below 10% and above 90% when the sludge was subjected to periods of treatment longer than 75 days. Microbial decay during sludge drying was variable, but effective. Exponential decay was quite clear for total coliforms and *Escherichia coli*, but not so much for total and viable helminth eggs. Regarding the bacterial removal, an influence of the temperature was noticed, with higher decreasing of total coliforms and *E.coli* in the warmer periods. *E.coli* concentrations below 10^3 MPN/gTS (the CONAMA Resolution 375/2006 standard for Class A biosolids) were obtained with more than 60 days of treatment in the greenhouse. Calculated values of $K_{b\ 20}$ for *E.coli* varied widely, between 0.004 and $0.142\ d^{-1}$. Wide variations in the decay of helminth eggs were also observed, with calculated values of $K_{oh\ 20}$ for total eggs ranging between 0.008 and $0.035\ d^{-1}$. Concentrations of viable helminth eggs were always low, requiring only 15 days to reach counts below 0.25 eggs/gTS (the CONAMA Resolution 375/2006 standard for Class A biosolids). The results of the spiking experiments conducted in the greenhouse also showed intense exponential decay of somatic coliphages, with high $K_{cs\ 20}$ values ranging between 0.187 and $0.248\ d^{-1}$. In contrast, in the spiking experiments performed in laboratory under conditions of controlled temperature ($30^\circ C$) the decay was much less intense, with $K_{cs\ 20}$ values between 0.028 and $0.078\ d^{-1}$. Finally, this work presents a model for estimating the microbiological quality of biosolids treated by greenhouse drying based on the microbiological quality of raw sewage. Using stochastic modeling (taking into account variations on the input variables) it was estimated that, with 60

days of sludge drying in the greenhouse, the probability of reaching the bacteriological quality established in COMANA Resolution 375/2006 for biosolids classes A and B (10^3 and 10^6 *E.coli*/gST, respectively) was 66.2% and 97% respectively. In the case of helminth eggs these chances were respectively 64.3% and 99.8%. That is, the results suggest high stability and reliability of the greenhouse drying treatment process of the UASB sewage sludge.

1. INTRODUÇÃO

O esgotamento sanitário é o serviço de saneamento básico com menor presença nos municípios brasileiros. De 1989 para 2000, esse serviço cresceu menos de 10%, enquanto o número de municípios apresentou aumento de aproximadamente 24% (IBGE, 2002). De 2000 para 2008 a cobertura de municípios com serviço de esgotamento sanitário subiu apenas de 52,2% para 55,2% (IBGE, 2010). Porém, mesmo que em passos lentos, a cobertura do tratamento de águas residuárias vem crescendo no país e, por consequência, outra preocupação vem surgindo: o lodo de esgoto gerado durante o tratamento.

Processos de tratamento de esgotos sanitários, em geral, incluem etapas de separação de fases sólida e líquida, havendo assim a produção de resíduos sólidos, comumente denominados de lodo de esgoto.

O lodo de esgoto, devido aos seus constituintes, deve ser submetido a tratamento, manejo e disposição final, sendo que esse gerenciamento do constitui atividade de relativa complexidade e alto custo.. De acordo com Andreoli et al. (2001), o lodo representa apenas de 1 a 2% do volume do esgoto tratado, enquanto seu gerenciamento responde por 20 a 60% dos gastos totais de uma ETE.

O termo “biossólidos” foi introduzido na área do saneamento nos anos 90, e é usado para designar o lodo de esgotos que foi suficientemente processado a fim de permitir sua reciclagem. Objetiva destacar potencial uso benéfico do material, tirando vantagem da matéria orgânica, nutrientes, umidade e outras qualidades que os biossólidos possam conter, ao invés de ser considerado apenas um resíduo a ser disposto, por exemplo, por incineração ou aterramento sanitário (NEBRA, 2007).

Devido à própria composição dos biossólidos, a utilização agrícola constitui a principal opção de disposição final de lodos de esgotos tratados, com atrativos ambientais, econômicos e sociais. Por exemplo, em 2004, a produção de lodo em cerca de 16600 estações ETEs nos Estados Unidos era estimada em aproximadamente 7,2 milhões de toneladas (peso seco), sendo que, cerca de 55% do lodo produzido era aplicado em agricultura, silvicultura e recuperação de áreas degradadas (NEBRA, 2007). Na União Europeia, a quantidade de lodo produzida em 2005 era estimada em 10 milhões de toneladas de lodo seco, sendo 37% destinados para aplicação em solos (IRANPOUR, 2004; FYTILI e ZABANIOTOU, 2008).

No Brasil, em estudo baseado em 275 ETEs de 17 estados e do distrito federal entre 2000 e 2001, a produção anual de lodo foi estimada em torno de 152 mil toneladas de lodo seco, sendo que cerca de 50% deste lodo era destinado a aterros sanitários e apenas 15% à agricultura (MACHADO, 2001; MACHADO et al., 2004).

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE, entre 2000 e 2008, o número de distritos com sistema de tratamento de esgoto sanitário subiu de 1383 para 1513 (aumento de 9,4%). Porém, o número de distritos que aproveitavam de alguma forma o lodo de esgoto gerado permaneceu praticamente constante (165 em 2000 e 169 em 2008), enquanto o número de distritos que enviavam o lodo para aterros sanitários subiu de 334 em 2000 para 452 em 2008 (aumento de 35,3%) (IBGE, 2002; IBGE 2010).

Se por um lado os biossólidos apresentam atrativos para a utilização agrícola no que tange a aspectos agronômicos (rico conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes), por outro se deve levar em conta os riscos potenciais à saúde humana decorrentes dessa prática, tanto a consumidores de produtos cultivados com biossólidos quanto a trabalhadores em contato direto com o material .

Por isso, a regulamentação do uso agrícola de lodos de esgotos em geral envolve o estabelecimento de padrões de qualidade dos biossólidos (química e microbiológica), aliados à restrições de uso Essa é a abordagem da regulamentação brasileira, a Resolução CONAMA nº 375/2006 que, nitidamente baseada na norma dos EUA, estabelece duas classes de qualidade microbiológica de biossólidos e respectivas restrições de uso, e especifica técnicas de tratamento capazes de produzir biossólidos com qualidade compatível com cada classe (BRASIL, 2006).

Entretanto, a referida norma dos EUA data de 1993 e, naturalmente, as técnicas de tratamento de lodo e hoje conhecidas já não se restringem àquelas originalmente listadas nas categorias de “processos de redução significativa de patógenos” e “processos de redução adicional de patógenos”. Um exemplo disso seria o tratamento por secagem em estufa, técnica que tem recebido atenção em nosso país (COMPARINI, 2001; LIMA, 2010).

Este trabalho traz então contribuições ao estudo e compreensão da secagem em estufa como técnica de higienização de lodo de esgoto e produção de biossólidos com qualidade compatível com o uso agrícola.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar o tratamento de lodos de esgotos por secagem em estufa como processo de higienização e de produção de bio sólidos para uso agrícola.

2.2. Objetivos específicos

- Modelar o decaimento de *Escherichia coli*, ovos de helmintos e colifagos somáticos durante o tratamento de lodos de esgoto por secagem em estufa.
- Verificar a existência de associação entre o decaimento de *Escherichia coli*, ovos de helmintos e de colifagos somáticos e a variação teores de umidade e de sólidos totais do lodo ao longo do tratamento por secagem em estufa
- Testar modelos de estimativa da qualidade microbiológica de bio sólidos a partir da concentração de microrganismos no esgoto bruto.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Tratamento biológico de esgotos sanitários

No tratamento biológico de esgotos ocorrem, essencialmente, dois processos (ANDREOLI, 2001): (i) anabolismo ou assimilação, onde as bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono, transformando-a em massa celular (síntese bacteriológica) e; (ii) catabolismo ou dissociação, no qual as bactérias transformam a matéria orgânica em produtos estabilizados, liberando assim energia, que é acumulada pelas bactérias.

A energia proveniente das reações de catabolismo propicia reações de anabolismo, causando aumento da massa bacteriana nos sistemas de tratamento, presente como uma suspensão de flocos macroscópicos ou biofilme – o lodo biológico. Esse lodo é responsável pela biodegradação da matéria orgânica dos esgotos sanitários, e sua presença nos reatores biológicos é essencial. Porém, o desenvolvimento da microbiota, com o passar do tempo, faz com que o lodo biológico se apresente em excesso no reator, sendo necessário o descarte do excedente considerado como resíduo, gerando-se assim o chamado lodo de esgotos (ANDREOLI, 2001).

A proporção entre anabolismo e catabolismo, ou seja, a relação entre a massa de lodo (bacteriana) produzida e a quantidade de matéria orgânica consumida para produção de energia, é expressa pelo coeficiente de rendimento (Y), calculado pela Equação 1:

$$Y = \frac{\Delta X_v}{\Delta S_{met}} \quad (1)$$

Onde:

Y = coeficiente de rendimento (g SSV produzido por g DQO removida);

ΔX_v = massa bacteriana gerada (g SSV m⁻³);

ΔS_{met} = massa de DQO metabolizada (g DQO m⁻³).

No metabolismo em um ambiente aeróbio, o coeficiente de rendimento (Y_{ae}) não depende da natureza do material orgânico. Marais e Ekama (1976), se baseando em pesquisas próprias e também em resultados de outros pesquisadores, sugeriram um valor para o coeficiente de rendimento em ambiente aeróbio de igual a 0,45 ($Y_{ae} = 0,45$ g SSV / g DQO_{met}).

Por sua vez, o valor do coeficiente de rendimento em ambiente anaeróbico (Y_{an}) é dependente da natureza do material orgânico. Isso porque a digestão anaeróbia é um processo complexo, desenvolvido em etapas e com várias populações de bactérias envolvidas (ANDREOLI, 2001). Os valores de Y_{an} encontrados por diversos autores variam entre 0,04 e 0,06 g SSV / g DQO_{met}, adotando-se usualmente $Y_{an} = 0,05$ g SSV / g DQO_{met} como média (ANDREOLI, 2001).

Outro fator que se difere em ambientes aeróbico e anaeróbico é a taxa específica de crescimento bacteriano, em particular a taxa específica máxima de crescimento bacteriano ($\mu_{m\acute{a}x}$). Ambientes aeróbios apresentam valores de $\mu_{m\acute{a}x}$ variando de 1,2 a 6,0 d⁻¹ (METCALF e EDDY, 1991 citado por von SPERLING, 1996), enquanto ambientes anaeróbios apresentam $\mu_{m\acute{a}x}$ de 0,4 d⁻¹ (van HAANDEL e LETTING, 1994 citado por von SPERLING, 1996).

A Figura 1 representa esquematicamente o metabolismo bacteriano de utilização de material orgânico, quantificado por unidade de massa de DQO.

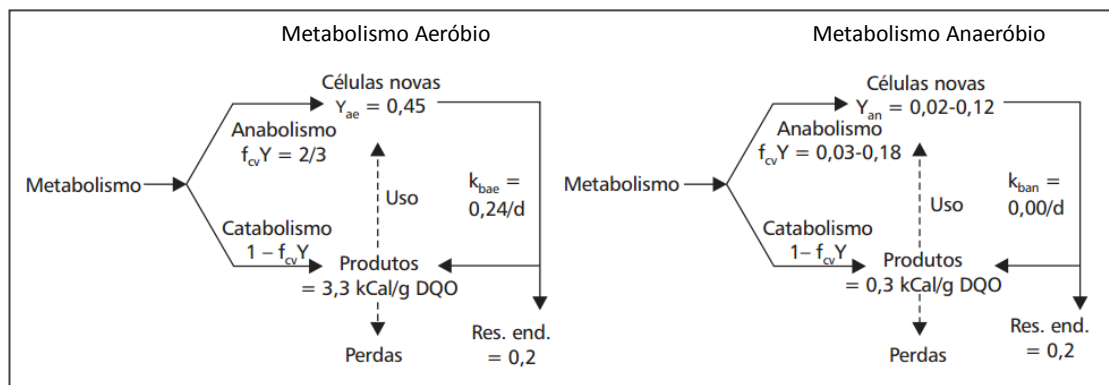


Figura 1 – Frações da utilização do material orgânico pelo catabolismo e anabolismo bacteriano.

Fonte: Andreoli et al. (2001).

Devido ao menor metabolismo em processos anaeróbios, o coeficiente de rendimento dessas bactérias é mais baixo, o que culmina em menor produção de lodo, cerca de 6 a 8 vezes menos que em processos aeróbios (METCALF e EDDY, 2003).

3.2. Processos anaeróbios de tratamento

O processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica é dividido em dois processos: (i) fermentação, onde a oxidação da matéria orgânica é realizada na ausência de um aceptor final de elétrons; e (ii) respiração, onde são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos (NO_3^- , SO_4^{2-} , CO_2) (CHERNICHARO, 2007). Pode-se dizer que a digestão

anaeróbia se dá em pelo menos três etapas, realizadas por diferentes grupos de organismos (CHERNICHARO, 2007): (i) hidrólise e acidogênese, realizada por bactérias acidogênicas ou fermentativas; (ii) acetogênese, realizada por bactérias acetogênicas ou sintróficas; e (iii) metanogênese, realizada por microrganismos metanogênicos.

A hidrólise consiste na conversão do material orgânico particulado complexo (polímeros) em compostos mais simples (monômeros), os quais são passíveis de serem consumidos pelas bactérias. Essa conversão é realizada por exoenzimas liberadas por bactérias hidrolíticas fermentativas. Em seguida, tem-se a etapa da fermentação, que se baseia na transformação de aminoácidos, açúcares e degradação de alguns ácidos graxos, tendo-se como principais produtos acetato, gás hidrogênio e gás carbônico. O acetato formado é utilizado como substrato na etapa seguinte, a metanogênese, onde um grupo de organismos, conhecidos como microrganismos metanogênicos, classificados dentro do domínio *Archea*, consomem o acetato dando origem ao gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4) (METCALF e EDDY, 2003; CHERNICHARO, 2007). A Figura 2 apresenta as principais rotas metabólicas e os grupos de microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia da matéria orgânica, e a Tabela 1 apresenta as vantagens e desvantagens associadas a sistemas de tratamento anaeróbio.

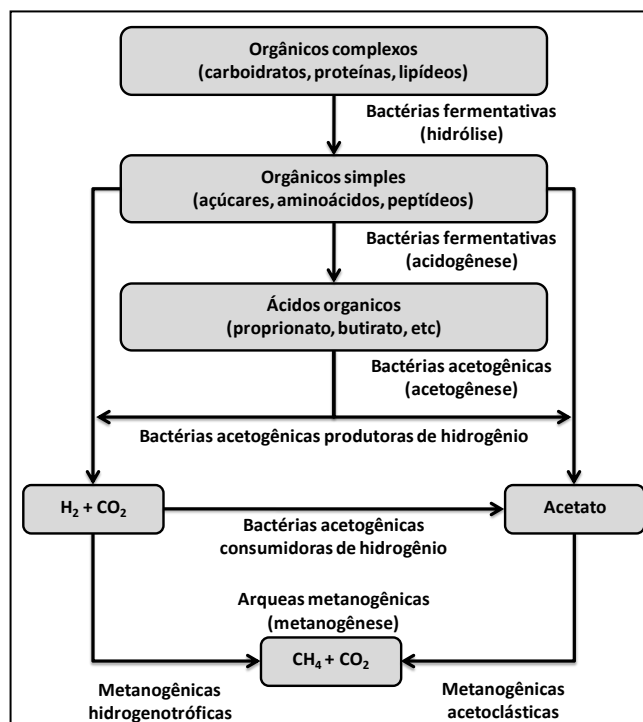


Figura 2 – Rotas metabólicas e os grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: adaptado de Chernicharo (2007).

Tabela 1 – Vantagens e desvantagens associadas a sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos.

Vantagens:	Desvantagens
Menor quantidade de energia requerida; Menor produção de lodo de esgoto; Menor quantidade requerida de nutrientes; Produção de metano, uma potencial fonte de energia; Menor volume requerido do reator; Resposta rápida à adição de substrato após longos períodos sem alimentação.	Maior tempo de partida para o desenvolvimento da biomassa necessária; Pode requerer alcalinidade e/ou adição de íon específico; Pode requerer pós-tratamento para alcançar os padrões de lançamento; Não ocorrência de remoção biológica de nutrientes (N e P); Mais sensível a efeitos adversos de baixas temperaturas nas taxas de reação; Mais susceptível a perturbações devido a substâncias tóxicas; Potencial produção de odores e gases corrosivos.

Fonte: adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Os reatores UASB, cuja sigla advém do termo em inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo), constituem uma técnica de tratamento anaeróbio amplamente utilizada para o tratamento de esgotos sanitários devido à simplicidade e baixos custos operacionais (baixo consumo de energia e baixa produção de lodo).

Nesse tipo de reator, a biomassa se dispõe em camadas a partir do fundo do reator, camadas estas formadas por microrganismos que geram flocos ou grânulos por meio da autoadesão (CAMPOS, 1999). Sua configuração permite a formação de uma biomassa ativa, com elevado tempo de residência celular, mesmo com tempos de detenção hidráulica pequenos, na ordem de horas (CAMPOS, 1999), o que o caracteriza como reator de alta taxa.

Essas unidades de tratamento apresentam elevadas eficiências de remoção de material orgânico e de sólidos em suspensão (SST). Nesse tipo de reatores, onde o fluxo do líquido é ascendente, a DBO é convertida anaerobiamente por bactérias dispersas na massa líquida. A parte superior do reator é dividida nas zonas de sedimentação e de coleta de gás. A zona de sedimentação permite a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos (biomassa) ao sistema, aumentando sua concentração no reator. Entre os gases formados inclui-se o metano. O sistema dispensa decantação primária. A produção de lodo é baixa, e o lodo já sai adensado e estabilizado.

Apesar da elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, em geral, as concentrações efluentes de DBO₅ e de SST são superiores aos limites impostos pela legislação ambiental como padrão de lançamento. Além

disso, a capacidade de remoção de patógenos e nutrientes é bastante limitada. Aliás, nos reatores UASB ocorre aumento da concentração de amônia, ou amonificação do efluente, processo pelo qual os microrganismos utilizam proteínas e aminoácidos para seu crescimento e liberam o excesso de nitrogênio na forma de amônio (NH_4^+) (CHERNICHARO, 2001).

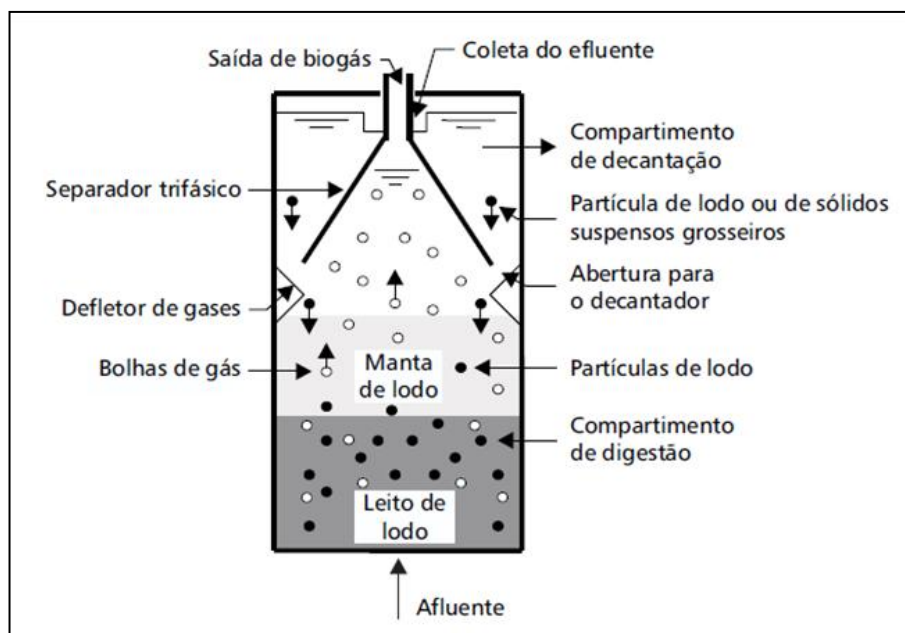


Figura 3 – Representação esquemática de um reator UASB.
Fonte: Campos, 1999.

3.3. Produção de lodo de esgoto em reatores UASB

O desenvolvimento do lodo no reator UASB, como em qualquer outro processo biológico, é resultante da transformação da matéria orgânica no sistema pela biomassa presente no sistema. Como este crescimento é contínuo, tem-se a necessidade periódica de descarte de parte do volume de lodo acumulado, sendo a acumulação de sólidos dependente, essencialmente, do tipo de efluente a ser tratado (CHERNICHARO, 2007).

Desconsiderando o decaimento da massa bacteriana (processo lento em sistemas anaeróbios), o lodo biológico anaeróbio é composto basicamente por (ANDREOLI, 2001): massa bacteriana ou lodo ativo; lodo inerte, originário do material orgânico particulado não biodegradável; e material orgânico particulado ou ainda não hidrolisado.

Dentre os fatores que influenciam a conversão da matéria orgânica do aflente em lodo de esgoto, encontram-se (ANDREOLI, 2001):

- Natureza do material orgânico biodegradável do afluente: frações elevadas de material particulado tendem a aumentar a produção de lodo;
- Variáveis ambientais do sistema: a temperatura influencia diretamente a taxa dos processos biológicos; o pH ideal para a metanogênese é em torno da neutralidade;
- Idade do lodo: quanto maior a idade do lodo, maior a remoção de matéria orgânica.
- Contato entre o lodo e o material orgânico do afluente: deve-se buscar um maior contato entre o efluente e a biomassa presente no reator de modo a favorecer o consumo da matéria orgânica pela massa bacteriana.

Segundo Chernicharo (2007), a produção de lodo em reatores UASB pode ser estimada pela Equação 2:

$$P_{\text{LODO}} = Y \times \text{CO}_{\text{DQO}} \quad (2)$$

Onde:

P_{LODO} = produção de sólidos no sistema ($\text{kgSST} \cdot \text{d}^{-1}$);

Y = coeficiente de sólidos no sistema ($\text{kgSST}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$);

CO_{DQO} = carga de DQO aplicada ao sistema ($\text{kgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$).

Valores usuais do coeficiente de sólidos no sistema (Y) encontram-se entre 0,10 e 0,20 $\text{kg SST}/\text{kg DQO}_{\text{aplicada}}$ (CHERNICHARO, 2007; CAMPOS, 1999).

A seguir são listadas características importantes dos lodos anaeróbios provenientes de reatores UASB, que irão definir a melhor forma de tratamento destes resíduos (ANDREOLI, 2001):

- Elevado grau de estabilização, devido ao elevado tempo de residência celular no sistema de tratamento, o que possibilita o encaminhamento a unidades de desidratação (secagem), sem qualquer etapa prévia de tratamento;
- Elevada concentração, usualmente da ordem de 3 a 5%, possibilitando o descarte de menores volumes de lodo;
- Facilidade de desidratação;

A Tabela 2 apresenta algumas características típicas de lodos de reatores UASB.

Tabela 2 – Características do lodo produzido em reatores UASB.

Parâmetro	Valores
kg SS / kg DQO _{aplicada}	0,12 – 0,18
Teor de sólidos secos (%) ^(a)	3 – 6
Massa de lodo (gSS hab ⁻¹ .d ⁻¹) ^(b)	12 – 18
Volume de lodo (L hab ⁻¹ d ⁻¹)	0,2 – 0,6

Nota: os valores apresentados incluem a digestão e adensamento que ocorrem na própria unidade de tratamento (redução da massa e do volume do lodo); ^(a) assumindo 0,1 kg DQO.hab⁻¹.d⁻¹ e 0,06 kg SS hab⁻¹.d⁻¹; ^(b) litros de lodo hab⁻¹.d⁻¹ = [(g SS hab⁻¹.d⁻¹) / (sólidos secos (%))] x (100/1000) (assumindo densidade de 1000 kg.m⁻³).

Fonte: adaptado de Andreoli et al. (2001).

3.4. Características microbiológicas de lodos de esgoto

Além da baixa concentração de sólidos suspensos (sendo necessário o deságue ou desidratação para minimizar os custos de transporte devido ao grande volume) e, em alguns casos, instabilidade biológica (nesse caso, se fazendo necessária a estabilização do lodo de forma a evitar geração de maus odores), lodos de esgotos possuem grandes concentrações de organismos patogênicos, como bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Sendo assim, o lodo deve ser submetido à higienização, de modo a promover a inativação dos patógenos até se atingir níveis seguros para disposição final.

A contaminação microbiológica do lodo é decorrente do material fecal contido no esgoto, sendo, portanto, função das características epidemiológicas da população contribuinte. A Tabela 3 apresenta concentrações típicas de diferentes microrganismos em esgotos sanitários.

Tabela 3 – Concentrações usuais de organismos patogênicos e indicadores de contaminação em esgotos sanitários.

Microrganismo	Concentração
<i>Escherichia coli</i>	10 ⁶ – 10 ⁸ (100mL) ⁻¹
<i>Salmonella</i> spp.	1 – 10 ⁴ (100mL) ⁻¹
<i>Shigella</i> spp.	1 – 10 ³ (100mL) ⁻¹
<i>Vibrio cholera</i>	10 – 10 ⁴ (100mL) ⁻¹
Cistos de <i>Giardia</i> spp.	10 ² – 10 ⁴ L ⁻¹
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	10 ¹ – 10 ³ L ⁻¹
Ovos de helmintos	10 ¹ – 10 ³ L ⁻¹
Vírus	10 ² – 10 ⁵ L ⁻¹

Fonte: adaptado de WHO (2006).

O próprio tratamento do esgoto faz com que haja diminuição substancial na concentração de patógenos na fase líquida e migração para a fase sólida (lodo) (FRADKIN et al., 1989; LASOBRAS et al., 1999). Isso se dá pela sedimentação ou adsorção de microrganismos aos flocos. Sendo assim, as concentrações de organismos patogênicos nos lodos de esgotos são bastante elevadas.

A Tabela 4 apresenta concentrações de microrganismos patogênicos e indicadores em lodos de esgoto e biossólidos observadas por diferentes pesquisadores.

Tabela 4 – Concentração de organismos patogênicos e indicadores em lodos de esgoto e biossólidos.

Patógenos	Número		Referência
	Faixa	Média	
Vírus entéricos	0,004 – 12,51	6,26	² Payment et al., 2001
	4,4 – 7x10 ²	3,5x10 ²	¹ Soares et al., 1992
	4,5x10 ³ -2,5x10 ⁴		¹ Pourcher et al., 2005
	15 – 80		¹ Pourcher et al., 2005
	1,2x10 ² – 1,3x10 ⁴	6,5x10 ³	¹ Gibbs et al., 1994
Colifagos somáticos		730x10 ⁴	² Lasobras et al., 1999
		1,58x10 ²	² Moce-Llivina et al., 2003
Fagos F-RNA		6,30x10 ¹	² Moce-Llivina et al., 2003
		2,9x10 ⁴	² Lasobras et al., 1999
Fagos de <i>B. fragilis</i>		5,6x10 ⁴	² Lasobras et al., 1999
Coliformes totais	1,9x10 ⁸ – 1,1x10 ¹⁰	5,6x10 ⁹	¹ Soares et al., 1992
Coliformes termotolerantes	9,2x10 ⁷ – 1,7x10 ⁹	8,9x10 ⁸	¹ Soares et al., 1992
	9,3x10 ⁶ – 1,7x10 ⁹	8,5x10 ⁸	¹ Gibbs et al., 1994
	7x10 ¹ – 1,1x10 ⁵	3,4x10 ⁴	² Payment et al., 2001
		3,6x10 ⁷	¹ Dahab e Surampalli, 2002
		3,4x10 ⁶	² Lasobras et al., 1999
<i>E.coli</i>	3x10 ² – 6,2x10 ⁴	1,5x10 ⁴	² Payment et al., 2001
	4,4x10 ⁵ – 1,1x 10 ⁶		¹ Pourcher et al., 2005
<i>Salmonella</i>	1,1x10 ¹ – 5,9x10 ³	2,9x10 ³	¹ Gibbs et al., 1994
	1,2–1,3		¹ Pourcher et al., 2005
		6,2x10 ²	¹ Dahab e Surampalli, 2002
<i>Giardia</i>	1x10 ¹ – 2,10x10 ²	1,1x10 ²	³ Chauret et al., 1999
	0,10 – 9,20	4.65	² Payment et al., 2001
	3,1x10 ⁴ – 8,1x10 ⁴	5,6x10 ⁴	¹ Gibbs et al., 1994
	7,7x10 ¹ – 3,3x10 ³	1,7x10 ³	¹ Soares et al., 1992

⁽¹⁾ por g (peso seco); ⁽²⁾ por g (peso úmido); ⁽³⁾ por L de lodo.

Fonte: adaptado de Sidhu e Toze (2009).

Durante o tratamento dos lodos de esgoto, o decaimento de diferentes microrganismos depende de diferentes fatores (RUSS e YANKO, 1981; WARD et al., 1981; HUSSONG et al., 1985; MARTIN et al., 1990; SIDHU et al., 2001; PIETRONAVE et al., 2004): (i) temperatura; (ii) umidade do lodo; e (iii) competição. Outros fatores como radiação solar, oxigênio, amônia, pH e textura do lodo também exercem influência sobre a inativação de microrganismos. Naturalmente, a taxa de decaimento é função do tipo de tratamento bem como do microrganismo em questão.

Vírus, protozoários e helmintos são incapazes de se multiplicar em lodos de esgoto. Em contrapartida, sob condições favoráveis, bactérias podem se reproduzir em biossólidos (SKANAVIS e YANKO, 1994; SIDHU et al., 2001).

Nos lodos de esgoto, o número de bactérias indicadoras de contaminação é de duas a três vezes maior que o de bactérias patogênicas, a concentração de bacteriófagos é equivalente a de vírus entéricos, enquanto contagens de protozoários são, em geral, baixas (SIDHU e TOZE, 2009).

3.4.1. Vírus

Os vírus entéricos presentes em lodos de esgoto com relevância para a saúde pública são divididos em dois grupos: enterovírus, envolvendo poliovírus, coxsackievírus e echovírus; e um grupo heterogêneo, que inclui rotavírus, calicivírus humanos, astrovírus, adenovírus e vírus das hepatites A e E (SIDHU e TOZE, 2009). Enterovírus apresentam boa capacidade de crescimento em células de primatas, enquanto o outro grupo, a exceção de alguns sorotipos de adenovírus, apresenta dificuldades de crescimento, e, portanto, de caracterização (SIDHU e TOZE, 2009). Por isso, a maioria das pesquisas de detecção e quantificação de vírus entéricos em lodos de esgoto limita-se a enterovírus, sendo escassos os resultados de outros vírus, como mostra a Tabela 5. A Tabela 6 apresenta informações sobre inativação de vírus em sistemas de tratamento de lodo, incluindo vírus entéricos patogênicos e bacteriófagos (vírus que infectam cepas específicas de bactérias), em geral utilizados como indicadores da presença / remoção de vírus patogênico.

Tabela 5 – Concentração de vírus entéricos em lodo de esgoto bruto e digerido.

Tipo de Vírus	Lodo Bruto	Lodo Digerido	Referência
Enterovírus	$1,0 \times 10^3$	30	Schwartzbrod e Mathieu, 1986
	5×10^3		Bosch et al., 1986
	1×10^3	550	Goyal et al., 1984
	1×10^2	$2,7 \times 10^1$	Soares et al., 1992
	1×10^3	2×10^2	Berg e Berman, 1980
	$1,0 \times 10^3$	$2,9 \times 10^2$	Gibbs et al., 1994
	$1,0 \times 10^4$	$1,61 \times 10^3$	Soares et al., 1994
		22,5	Gantzer et al., 1998
Adenovírus	$^{A}1,9 \times 10^5$	$^{A}10^4 \text{ g}^{-1}$	Albinana-Gimenez et al., 2006 Bofill-Mas et al., 2006
Vírus da Hepatite A		$^{A}1,9 \times 10^5$	Albinana-Gimenez et al., 2006
Poliomavírus		$^{A}1,2 \times 10^4$	Albinana-Gimenez et al., 2006

Números por L; ^(A) unidades PCR.

Fonte: adaptado de Sidhu e Toze (2009).

Em trabalho sobre vírus em esgoto sanitário e biossólidos, concentrações similares de adenovírus e poliomavírus foram encontradas nos dois tipos de matrizes analisadas

(BOFILL-MAS et al., 2006), resultados que permitem assumir, segundo Sidhu e Toze (2009), que o número de vírus entéricos em lodos de esgoto sejam iguais ou maiores que em esgotos sanitários. Em relação aos enterovírus, estes foram comumente encontrados em diferentes formas de lodo (mistura de lodo ativado com lodo de decantador primário, lodo ativado, lodo digerido anaerobiamente e lodo desidratado) (SCHWARTZBROD e MATHIEU, 1986).

De acordo com a literatura, o decaimento de vírus entéricos em lodos de esgoto, além de ser função dos critérios já citados anteriormente (umidade, temperatura, pH etc.), também varia de acordo com a forma que os vírus estão agregados ou adsorvidos no lodo (SIDHU e TOZE, 2009). Outro aspecto que provoca diferenças nas concentrações encontradas são os métodos analíticos empregados, bem como as técnicas de amostragem.

Em revisão para trabalho sobre riscos relacionados a microrganismos patogênicos em solos que receberam aplicação de lodo de esgoto, Straub et al. (1993) observaram diminuição da concentração de enterovírus de 10^2 - 10^4 g⁻¹ (peso seco) no lodo bruto para cerca de 300 g⁻¹ (peso seco) em biossólido digerido anaerobicamente, ou seja, redução de no máximo 1,5 log₁₀ no tratamento. Outros trabalhos também indicam baixa redução do número de enterovírus em sistemas anaeróbios de tratamento (GIBBS et al., 1994; SOARES et al., 1994).

Casos de gastroenterite aguda são reportados em diversas localidades do mundo (LODDER et al., 1999; BON et al., 2005). Rotavírus causam gastroenterite em crianças (KIRKWOOD et al., 2004) e em indivíduos imunocomprometidos (ANDERSON e WEBER, 2004). Enquanto existem poucas informações quanto à presença e o comportamento de norovírus, diversos estudos relatam a presença de rotavírus em esgotos bruto e tratado (DUBOIS et al., 1997; CASAS e SUNEN, 2002; VILLENA et al., 2003). Segundo Arraj et al. (2005), a probabilidade de rotavírus se adsorverem no lodo é pequena quando comparados aos poliovírus e vírus da hepatite A. Assim, espera-se que as concentrações de rotavírus em lodo sejam menores que os demais vírus citados, porém não foram encontrados estudos que citam sua concentração e comportamento em biossólidos (SIDHU e TOZE, 2009).

A presença de adenovírus humanos em águas residuárias é reportada por diversos autores (GERBA et al., 2002a; KRIKELIS et al., 1985; IRVING e SMITH, 1981), em concentrações até dez vezes maior que os enterovírus (REYNOLDS, 2004); além disso, os adenovírus são mais resistentes ao tratamento de efluentes do que os enterovírus (IRVING e SMITH, 1981; BOFILL-MAS et al., 2006).

Tabela 6 – Inativação de vírus (\log_{10}) em processos de tratamento de lodos de esgoto.

Patógeno	EA	AM	AT	Observações	Referência
Colifagos somáticos	1,58	0,09		Menor em AM; maior que esporos de <i>C.perfringens</i>	Chauret et al., 1999
			0,8	Similar a fagos ϕ X174 e MS2	Moce-Llivina et al., 2003
ϕ X174			2,1	Igual a fagos F-RNA	Moce-Llivina et al., 2003
Fagos F-RNA			2,1	Similar a ϕ X174	Moce-Llivina et al., 2003
MS2			2,8	Similar a colifagos somáticos	Moce-Llivina et al., 2003
Fagos de <i>B.fragilis</i>			0,4	2 a 7 menor que colifagos somáticos, ϕ X174 e MS2	Moce-Llivina et al., 2003
		6,2		Maior que colifagos somáticos e fagos F-RNA	Horan et al., 2004
Poliovírus			5,4	Similar a Coxsackievírus, mas maior que MS2, ϕ X174 e colifagos somáticos	Moce-Llivina et al., 2003
Rotavírus		0,31±0,06	>8,5 h ⁻¹	0,5 vez maior em M e 200 vezes maior em AT, comparado a F2	Spillmann et al., 1987
		0,48±0,04	>0,93 min ⁻¹	0,5 vez maior em AM e 1000 vezes maior em AT, comparado a F2	Spillmann et al., 1987
Coxsackievírus			5,1	Similar a Poliovírus, mas maior que MS2, ϕ X174 e colifagos somáticos	Moce-Llivina et al., 2003
Parvovírus bovino		0,94±0,13	0,213±0,013 h ⁻¹	5 vezes em AT quando comparado a F2	Spillmann et al., 1987
Bacteriófago F2		0,91±0,07	1,19±0,02		Traub et al., 1986

Dados de inativação do mesmo estudo foram comparados para obtenção das taxas de inativação.

EA = estabilização aeróbia; AM = digestão anaeróbia mesofílica (35°C); AT = digestão anaeróbia termofílica (>52°C); redução = $\log_{10}.d^{-1}$; NR = não redução; A = métodos similares usados para a quantificação e comparação dos dados; B = dados a partir de experimentos escala piloto com tratamento a 60°C por 30 minutos.

Fonte: adaptado de Sidhu e Toze (2009).

Em lodos de esgoto, concentrações discrepantes de adenovírus têm sido observadas:

(i) 10^5 números de cópias por litro em lodo primário e 10^4 números de cópias por litro em biossólidos (HE e JIANG, 2005; ALBINANA-GIMENEZ et al., 2006); (ii) 10^2 UFP por litro (HE e JIANG, 2005). Tal discrepância pode ser devida à técnica analítica utilizada, sendo que os primeiros resultados referem-se à técnicas moleculares (PCR) (tendência de superestimativa) e o valor mais baixo corresponde à técnica de cultivo celular (tendência de subestimativa) (TSAI e PARKER, 1998; HE e JIANG, 2005).

De acordo com Enriquez et al. (1995) e Gerba et al. (2002a), adenovírus são mais resistentes a radiação UV e a temperaturas mais elevadas quando comparados a outros vírus entéricos e podem sobreviver por maiores períodos de tempo no ambiente. Assim, possivelmente os adenovírus sobrevivem por períodos de tempo mais longos em biossólidos.

3.4.2. Bactérias patogênicas

Bactérias patogênicas são a principal causa de gastroenterite em todo o mundo. De acordo com dados do *Center for Disease Control and Prevention*, as principais doenças transmitidas por alimentos nos Estados Unidos são devidas a contaminação por *Campylobacter*, *Salmonella* e *Shigella* (CDC, 2001).

Gerba et al. (2002b) citam algumas bactérias patogênicas emergentes cuja presença em biossólidos deve ser levada em consideração: *Escherichia coli* O157: H7, *Helicobacter pylori* e *Listeria monocytogenes*.

De acordo com Sahlstrom et al. (2004), salmonela é frequentemente isolada a partir de lodos de esgoto (bruto ou tratado). Outros autores indicam baixas concentrações de salmonela em lodos anaeróbios (1-52 g⁻¹ peso seco) quando comparadas com contagens de bactérias indicadoras, como coliformes fecais, estreptococos fecais e enterococos, geralmente encontradas em ordens de grandeza de 10⁵-10⁶ g⁻¹ (peso seco) (DAHAB e SURAMPALLI 2002; GANTZER et al., 2001). No entanto, valores tão altos de salmonela como 10⁷ UFC.mL⁻¹ são relatados por Parmar et al. (2001).

Apesar de elevadas taxas de decaimento durante o tratamento do lodo (SAHLSTROM et al., 2004), pequenas concentrações de salmonela podem permanecer em biossólidos (WATANABE et al., 1997). Estudos relatam a sobrevivência de salmonela por até três meses em valas de estocagem, enquanto após aplicação no solo o período de sobrevivência caiu para um mês (NICHOLSON et al., 2005).

Um aspecto importante é a possibilidade de reativação de salmonela, sob certas condições, durante o tratamento e estocagem do lodo ou mesmo após a aplicação do biossólido no solo (HUSSONG et al., 1985; GIBBS et al., 1997; SKANAVIS e YANKO, 1994; SIDHU et al., 2001; ZALESKI et al., 2005).

A Tabela 7 apresenta informações sobre inativação de bactérias em sistemas de tratamento de lodo.

Tabela 7 – Inativação de bactérias (\log_{10}) em processos de tratamento de lodos de esgoto.

Patógeno	EA	AM	AT	Observações	Referência
Coliformes totais (CT)	5,08	0,35		Maior que de outros indicadores e patógenos	Chauret et al., 1999
		2,2	>5		Lafitte-Trouque et al., 2002
		2	5		Watanabe et al., 1997
		1,41	3,02		de Leon e Jenkins, 2002
Coliformes termotolerantes (CTer)	0,79	1,96		Maior em AM; similar a EF	Dahab e Surampalli, 2002
	4,18	02-03r	04-05	Redução similar a Enterococos	Zabranska et al., 2003
	3,98	1,56		Similar a <i>Aeromonas</i>	Chauret et al., 1999 B Moce-Llivina et al., 2003
			>5,6		
	0,5±0,2	1,1±0,5		Maior que <i>E.coli</i>	Gantzer et al., 2001
Enterococos (E)		02-03	04-05	Redução similar a CTer	Zabranska et al., 2003
	4,54	NR		Maior que CTer	Chauret et al., 1999
Estreptococos Fecais (EF)	0,86	1,98		Maior que AM; similar a CTer	Dahab e Surampalli, 2002
			3,4		Moce-Llivina et al., 2003
	0,9±0,2	1,5±0,6	3,5±0,9	Muito menor que E	Gantzer et al., 2001
<i>Escherichia coli</i>			6	Similar a CTer em AT	Moce-Llivina et al., 2003
		1,66		Similar a <i>Salmonella</i> e <i>Listeria</i>	Horan et al., 2004
<i>Salmonella</i>	0,12	0,86-2,26		Menor que CTer e SF	Dahab e Surampalli, 2002
<i>Clostridium perfringens</i>	0,96	NR		Limitada, sem correlação com bactérias indicadoras	Chauret et al., 1999
	0,34			Similar a <i>Cryptosporidium</i>	Payment et al., 2001
<i>Campylobacter jejuni</i>		0,34		6 a 12 vezes menor do que outras bactérias	Horan et al., 2004
<i>Listeria monocytogenes</i>		2,23			Horan et al., 2004

Dados de inativação do mesmo estudo foram comparados para obtenção das taxas de inativação.

EA = estabilização aeróbia; AM = digestão anaeróbia mesofílica (35°C); AT = digestão anaeróbia termofílica (>52°C); redução = $\log_{10} \cdot d^{-1}$; NR = não redução; A = métodos similares usados para a quantificação e então comparação dos dados; B = dados a partir de experimentos escala piloto com tratamento a 60°C por 30 minutos.

Fonte: adaptado de Sidhu e Toze (2009).

Lodos de esgoto bruto podem apresentar contagens tão elevadas quando 10^5 organismos L^{-1} de espécies termofílicas de *Campylobacter* (JONES, 2001). Em lodo primário, foram encontradas concentrações de 10^2 e 10^3 NMP.g⁻¹ de *C. jejuni* e *C. coli*, respectivamente, e ausência em biossólidos (STAMPI et al., 1999). Porém, alguns trabalhos sugerem a sobrevivência de *Campylobacter* por longos períodos na ausência do oxigênio, como em valas de estocagem e digestores anaeróbios (SIDHU e TOZE, 2009).

Apesar de inúmeros casos de doenças gástricas estarem associadas à ingestão de *Shigella* (PENG et al., 2002) e de doenças diarreicas ligadas a espécies de *Vibrio* principalmente em países em desenvolvimento (SHARMA et al., 2003), espera-se que

as concentrações desses organismos não seja elevada em lodos de esgoto, mas pouco se sabe sobre seu comportamento em bioossólidos (SIDHU e TOZE, 2009).

3.4.3. Protozoários

Dentre os protozoários patogênicos humanos, encontram-se os dos gêneros *Cryptosporidium* e *Giardia*, cujos cistos e oocistos são bastante resistentes às condições ambientais (CACCIO et al., 2003) e são frequentemente isolados em águas residuárias e bioossólidos (PAYMENT et al., 2001; CACCIO et al., 2003; QUINTERO-BETANCOURT et al., 2003; RIMHANEN-FINNE et al., 2004; MONTEMAYOR et al., 2005).

Informações sobre o comportamento de protozoários em bioossólidos são limitadas. Outra dificuldade é a interpretação e comparação dos resultados dos estudos disponíveis, devido à inconsistências em relação aos métodos de amostragem, e de concentração e recuperação das técnicas analíticas empregadas (QUINTERO-BETANCOURT et al., 2003).

Concentrações relativamente elevadas de protozoários são reportadas em bioossólidos. Em lodos de esgoto digeridos anaerobiamente foram encontrados aproximadamente 10 oocistos de *Cryptosporidium* g⁻¹ (CHAURET et al., 1999) e 10² cistos de *Giardia* g⁻¹ (HU et al., 1996; CHAURET et al., 1999).

Sidhu e Toze (2009) citam que os oocistos de *Cryptosporidium* parecem ser mais resistentes à inativação do que os cistos de *Giardia*. Porém, maior redução do número de oocistos de *Cryptosporidium* (2,96 log₁₀) foi observada em relação aos cistos de *Giardia* (1,40 log₁₀) em digestão aeróbia de lodo (CHAURET et al., 1999). Após 10 semanas de compostagem de bioossólidos, Rimhaen-Finne et al. (2004) reportaram a presença de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* em 44,0 e 37,5% das amostras realizadas, respectivamente.

Informações sobre viabilidade de (oo)cistos após tratamento do lodo são conflitantes: após 18 dias de digestão anaeróbia a 35°C em experimento em escala de bancada, Whitmore e Robertson (1995) observaram viabilidade em cerca de 10% dos oocistos de *Cryptosporidium*; por outro lado, Kato et al. (2003) reportam a perda de viabilidade em 99% dos oocistos após digestão aeróbia ou anaeróbia do lodo.

A Tabela 8 apresenta informações sobre inativação de protozoários em sistemas de tratamento de lodo.

Tabela 8 – Inativação de protozoários (\log_{10}) em processos de tratamento de lodos de esgoto.

Patógeno	EA	AM	AT	Observações	Referência
<i>Cryptosporidium</i>	2,96	0,3		Menor em AM, sem correlação com esporos de <i>C.perfringens</i>	Chauret et al., 1999
	0,41		2	Similar a <i>Giardia</i> Similar a <i>C.perfringens</i>	Mayer e Palmer, 1996 Payment et al., 2001
<i>Giardia</i>	1,4	NR		Menor que <i>Cryptosporidium</i> ; sem correlação com esporos de <i>C. perfringens</i>	Chauret et al., 1999
	0,65		3	Similar a <i>Cryptosporidium</i> Maior que <i>C.perfringens</i>	Mayer e Palmer, 1996 Payment et al., 2001

Dados de inativação do mesmo estudo foram comparados para obtenção das taxas de inativação.

EA = estabilização aeróbia; AM = digestão anaeróbia mesofílica (35°C); AT = digestão anaeróbia termofílica (>52°C); redução = $\log_{10}.d^{-1}$; NR = não redução; A = métodos similares usados para a quantificação e então comparação dos dados; B = dados a partir de experimentos escala piloto com tratamento a 60°C por 30 minutos.

Fonte: adaptado de Sidhu e Toze (2009).

3.4.4. Helmintos

As infecções por helmintos são as de maior preocupação em países considerados em desenvolvimento devido às condições de saneamento ainda precárias. Estima-se que pelo menos uma vez durante a vida, um quarto da população desses países é infectada por *Ascaris lumbricoides* (ELLIS et al., 1993).

Nos lodos de esgoto, a concentração de ovos de helmintos é bastante elevada em consequência da sua elevada velocidade de sedimentação (NELSON, 2003). Em lodos de esgoto digeridos, as concentrações de *Ascaris*, *Trichuris*, *Taenia* e *Toxocara* podem variar de 0 a 9 ovos g^{-1} (BARBIER et al., 1990; STRAUB et al., 1993), sendo *Ascaris* o grupo predominante (SCHWARTZBROD et al., 1987, JIMENEZ et al., 2000). As informações sobre concentrações e comportamento de helmintos em lodos de esgoto e biossólidos são predominantemente sobre *Ascaris*, devido a elevada prevalência desse helminto.

No México, Jimenez et al. (2000) encontraram valores elevados de *Ascaris* em lodos, variando de 66 a 136 ovos por grama, provavelmente devido ao alto índice de infecções por helmintos. No Brasil, von Sperling et al. (2003) também encontraram *Ascaris lumbricoides* mais frequentemente no lodo do que *Ancylostoma* e *Hymonelepis diminuta*.

Ovos de helmintos são muito resistentes às condições ambientais, podendo se manter na forma infectante por alguns anos (SMITH,1998; NELSON e DARBY, 2002; BREWSTER et al., 2003).

Ovos de *Ascaris suum* se mostraram resistentes à inativação por até 29 semanas em biossólidos digeridos anaerobiamente e estocados (JOHNSON et al., 1998). Outros trabalhos, referentes a lodos compostados, lodos digeridos e lodos armazenados em

lagoas, reportam sobrevivência de ovos de *Ascaris* por períodos de 20 meses até seis anos (O'DONNELL et al., 1984; GASPARD et al., 1997; SANGUINETTI et al., 2005).

Dentre as formas de inativação de ovos de helmintos, a inativação térmica tem se mostrado a mais eficiente (AITKEN et al., 2005), com redução do número de ovos de helmintos de até 10 vezes em 5 dias quando submetido a temperaturas elevadas, em torno de 50°C (AHMED e SORENSEN, 1995). No Brasil, experimentos mostraram que é possível atingir 100% de inviabilização de ovos de *Ascaris lumbricoides* após exposição do lodo de UASB a temperaturas entre 54 e 69°C por 25 minutos a 5 horas (GODINHO, 2003)

3.4.5. Organismos indicadores

Diante da dificuldade em se detectar e enumerar todos os microrganismos patogênicos potencialmente presentes, devida às baixas concentrações de alguns organismos, ou às limitações das técnicas analíticas, e, ou altos custos das análises, a caracterização microbiológica de lodos de esgotos e de biossólidos em geral é feita com base em organismos indicadores.

Dentre os critérios a serem atendidos para que um organismo possa ser utilizado como indicador da qualidade microbiológica de lodos de esgotos e de biossólidos encontram-se (HURST et al., 2002): o indicador deve estar presente em material fecal; apresentar incapacidade de se multiplicar fora do organismo hospedeiro; ser mais resistente às condições ambientais e aos processos de tratamento de lodo do que os organismos patogênicos; ter associação com a presença dos microrganismos patogênicos; ser de fácil detecção e quantificação.

Embora não cumpram todos esses requisitos (nenhum microrganismo cumpre), as bactérias do grupo coliforme, mais especificamente, os coliformes termotolerantes (CTer) e a *Escherichia coli*, e os estreptococos fecais (EF), são os organismos mais amplamente utilizados como indicadores da qualidade microbiológica de biossólidos. Entretanto, o decaimento desses organismos indicadores esgotos nem sempre mostra nítida associação com o de patógenos: Gibbs et al. (1994) - CTer, EF e salmonela durante digestão anaeróbia; Eamens et al., (1996) - salmonela, *E.coli* e EF durante estocagem de biossólidos ou em solo que receberam aplicação de biossólidos; Sorber e Moore (1987) - salmonela e indicadores (CT, CTer e EF).

Como os vírus, protozoários e helmintos são em geral, mais resistentes do que as bactérias aos processos tratamento de lodo, rigorosamente, as bactérias do grupo coliforme e os EF só se prestam com organismos indicadores da qualidade bacteriológica de biossólidos. Por isso, vários estudos se dedicam a outros

organismos mais resistentes que as bactérias, com destaque para os estudos com bacteriófagos - vírus que infectam gêneros, espécies, ou mesmo cepas, específicos de bactérias) (Tabelas 6 e 9).

Tabela 9 – Concentração de organismos indicadores (bactérias e bacteriófagos) em lodos de esgoto e biossólidos.

Organismo	Lodos ativados	Lodo digerido anaerobiamente	Lodo desidratado	Referência
Coliformes totais		1,31×10 ⁷	5,85×10 ⁷	² Chauret et al., 1999
		8,6×10 ⁴	8,8×10 ⁴	¹ Gibbs et al., 1994
Coliformes termotolerantes	8,6×10 ⁴	3,1×10 ⁶	ND	² Dudley et al., 1980
		1,59×10 ⁷	4,41×10 ⁵	² Lasobras et al., 1999
	1,6×10 ⁴		5,0×10 ⁴	² Chauret et al., 1999
Estreptococos fecais		2,2×10 ⁴	9,1×10 ⁴	² Lasobras et al., 1999
		6,9×10 ⁴		¹ Gibbs et al., 1994
	1,1×10 ⁴		8,1×10 ³	² Dudley et al., 1980
Colifagos somáticos		1,74×10 ⁴	1,41×10 ⁴	² Lasobras et al., 1999
	10 ³ -10 ⁴			² Chauret et al., 1999
Fagos F-específicos	1,6×10 ³		3,4×10 ²	³ Mignotte-Cadiergues et al., 2002
Fagos F-RNA	10 ¹ -10 ³			² Lasobras et al., 1999
Fagos de <i>B. fragilis</i>	3,4×10 ¹		1,1×10 ²	³ Mignotte-Cadiergues et al., 2002
	1-10 ¹			² Lasobras et al., 1999
<i>Enterococcus</i> sp.		3,88×10 ⁵	9,81×10 ⁵	² Chauret et al., 1999
		7,2×10 ⁵ -2,6×10 ⁶		³ Pourcher et al., 2005

⁽¹⁾ média geométrica (g⁻¹ peso seco), ⁽²⁾ média geométrica (g⁻¹ peso úmido); ⁽³⁾ faixa (g⁻¹ peso seco).
Fonte: adaptado de Sidhu e Toze (2009).

Dentre as vantagens que bactérias do gênero *Enterococcus* apresentam sobre as bactérias do grupo coliformes encontram-se (WHEELER et al., 2002): maior resistência a condições ambientais adversas; raramente se multiplicam no meio ambiente; e menor número de possíveis hospedeiros. Embora essas bactérias sejam encontradas em fezes humanas em até uma ordem de grandeza a menos do que as bactérias do grupo coliformes e a *E.coli*, sua concentração é alta o suficiente para que sejam facilmente detectadas em águas residuárias, biossólidos e produtos de compostagem (HARWOOD et al., 2005; CHAURET et al., 1999; POURCHER et al., 2005).

Dentre os fagos comumente utilizados como indicadores na avaliação da qualidade de água e de biossólidos, encontram-se os colifagos somáticos, colifagos F-RNA *male specific* e fagos de *Bacteroides fragillis*, sobre os quais se discorre a seguir em texto baseado, essencialmente, em Grabow (2001), Sidhu e Toze (2009) e WHO (2011).

A hospedeiro-especificidade dos fagos é determinada por receptores (moléculas de proteínas) localizados em diferentes partes das células das bactérias hospedeiras. Alguns desses receptores se encontram na parede celular das bactérias; os fagos que os reconhecem são conhecidos como fagos somáticos que podem se aderir até

mesmo à células mortas de bactérias. Outros receptores se localizam em fímbrias de fertilidade (fímbrias F- ou “sexuais”) das bactérias hospedeiras, as quais servem de canal para a transfêrencia de material genético no processo de conjugação bacteriana e são produzidas apenas na fase de crescimento bacteriano logarítmico a temperaturas superiores a 30 °C.

Colifagos são fagos que infectam *E.coli* e certos membros da família *Enterobacteriaceae*; apresentam muitas características comuns com os vírus entéricos e por isso tem sido utilizados como indicadores de contaminação ou de eficiência de processos de tratamento. Entretanto, diferentemente dos colifagos somáticos, pelo fato de não serem capazes de se multiplicar fora do organismo do hospedeiro os colifagos F-RNA são considerados indicadores mais específicos de contaminação.

Há também fagos que infectam outras bactérias do trato intestinal de humanos e animais, particularmente espécies de espécies de *Bacteroides* (bactérias obrigatoriamente anaeróbias que constituem o maior componente da flora gastrointestinal de humanos) e, mais especificamente, *Bacteroides fragilis*. Enquanto as bactérias do gênero *Bacteroides* são rapidamente inativadas no ambiente, os fagos dessas bactérias são resistentes a condições desfavoráveis (supostamente, mais resistentes que os vírus entéricos e os colifagos) e, portanto, se apresentam como bons candidatos à indicadores de contaminação e da eficiência do tratamento, por exemplo, da água, de águas residuárias ou de biossólidos. Por outro lado, comparativamente aos colifagos, suas baixas concentrações no ambiente podem limitar seu emprego como organismo indicador.

Estudos indicam que os bacteriófagos são adsorvidos em partículas sólidas (FUNDBERG e SORBER, 1985; KETRATANAKUL e OHGAKI, 1988), sendo encontrados em grandes concentrações em lodos de esgoto (STRAUB et al., 1993; LASOBRAS et al., 1999). Os colifagos somáticos são os fagos mais abundantes em lodos de esgoto, seguidos dos bacteriófagos F-RNA e, por último, fagos de *Bacteroides fragilis* (MIGNOTTE-CADIERGUES et al., 2002). Embora presentes em elevadas concentrações em lodos de esgoto, informações referentes a bacteriófagos em biossólidos são ainda relativamente escassas (SIDHU e TOZE, 2009).

Avaliando a inativação desses organismos, Lasobras et al. (1999) reportam que bacteriófagos F-RNA se mostraram menos resistentes que colifagos somáticos e fagos de *B.fragilis* em processos de inativação térmica e digestão anaeróbia de lodos de esgotos. Moce-Llivina et al. (2003), em experimentos de tratamento térmico a 60°C em escala de bancada, observaram inativação semelhante entre colifagos somáticos e F-RNA, e bem inferior às de poliovírus, rotavírus e coxsackievírus.

3.5. Tratamento do lodo e produção de biossólidos

As principais etapas do gerenciamento do lodo são: adensamento ou espessamento; estabilização da matéria orgânica; condicionamento; desaguamento ou desidratação; higienização; e disposição final ou utilização do lodo tratado em aplicações produtivas / benéficas. A incorporação de cada uma destas etapas no fluxograma do processamento / gerenciamento do lodo depende das características do lodo gerado (que por sua vez depende das características da água residuária e do tipo de tratamento de esgotos empregado), do sistema de tratamento do lodo e da disposição final pretendida (ANDREOLI et al., 2001).

O adensamento é um processo físico que visa à concentração de sólidos pela redução da umidade e, conseqüentemente, do volume do lodo. A estabilização visa remoção da matéria orgânica biodegradável componente do lodo, de modo a evitar problemas relacionados a putrefação e geração de maus odores. Conseqüentemente, nessas etapas já ocorre redução da massa de sólidos no lodo. Em sistemas aeróbios, o lodo proveniente do decantador secundário apresenta elevada atividade bacteriana, necessitando, portanto, de processo de estabilização (ANDREOLI, 2001). Técnicas anaeróbias, assim como lodos ativados com aeração prolongada, ao contrário, produzem lodos de esgoto com matéria orgânica já estabilizada, uma vez que o lodo permanece no reator por períodos de tempo mais prolongados (ANDREOLI, 2001).

O condicionamento é um processo de preparação do lodo, através da adição de produtos químicos (coagulantes, polieletrólitos) para aumentar sua aptidão ao desaguamento e melhorar a captura de sólidos nos sistemas de desaguamento. Assim como o adensamento, a desidratação ou desaguamento objetiva a redução do teor de umidade para reduzir o volume do lodo, facilitando o manuseio e reduzindo os custos de transporte de destinação final. Tal processo pode ser realizado por processos naturais ou mecânicos.

A desinfecção ou higienização é uma operação necessária caso a destinação do lodo seja a reciclagem agrícola, já que os processos de estabilização da matéria orgânica em geral não reduzem o nível de patógenos a concentrações aceitáveis. Para a incineração ou disposição do lodo em aterro, a higienização não é necessária (ANDREOLI et al., 2001). Algumas técnicas de tratamento de lodo de esgoto são apresentadas na Figura 4.

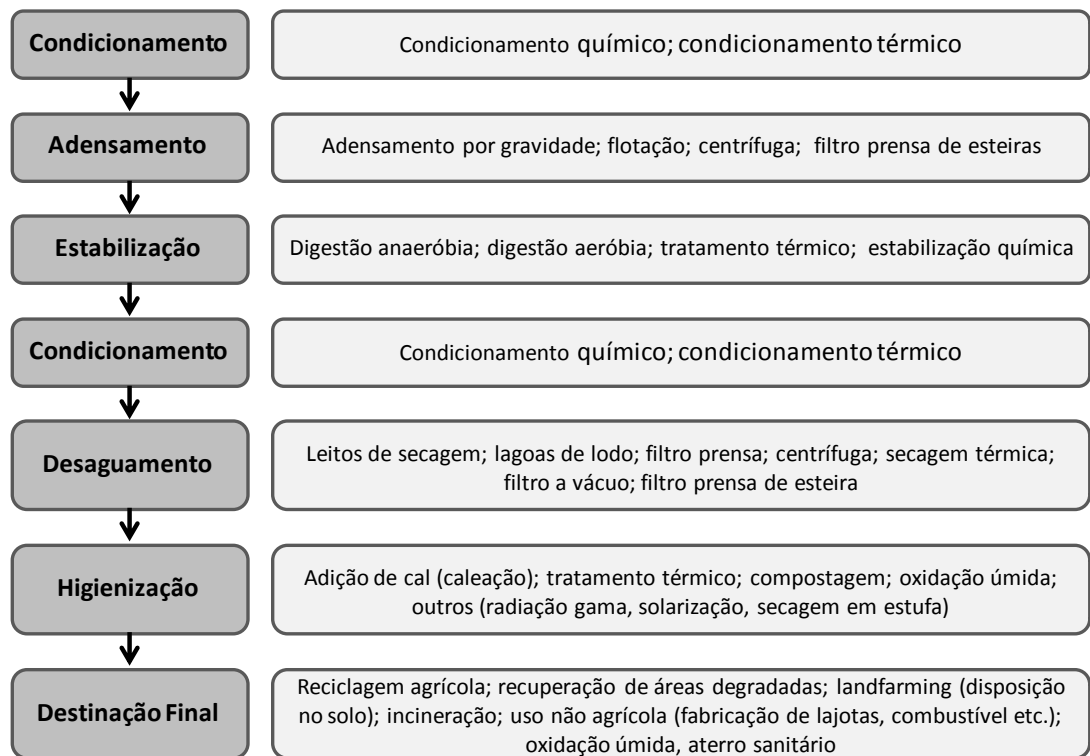


Figura 4 – Etapas do gerenciamento do lodo e principais processos utilizados.
 Fonte: adaptado de Andreoli et al. (2001).

Nos tópicos a seguir serão descritos, brevemente, alguns processos de estabilização e, ou higienização, tais como digestão aeróbia, digestão anaeróbia, estabilização química, compostagem e secagem térmica. Revisão um pouco mais detalhada será apresentada para o tema central deste trabalho: tratamento de lodo por secagem em estufa.

3.5.1. Digestão anaeróbia

Segundo Andreoli (2001), a digestão anaeróbia é o método mais antigo de estabilização de lodo de esgoto e, talvez, o mais empregado na atualidade, principalmente em ETEs com sistemas de tratamento aeróbio, como lodos ativados.

Os processos que ocorrem em um reator anaeróbio durante a digestão do lodo são semelhantes àqueles que se dão em tratamento de efluentes: atuação, em primeiro lugar, de bactérias acidogênicas hidrolíticas, que quebram compostos complexos, tais como celulose, proteínas e lipídeos; em seguida, ação de bactérias acetogênicas, que consomem os produtos da etapa anterior, produzindo ácido acético, ácidos orgânicos de baixo peso molecular, CO_2 e H_2 ; por último, ação de microrganismos metanogênicos, que consomem CO_2 e H_2 (um determinado grupo de microrganismos) ou acetatos (outro grupo), produzindo CH_4 (ANDREOLI, 2001; ANDREOLI et al., 2001).

A Tabela 10 apresenta as principais diferenças entre o lodo bruto e o lodo digerido anaerobiamente.

Tabela 10 – Principais características de lodos de esgotos, bruto e tratado por digestão anaeróbia.

Lodo bruto	Lodo digerido
Matéria orgânica instável	Matéria orgânica estabilizada
Elevada fração biodegradável na matéria orgânica	Baixa proporção de fração biodegradável
Alto potencial para geração de odores	Baixo potencial para geração de odores
Elevada concentração de patógenos	Concentração de patógenos inferior ao do lodo bruto

Fonte: Andreoli et al. (2001).

3.5.2. Digestão aeróbia

O processo de digestão aeróbia do lodo se assemelha às técnicas de tratamento aeróbio de efluentes, principalmente àquelas de aeração prolongada (ANDREOLI et al., 2001; ANDREOLI, 2001): o processo se inicia com a degradação aeróbia da matéria orgânica biodegradável presente no lodo, e ao final, como as concentrações do substrato são muito baixas, começa a ocorrer respiração endógena, caracterizada pelo consumo dos tecidos celulares biodegradáveis (protoplasma), sendo convertidos a CO₂, água e amônia. Essa etapa pode promover redução de 75-80% dos tecidos celulares biodegradáveis (ANDREOLI et al., 2001).

Três diferentes processos de digestão aeróbia são utilizados atualmente (ANDREOLI et al., 2001):

- Digestão aeróbia convencional (mesofílica): estabilização do lodo em digestores abertos não aquecidos, com aeração por ar difuso ou aeradores mecânicos;
- Digestão aeróbia com oxigênio puro: substituição do ar da digestão convencional por oxigênio puro, com conseqüente aumento da eficiência;
- Digestão aeróbia termofílica: digestores em dois estágios, onde se atingem temperaturas de até 60-65°C, com aumento da eficiência da estabilização da matéria orgânica e destruição dos microrganismos.

3.5.3. Estabilização alcalina

A estabilização alcalina, também conhecida no Brasil como caleação, consiste na aplicação de um composto químico básico, em geral cal virgem (óxido de cálcio – CaO) ou cal hidratada (hidróxido de cálcio – Ca(OH)₂) (ANDREOLI, 2001; ANDREOLI

et al., 2001). A adição desses compostos no lodo gera reações exotérmicas, com geração de calor, e também aumento de pH. A cal é aplicada em proporções em torno de 30 a 50% de peso seco do lodo, sendo que este deve conter teor de umidade mínimo de 65-70%, de modo a otimizar a reação (FERNANDES, 1999).

A reação entre o composto básico e a umidade do lodo resulta em considerável elevação da temperatura da mistura lodo+cal, chegando a valores maiores que 60°C. Outro ponto importante é o incremento do pH, sendo que muitas vezes a mistura lodo+cal atinge valores de pH acima de 12. Elevados valores de temperaturas e pH acabam por promover também a higienização do lodo (FERNANDES, 1999; ANDREOLI, 2001). Aliado a esses fatores, tem-se a grande volatilização da amônia, consequência dos elevados teores de pH. A amônia volatilizada também atua na desinfecção do lodo (FERNANDES, 1999). Em alguns casos, promove-se a cobertura da mistura com lona plástica de modo a evitar a perda da amônia para atmosfera e intensificar a destruição dos organismos patogênicos (ANDREOLI, 2001).

Fernandes (1999), em experimentos de caleação a 50% de lodo aeróbio digerido da ETE Belém (Paraná), reporta eficiência de 100% na inativação de ovos de helmintos após 60 dias de estocagem da mistura. Também com caleação a 50%, Andreoli (2001) cita, para a mesma ETE Belém, completa inativação de salmonela, estreptococos, larvas de helmintos e (oo)cistos de protozoários, e de 77% na inativação de ovos de helmintos.

Bastos et al. (2007) realizaram experimentos de caleação com o mesmo lodo de reator UASB utilizado no presente estudo sob diferentes condições de mistura lodo / cal (30, 40 e 50% do peso seco de lodo). Com teor de umidade em torno de 70% e aplicação de cal a 50% do peso seco, em 40 dias de estocagem após a caleação foi alcançado o padrão lodo Classe A estabelecido pela regulamentação brasileira para uso agrícola de biossólidos (ver item 3.6).

Em resumo, a estabilização química é um processo de higienização muito eficiente. Entretanto, apresenta a desvantagem de incremento de volume e, portanto, de custos com transporte e disposição final.

3.5.4. Compostagem

A compostagem é um processo aeróbio de degradação da matéria orgânica em resíduos sólidos sob condições controladas, sendo o material biodegradável convertido a gás carbônico e água, basicamente. De forma resumida, a compostagem é subdividida em três etapas (ANDREOLI et al., 2001; ANDREOLI, 2001):

- a) Fase inicial mesofílica: início da atividade microbiana mesofílica, levando ao incremento gradativo da temperatura em consequência do consumo da matéria orgânica pelas bactérias;
- b) Fase termofílica: à medida que a temperatura se eleva à patamares acima dos 40°C, passam a predominar microrganismos termofílicos, como bactérias e fungos. Nessa etapa, que ocorre durante cerca de 20-25 dias, a temperatura pode ultrapassar os 70°C, havendo, assim, a inativação de microrganismos patogênicos;
- c) Fase final mesofílica: a diminuição da disponibilidade do substrato leva à redução da atividade dos microrganismos termofílicos, e, como consequência, à queda da temperatura. Assim, voltam a predominar as bactérias mesofílicas. É nessa etapa que ocorre a formação do composto (humificação).

Algumas variáveis devem ser controladas para se alcançar melhor eficiência de higienização, tais como: relação carbono/nitrogênio (relação C/N); umidade; aeração; temperatura; pH.

Para a obtenção de melhores resultados durante a compostagem, sugere-se relação C/N entre 20 e 30 (FERNANDES, 1999, ANDREOLI, 2001). Caso esta relação seja muito alta, o material não fornece nitrogênio suficiente para o desenvolvimento dos microrganismos, e o processo se dá de forma mais lenta; por outro lado, se a relação C/N for baixa, pode haver volatilização da amônia, promovendo problemas de maus odores (ANDREOLI et al., 2001). Normalmente, a relação C/N do lodo é baixa, havendo a necessidade de misturar o lodo com fontes de carbono, tais como palhas, serragem, resíduos de jardinagem e de podas.

A umidade ótima para operação das leiras encontra-se entre 50 e 60% (ANDREOLI et al., 2001). Valores mais elevados impedem a aeração da leira, enquanto teores abaixo de 40% inibem a atividade microbiana (ANDREOLI et al., 2001).

Como processo aeróbio, há necessidade de aeração das leiras de tempos em tempos, o que pode ser feito por meio de dois processos: (i) leiras estáticas e aeração forçada, a partir de bombas que forcem a passagem de ar por tubos perfurados posicionados dentro das leiras; ou (ii) revolvimento das leiras, mecânica ou manualmente.

Fernandes (1999) reportam redução de 83, 72,3 e 99,8% de estreptococos, coliformes totais e coliformes termotolerantes, respectivamente, após submeter lodo da ETE Belém (Paraná) à compostagem durante 30 dias, demonstrando eficiência deste mecanismo na inativação de bactérias entéricas.

Realizando compostagem com lodo de esgoto anaeróbico misturado com resíduos de poda de árvores em leiras revolvidas na região de Londrina-PR, Andreoli (2001) observou inativação completa dos ovos em cerca de 30 dias. Em outro experimento com compostagem, também em Londrina-PR, a inativação completa de coliformes termotolerantes foi alcançada com apenas três dias de tratamento (ANDREOLI et al., 2001).

3.5.5. Secagem térmica

Consiste na remoção de umidade e higienização do lodo por elevação da temperatura, fazendo com que a umidade do lodo seja evaporada, elevando os teores de sólidos totais. Para tanto, é necessária fonte externa de calor, de modo que o teor de sólidos totais ao final do processo chegue a valores tão altos quanto 90-95% (ANDREOLI, 2001; ANDREOLI et al., 2001). Além de grande redução do volume do lodo, resultado da perda de umidade, obtém-se considerável inativação de microrganismos, pelo efeito térmico e pela baixa umidade.

Dentre os sistemas de secagem térmica existentes, tem-se (ANDREOLI et al., 2001): secadores de contato direto, nos quais o ar quente entra em contato direto com o lodo, arrastando umidade, gases e poeira; secadores de contato indireto, nos quais a fonte de calor é externa, como placas de troca térmica.

Apesar da demanda de área relativamente pequena, essa técnica apresenta o inconveniente dos custos, que podem ser bastante elevados, uma vez que é necessária elevação da temperatura do lodo um pouco acima dos 100°C (ANDREOLI et al., 2001).

3.5.6. Secagem em estufa

Segundo Rey (1991) citado por Andreoli (2001), os agentes físicos de maior importância na inativação de helmintos são temperatura, luz, oxigênio e teor de umidade, sendo a temperatura o mais importante. Ainda segundo Rey (1991), a temperatura age sobre as enzimas dos helmintos, principalmente sobre a albumina, que tem sua estrutura modificada e suas funções comprometidas. O decréscimo da umidade também está relacionado com a inativação de ovos de helmintos e (oo)cistos de protozoários mas ovos de *Ascaris* spp. podem ser bem resistentes à dessecação (ANDREOLI, 2001).

Tentativas de acelerar o processo de secagem do lodo, mediante a cobertura de leitos de secagem, logo deram lugar à uma nova tipologia de higienização de lodos de

esgoto, a secagem em estufa (ANDREOLI, 2001): uma superfície impermeável é totalmente recoberta com material transparente (vidro ou lona plástica), o que permite a entrada dos raios solares e promove o efeito estufa, com elevação da temperatura no interior da estufa e do lodo, disposto em leiras ou em camadas finas, e a aceleração da perda de umidade.

Evidentemente os valores de temperatura alcançados dentro das estufas são relativamente baixos, sendo necessários elevados tempos de exposição para culminar na total inativação de organismos mais resistentes, tais como os de ovos de helmintos, implicando grandes demandas de área.

Até 2006, mais de 70 instalações de secagem em estufa foram construídas na União Europeia, Estados Unidos e Austrália (SEGINER e BUX, 2006 citado por SHANAHAN et al., 2010). Porém, pelo fato da secagem de lodo em estufa ser relativamente recente, ainda há poucos trabalhos publicados sobre esse processo.

Segundo Kalderis et al. (2010), os custos de instalação estão associados à aquisição de terreno, construção da estufa e de equipamentos auxiliares quando presentes. Os custos de operação estes estão ligados ao transporte do lodo, manutenção de pessoal (salários) e, em alguns casos, consumo de energia (estufas mais sofisticadas).

A partir da avaliação de quatro diferentes estações de tratamento de esgotos na Grécia, Kalderis et al. (2010) estimaram custos de implantação e operação de diferentes processos de tratamento de lodo, com indicação de que secagem em estufa é uma opção mais econômica do que a estabilização alcalina, a compostagem ou a secagem térmica (Tabela 11).

Tabela 11 – Custos estimados de implantação e operação de sistemas de tratamento de lodos de esgoto em diferentes cidades da Grécia.

Custo de Instalação ⁽¹⁾				
Cidade	Estabilização alcalina	Compostagem	Secagem térmica	Secagem em estufa
Chania	1,572	1,842	1,58	1,379
Rethymno	1,254	1,132	0,668	0,962
Heraklio	2,278	2,534	2,727	1,884
Ag. Nikolaos	0,972	0,902	0,370	0,627
Média	1,519	1,603	1,336	1,213
Custo de Operação ⁽²⁾				
Cidade	Estabilização alcalina	Compostagem	Secagem térmica	Secagem em estufa
Chania	68	70	102	34
Rethymno	95	71	107	33
Heraklio	53	58	101	36
Ag. Nikolaos	162	134	105	32
Média	94,50	83,25	103,75	33,75

(1) = custo em milhões de euros; (2) = custo em euro por m³ de lodo.

Fonte: adaptado de Kalderis et al. (2010).

No Brasil, Lima (2010) estimou o custo de instalação de estufas de secagem para o tratamento do lodo de esgoto proveniente de ETEs localizadas em quatro cidades no estado do Espírito Santo (Tabela 12).

Tabela 12 – Custo de investimento estimado de estufa de secagem em relação às dimensões da estufa, à população atendida e à quantidade de lodo a ser tratada.

Tipo de custo	Vila Velha	Guarapari	Cariacica	Vitória	MÉDIA
R\$ / m ²	110,41	244,23	136,95	139,02	157,65
R\$ / habitante	5,65	13,60	6,98	7,43	8,42
R\$ / m ³ de lodo	632,92	1526,44	832,81	828,39	955,14
R\$ / t de lodo	608,59	1467,02	800,66	796,56	918,21
R\$ / t de lodo seco	3381,05	8150,09	4448,09	4425,34	5101,14

Fonte: adaptado de Lima (2010).

No sul da Alemanha, pesquisadores da Universidade de Hohenheim (BUX et al., 2002) desenvolveram um experimento que consistiu no espalhamento de lodo digerido anaerobiamente, com concentrações iniciais de sólidos totais de cerca de 3% (m/m), em leiras de 20 a 50 cm em estufa totalmente recoberta com plástico transparente. O lodo era revirado mecanicamente por robôs cerca de 12 vezes ao dia, para controle de odores e aumento da eficiência de secagem. Além disso, a estufa continha ventiladores que permitiam a renovação do ar em seu interior (redução da umidade). A temperatura ambiente variou de 9 a 23°C durante o experimento. O teor de sólidos subiu de 3 para 93% (m/m) em 83 dias sem aplicação de floculante, e em apenas 64 dias quando o lodo recebeu doses de floculante. Paralelamente, observou-se decréscimo no teor de sólidos voláteis, e redução do volume, de 425 para 12 kg.m⁻² (redução de 97%).

Mathioudakis et al. (2009) trabalharam com duas estufas na Grécia: uma comum, e outra com circulação de água quente (aquecedor solar). As estufas foram construídas em policarbonato, sendo providas de ventiladores com o intuito de remover a umidade da superfície do lodo e renovar o ar dentro da estufa. O lodo, proveniente da ETE da cidade de Komotini era adensado e desidratado por filtros prensa, antes de ser estocado nas estufas, onde era revirado manualmente todos os dias. O monitoramento do processo foi realizado em dois períodos: 21/06/2007 a 20/07/2007 (verão) e 10/09/2007 a 04/12/2007 (outono). No verão, durante os trinta dias de monitoramento, a temperatura dentro das estufas variou de 35 a 60°C, houve queda de umidade de 85 para 6%, e redução de coliformes totais e termotolerantes de 4x10⁶ e 3x10⁵ para 2x10⁴ e 10³ UFC/gST, respectivamente. Em cerca de 55 dias de monitoramento no período de outono, com temperaturas mais amenas, foi observada queda no teor de umidade (de 85 para 10%), porém pouca alteração nas concentrações de coliformes totais e

termotolerantes, com, respectivamente, 4×10^6 e 3×10^5 UFC/gST no início e 2×10^6 e 8×10^5 UFC/gST ao final.

Na Turquia, durante período de verão, Öğleni e Özdemir (2010) fizeram o tratamento em estufa de lodos provenientes de sistema de lodos ativados, após passarem por desaguamento e desidratação em filtros prensa. O lodo, que inicialmente apresentava teor de ST igual $18 \pm 0,6\%$, alcançou 90% de ST em apenas dois dias, resultando em redução de coliformes termotolerantes de cerca de $2 \log_{10}$ (de $4,2 \times 10^7$ para $1,7 \times 10^5$ NMP/gST). Ao final de 12 semanas de tratamento, concentrações de $4,1 \times 10^3$ CTer/gST foram observadas. Não foi detectada presença de salmonela após quatro semanas de monitoramento, e ovos de *Ascaris lumbricoides* não foram isolados, provavelmente devido a baixa prevalência na área contribuinte de esgoto.

Também na Turquia, Salihoglu et al. (2007) desenvolveram trabalho com estufas na cidade de Bursa. Os autores avaliaram a secagem de lodo proveniente de uma ETE com sistema de remoção biológica de nutrientes, e previamente desidratado em filtros prensa. O lodo era disposto em camadas de 25 cm, e revirado manualmente duas vezes ao dia. A estufa, executada em policarbonato, possuía ventilação forçada para renovação do ar. Nesse estudo, os resultados parecem piores que os dos anteriormente mencionados: o lodo atingiu teor de sólidos totais de 35% após 15 dias de tratamento no verão e 30 dias durante o inverno; houve redução do volume do lodo de aproximadamente 43%, de 255 para 145 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$; apesar de a temperatura do lodo ter sido $11 \pm 2^\circ\text{C}$ maior do que a temperatura do ar externo, pequena remoção de coliformes termotolerantes foi observada – de 10^7 para 2×10^6 UFC/gST (SALIHOGU et al., 2007).

Em Brisbane (Austrália), Shanahan et al. (2010) trabalharam com duas estufas em paralelo, com 13 m de largura e 106 m de comprimento, as quais receberam lodo misto (lodo primário digerido, lodo de sistema de lodos ativados e lodo digerido anaerobicamente e desaguado em centrífuga) em camadas de 25 cm. O reviramento do lodo era feito mecanicamente, objetivando aumentar a taxa de secagem do lodo, aerar o lodo e transportá-lo ao longo do leito (cerca de 10 m por dia). Assim, o tempo de permanência do lodo nas estufas era de aproximadamente 10 dias (SHANAHAN et al., 2010). Foi observada queda do teor de umidade de 80 para 30-58%, sendo que a temperatura do lodo atingiu $67,5^\circ\text{C}$ ao final dos tratamentos; bacteriófagos, ovos de helmintos, *E.coli* e *Salmonella* sp. não foram detectados ao final do tratamento (SHANAHAN et al., 2010).

No Brasil, em estudo realizado pela SANEPAR na ETE Guaraituba, localizada na região metropolitana de Curitiba-PR, Andreoli (2001) cita que não houve diferença de inativação de ovos de helmintos entre a disposição do lodo em leitos de secagem

(eficiência média de 67,33%), considerados como testemunha, e em estufa plástica (eficiência média de 60,64%). No mesmo trabalho, a temperatura interna da estufa não ultrapassou 40°C, sendo a temperatura máxima do lodo igual a 30°C.

Ainda no Brasil, estudos mais completos sobre o comportamento de microrganismos em tratamento de lodo por secagem em estufa foram conduzidos por Comparini (2001) e por Lima (2010).

No trabalho de Comparini (2001), o lodo de esgoto era proveniente da ETE Franca, no estado de São Paulo: tratamento por lodos ativados, com vazão média anual de 294 L.s⁻¹. Os lodos primário e secundário eram misturados e enviados para tratamento em etapas de adensamento e digestão anaeróbia, seguidas por desidratação em filtros prensa em esteira, chegando ao final do processamento com teor de sólidos totais em torno de 20%. A estufa utilizada apresentava piso de concreto, mureta em torno do piso, e cobertura e laterais fechadas com lona plástica translúcida, com 150 micra de espessura (COMPARINI, 2001).

Foram monitorados três lotes de lodo, com acompanhamento em torno de três meses :Lote 1 – 23/10/2000 a 29/01/2001 (98 dias); Lote 2 – 12/02/2001 a 07/05/2001 (84 dias); e Lote 3 – 21/05/2001 a 30/07/2001 (70 dias). Nos lotes 1 e 2, as leiras possuíam cerca de 0,5 m de altura, sendo revolvidas manualmente uma vez por semana. No lote 3, as leiras foram inicialmente montadas com 0,15 m de altura, sendo revolvidas a cada dois dias durante 15 dias, sendo, após este período, formada leira com 0,5 m de altura. O monitoramento era realizado a cada quinze dias, e dentre as análises realizadas, encontram-se: umidade, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH, coliformes totais, *E.coli*, ovos de helmintos, *Salmonella* sp., bacteriófagos F-RNA específicos (bactéria hospedeira: *Salmonella typhimurium*).

As características do lodo misto utilizado eram, em valores médios (: coliformes totais = $1,10 \times 10^7$ NMP/gST; *E.coli* = $2,34 \times 10^5$ NMP/gST; bacteriófagos = $4,27 \times 10^4$ UFP/4gST; ovos totais de helmintos = 54,64 ovos/gST; ovos viáveis de helmintos = 27,07 ovos/gST. Dos ovos de helmintos encontrados, 49,5% apresentavam viabilidade, sendo os ovos de *Ascaris* sp. os predominantes (60,4% entre os ovos totais e 85,7% entre os ovos viáveis).

Dentre as variáveis físicas e químicas analisadas ao longo do tratamento, os seguintes resultados médios entre os três lotes monitorados foram observados : aumento dos teores de sólidos totais (de 17% para 89%) e de sólidos voláteis (de 12% para 48%); decréscimo do teor de umidade (de 83% para 11%) e da relação SV/ST (de 73% para 54%); elevação do pH nos primeiros 50 dias de tratamento, seguida de tendência de redução.

Comparini (2001) reporta ainda redução de quase 3 log₁₀ de coliformes totais e de aproximadamente 2 log₁₀ de *E.coli*. Ao final do tratamento, somente uma das seis leiras monitoradas apresentava concentração de *E.coli* maior que 10³ NMP/gST, limite máximo para se enquadrar como biossólido classe A. Em relação aos helmintos, foram observadas reduções de 99 e 100% de ovos totais e viáveis, respectivamente, não sendo detectados ovos viáveis nas seis leiras ao fim do experimento, atendendo, portanto, para essa variável, os critérios de biossólidos classe A. O tratamento resultou em redução de bacteriófagos de cerca de 3x10³ UFP/gST no início do tratamento a níveis não detectados ao final. *Salmonella* sp. foi detectada somente em 25% das análises realizadas. A Tabela 13 apresenta um resumo dos resultados microbiológicos obtidos por Comparini (2001).

Tabela 13 – Concentrações de microrganismos no início e ao final do tratamento de lodos de esgoto por secagem em estufa obtidas por Comparini (2001).

Microrganismo	Concentração inicial	Concentração final	Eficiência de redução (%)	Eficiência de redução (log ₁₀)
Coliformes totais ¹	8,22x10 ⁶	1,40x10 ⁴	99,83	2,77
<i>E.coli</i> ¹	2,79x10 ⁴	2,95x10 ²	98,94	1,97
ovos totais de helmintos ²	54,95	0,52	99,05	2,02
ovos viáveis de helmintos ²	22,89	0,00	100	-
Bacteriófagos ³	3,09x10 ³	A	100	-

(¹) = NMP/gST (média geométrica); (²) = número/gST (média aritmética); (³) = UFP/gST (média geométrica); A = ausência.

Fonte: adaptado de Comparini (2001).

Comparini (2001) verificou também, por meio de testes de regressão, a associação entre o decaimento dos microrganismos em função do teor de umidade, e encontrou bom ajuste dos dados: bacteriófagos (R² médio igual a 0,945); coliformes totais (R² médio igual a 0,910); *E.coli* (R² médio igual a 0,913); ovos totais de helmintos (R² médio igual a 0,913); e ovos viáveis de helmintos (R² médio igual a 0,737).

No trabalho de Lima (2010), o lodo foi obtido em quatro ETEs, localizadas na Região Metropolitana da Grande Vitória (ETE Mulembá – município de Vitória, ETE Araçás – município de Vila Velha, ETE Bandeirantes – município de Cariacica, ETE Aeroporto – município de Guarapari), tratando vazões variando de 150 a 400 L.s⁻¹. As quatro estações tratam as águas residuárias por sistema UNITANK aeróbio. Esse sistema é similar ao de lodos ativados convencional, porém sem decantador secundário isolado nem sistema de retorno de lodo ao tanque de aeração (LIMA, 2010).

Para o tratamento do lodo, as quatro estações contam com digestores aeróbios, adensadores por gravidade, que aumentam o teor de sólidos totais para 3-4%, e centrífugas desaguadoras, após o condicionamento do lodo, que promovem

incremento de ST para até 25% (LIMA, 2010). A estufa construída para realização dos experimentos de secagem do lodo seguiu os padrões adotados por Comparini (2001).

Com o intuito de avaliar diferentes lodos e tratamentos, Lima (2010) dividiu seu experimento em duas etapas e três ciclos. Em todos os casos, o lodo foi submetido a tratamento com e sem adição de cal (LC e L, respectivamente); a estufa era dividida em quatro partes (células), sendo duas para disposição de lodo sem cal (L1 e L2) e duas para disposição de lodo com cal (LC1 e LC2). Os ciclos eram interrompidos quando o teor de ST fosse maior que 90% (aproximadamente 70 dias de tratamento).

- Etapa 1 – tratamento em estufa de lodo digerido, adensado e desaguado;
- Etapa 2 – tratamento em estufa de lodo adensado e desaguado;
 - Ciclo 1 – inicialmente, leiras com 10 cm (revolvimento manual a cada dois dias); quando se atingia teor de umidade menor ou igual a 65%, as quatro leiras passavam a ter 50 cm (revolvimento a cada sete dias);
 - Ciclo 2 – leiras com 10 cm (revolvimento manual três vezes por semana); quando se atingia teor de umidade menor ou igual a 65%, L1 e LC1 permaneciam com 10cm e L2 e LC2 passavam a ter 50 cm (revolvimento manual três vezes por semana);
 - Ciclo 3 – durante todo o ciclo, L1 e LC1 permaneciam com 10 cm e L2 e LC2 permaneciam com 20 cm (revolvimento manual três vezes por semana).

Como o presente trabalho consiste apenas na secagem de lodo em estufa sem adição de cal, somente serão citados os dados de Lima (2010) referentes aos tratamentos sem caleação.

Na etapa 1, ou seja, secagem de lodo digerido, foi observada grande redução do teor de umidade ao longo dos cerca de 70 dias de tratamento: de valores iniciais em torno de 85% para 5-10%, à exceção do L2 no ciclo 3, que resultou em 23%. Também foi observada redução da relação SV/ST, com queda de 60 para 40-45% em todos os casos. Apesar da variação dos dados de pH, em geral foi observada tendência de acidificação, com decréscimo dos valores de pH de em torno de 6 para aproximadamente 5 (LIMA, 2010).

Na etapa 2, tratamento de lodo não digerido, resultados similares foram obtidos: redução do teor de umidade, de valores em torno de 85-90%, para 5-10% (exceto L2 nos ciclos 2 e 3, com umidade final de 19 e 28%, respectivamente); queda da relação SV/ST, de aproximadamente 65-80% para cerca de 35-45%; tendência de acidificação, com queda dos valores de pH de 7,3 para 6,4 no ciclo 1; de 6,9 para 5,2-5,6 no ciclo 2; de 6,2 para 5,1 no ciclo 3.

Concentrações relativamente baixas de coliformes termotolerantes foram observadas no início do monitoramento em todos os casos (10^3 - 10^4 NMP/gST), sendo a remoção desses organismos similar à obtida por Comparini (2001), em torno de $2 \log_{10}$. Nas duas etapas, as concentrações iniciais de ovos viáveis de helmintos foram bastante similares, próximas a 0,25 ovo/gST (LIMA, 2010). No caso do lodo digerido, foi observada maior inativação de ovos, em torno de 75%, resultando ao final em 0,06 ovos/gST (LIMA, 2010). No caso do lodo não digerido, a redução foi um pouco menor, próxima a 50%, com concentrações finais de 0,13 ovo/gST (LIMA, 2010). Quase todas as amostras analisadas revelaram menos de 0,25 ovos/gST, limite estabelecido pela CONAMA 375/2006 para biossólidos classe A. A Tabela 14 apresenta um resumo dos resultados microbiológicos obtidos por Lima (2010).

Tabela 14 – Concentrações de microrganismos no início e ao final do tratamento de lodos de esgoto por secagem em estufa obtidos por Lima (2010).

Tipo de lodo	Coliformes termotolerantes*		Ovos viáveis de helmintos**	
	(NMP/gST)		(ovos/gST)	
	Concentração inicial	Concentração final	Concentração inicial	Concentração final
Digerido	$2,2 \times 10^3$	<3,6	0,24	0,06
Não Digerido	$8,2 \times 10^4$	$8,6 \times 10^1$ ***	0,25	0,13

* média geométrica; ** média aritmética; *** não computados dois resultados dados como <3,6 NMP/gST.

Fonte: adaptado de Lima (2010).

O processo de higienização por secagem em estufa consiste, portanto, em uma técnica simples e eficiente no que diz respeito ao desaguamento do lodo, fazendo com que o teor de umidade do lodo, e conseqüentemente seu volume, sejam reduzidos de maneira satisfatória. Aliada à queda de umidade, o processo promove a elevação das temperaturas do ar dentro da estufa e do lodo, sendo esses dois fatores diretamente associados ao decaimento de microrganismos durante o processo de tratamento. Como visto neste item da revisão de literatura, elevadas eficiências na eliminação/inativação de bactérias (patogênicas e indicadoras) e de bacteriófagos são alcançadas por secagem em estufa. Porém, parece que as temperaturas atingidas não são suficientes para inviabilização dos ovos de helmintos em tempos relativamente curtos, e isso pode constituir uma limitação no emprego dessa técnica de tratamento, devido à elevada demanda de área e à necessidade de períodos prolongados de tratamento.

Existem, entretanto, maneiras de otimizar o processo de tratamento, tais como: introdução de mecanismos de ventilação para a renovação do ar dentro da estufa; aumento da frequência de revolvimento das leiras de lodo, muitas vezes de forma mecanizada; utilização do biogás produzido durante o tratamento do efluente líquido e,

ou digestão do lodo, quando de processos anaeróbios, para aumentar a temperatura dentro da estufa. Porém, tais medidas podem contradizer a própria simplicidade inerente à essa técnica de tratamento e, eventualmente, comprometer seu emprego para o tratamento de lodos de ETEs de pequeno porte.

3.6. Regulamentação do uso agrícola de biossólidos

Conforme já destacado na introdução deste trabalho, em geral, a regulamentação do uso agrícola de lodos de esgotos envolve o estabelecimento de padrões de qualidade dos biossólidos (químicos e, ou microbiológicos), aliados à restrições de uso. O que se pretende é a proteção à saúde humana, tanto de consumidores de produtos cultivados com biossólidos, quanto de trabalhadores em contato direto com biossólidos.

Em 1993, a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) estabeleceu critérios para uso agrícola de lodo de esgotos naquele país por meio da norma comumente referenciada como “Norma 503” (USEPA, 1993). Se por um lado os limites para substâncias químicas impostos nessa norma foram fundamentados na metodologia de avaliação de risco, os parâmetros microbiológicos não seguiram o mesmo princípio. A USEPA entendeu, na época, que as informações disponíveis não eram suficientes para a construção de modelos confiáveis de estimativa de risco microbiológico (ver item 3.8), especialmente quando consideradas as lacunas de informação para a devida caracterização da exposição e as limitações dos métodos analíticos para a determinação da qualidade microbiológica dos biossólidos (EISEMBERG et al., 2008; USEPA, 1989, 1992, 1995).

A “Norma 503” é uma das mais emblemáticas e influentes regulamentações sobre este tema em todo o mundo, incluindo países da Europa e o Brasil. Por sua vez, a regulamentação do Reino Unido é um importante exemplo europeu, uma vez que não somente ratifica, mas amplia e detalha o especificado pela Comissão Europeia.

Do ponto de vista de controle de riscos microbiológicos, os marcos regulatórios nesses três países assumem a abordagem de dupla barreira de proteção à saúde (tratamento do lodo e restrições de uso de biossólidos), estabelecendo dois níveis de qualidade de biossólidos, para os quais são estabelecidas diferentes restrições de aplicação - na terminologia utilizada na regulamentação norteamericana e na brasileira: biossólidos Classe A, de melhor qualidade microbiológica, produzido por “Processos de Redução Adicional de Patógenos” (PRAP); e biossólidos Classe B, de qualidade inferior, produzidos por “Processos de Redução Significativa de Patógenos” (PRSP).

Pressupõe-se que tanto a qualidade microbiológica do biossólido Classe A quanto a do Classe B alcancem o mesmo nível de redução de risco / proteção à saúde. No caso

do biossólido Classe A, pelo tratamento do lodo em si, reduzindo os patógenos a níveis abaixo dos limites de detecção (embora em alguns casos, como no Brasil, a aplicação de lodo Classe A também seja alvo de restrições). Para biossólido Classe B, a redução do risco, ou a proteção à saúde, seriam alcançadas pela combinação de processos de tratamento que reduziriam os patógenos a níveis ainda detectáveis, e de restrições de cultivo e de acesso (humano e animal). Impõem-se, assim, intervalos de tempo entre a aplicação do biossólido e o momento da exposição, durante os quais o decaimento natural proporcionaria redução complementar de patógenos até concentrações abaixo dos limites de detecção (portanto, a níveis de proteção equivalentes àqueles alcançados por biossólidos Classe A) (NRC, 2002; USEPA, 2003).

De acordo com a 'Norma 503', biossólidos Classe B devem ser produzidos por PRSP e apresentar menos que 2×10^6 CTer/gST. Na realidade, a garantia da qualidade dos biossólidos Classe B pode ser avaliada tanto pela verificação do padrão bacteriológico do produto final quanto pela avaliação da eficiência dos processos de tratamento. Isto é, se as condições operacionais especificadas (tais como tempo, temperatura e pH) forem observadas, não é necessário o monitoramento microbiológico. Biossólidos Classe A devem ser produzidos por PRAP e conter menos que 10^3 CTer/gST ou menos de 3 *Salmonella* spp. por 4 gramas de sólidos totais secos. Adicionalmente, as seguintes alternativas devem ser atendidas:

- (i) concentração de vírus entéricos menor que 1 UFP por 4 gramas de ST e de ovos viável de helmintos menor que 1 ovo por 4 gramas de ST; ou
- (ii) pares de valores mínimos de tempo-temperatura no caso de tratamento térmico; ou
- (iii) pares de valores mínimos de pH-tempo para tratamento alcalino; ou
- (iv) tratamento do lodo por PRAP ou equivalente.

Os processos de tratamento de lodo citados na Norma 503 incluem: (i) PRAP – compostagem, secagem térmica, tratamento térmico, digestão aeróbica termofílica, irradiação com raios beta, pasteurização; (ii) PRSP - digestão aeróbia, secagem ao ar, digestão anaeróbia, compostagem, estabilização alcalina.

No Reino Unido, o controle da aplicação de lodo de esgotos em solos é estabelecido, em primeira instância, na *Sludge (Use in Agriculture) Regulations* de 1989 (HMSO, 1989), a qual constitui, essencialmente, aplicação da Diretiva do Conselho da União Europeia 86/278/CEE de 1986 (CEC, 1986). Essas regulamentações são complementadas pelo Código de Boas Práticas (*Code of Practice*) emitido pelo *Department of the Environment* (DoE, 1996), o qual apresenta exigências mais detalhadas para o monitoramento da qualidade do lodo e do solo, além de restrições

para a aplicação dos bio sólidos. Contudo, o foco principal dessas normas está nas substâncias químicas potencialmente tóxicas.

Além das normas legais, existem instrumentos de autocontrole consensuados entre as empresas de saneamento, o setor atacadista de comércio de alimentos e órgãos governamentais, consubstanciados na *Safe Sludge Matrix* (ADAS, 2001). A *Safe Sludge Matrix* compreende uma combinação de orientações sobre níveis de tratamento e condições de aplicação dos bio sólidos a diferentes culturas, em termos de permissão de pastejo ou colheita após a aplicação de bio sólidos. É vedado o uso de lodo não tratado em solo agrícola para produção de alimentos, bem como a aplicação superficial em pastos de bio sólidos tratados por “processos convencionais”. Com respeito às duas categorias estabelecidas de tratamento de lodo, o “tratamento convencional” deve assegurar remoção de *E.coli* de 2 log₁₀ e concentração máxima de 10⁵ *E.coli*/g ST, enquanto o “tratamento avançado” deve assegurar 6 log₁₀ de redução de *E.coli*, concentração máxima de 10³ *E.coli*/gST e ausência de *Salmonella* spp.

No Brasil o uso de bio sólidos na agricultura é regido pela Resolução CONAMA nº 375 de 29 de agosto de 2006 (BRASIL, 2006), que estabelece duas classes de lodo, com os padrões de qualidade apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Classes de bio sólidos com relação à patógenos, Resolução CONAMA nº375/2006.

Classe	Qualidade Microbiológica
A	Coliformes Termotolerantes: < 10 ³ NMP / g ST; Salmonella: ausência em 10 g ST; Vírus entéricos: < 0,25 UFP ou UFF / g ST; Ovos viáveis de helmintos: < 0,25 ovos viáveis / g ST.
B	Coliformes Termotolerantes: < 10 ⁶ NMP / g ST; Ovos viáveis de helmintos: < 10 ovos viáveis / g ST.

Com relação às restrições de uso impostas para essas classes de bio sólidos, a Resolução CONAMA 375/2006 estabelece que:

- Bio sólidos Classe B só podem ser aplicados em cafezais, culturas fibrosas ou oleaginosas, ou na silvicultura, desde que seja incorporado ao solo mecanicamente e que o acesso ao público seja restringido por um período de 12 meses após a aplicação. Em caso de colheita manual, pelo menos 6 meses devem decorrer desde a aplicação do bio sólido Classe B até a colheita da cultura.
- Bio sólidos Classe A podem ser aplicados em qualquer cultura, desde que algumas premissas sejam observadas, tais como:

- Olerícolas, tubérculos, raízes e demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo, bem como cultivos inundáveis, só podem ser cultivados após um período mínimo de 48 meses da última aplicação;
- Pastagens poderão ser implantadas após um período mínimo de 24 meses da última aplicação;
- Aplicação manual de biossólidos Classe A deve ser evitada;
- Qualquer trabalho manual ou alteração do solo devem ser evitados nos 30 dias que seguem a aplicação de biossólidos.

O padrão brasileiro de coliformes termotolerantes para biossólido Classe B ($<10^6$ CTer/gST) é similar ao da USEPA ($<2 \times 10^6$ CTer/gST), mas inclui limite de ovos de helmintos mais flexível (< 10 ovos viáveis/gST).

Para a produção de biossólidos Classe A e Classe B, a Resolução CONAMA 375/2006 estabelece que o lodo tem que ser submetido aos mesmos processos de tratamento como os citados na 'Norma 503', ou seja, respectivamente, 'Processos de Redução Significativa de Patógenos' e 'Processos de Redução Adicional de Patógenos'. Entretanto, diferentemente da 'Norma 503' ou das determinações do Reino Unido, a eficiência de tratamento (demonstrada por meio de parâmetros de controle operacionais) não pode ser usada no lugar do monitoramento dos patógenos.

Com relação ao monitoramento para o controle de qualidade microbiológica, a Resolução 375/2006 estabelece que uma 'caracterização inicial' deve ser realizada, comparando análises de 15 amostras num período de 3 meses (supostamente no local de produção dos biossólidos). Além disso, as exigências da frequência de monitoramento variam em relação ao tamanho da unidade de tratamento / produção de biossólidos, variando de amostras representativas coletadas anualmente (produção de até 60 toneladas de massa seca por ano) a amostras coletadas mensalmente (produção acima de 15.000 toneladas por ano, base seca).

A Resolução CONAMA 375/2006 é nitidamente baseada na 'Norma 503' dos EUA, inclusive mais rigorosa em relação à alguns aspectos de restrição de uso de biossólidos classes A e B, e, portanto, está sujeita às mesmas críticas de ausência de fundamentação em avaliação de risco (BASTOS et al., 2009).

Outro aspecto sujeito à críticas, é que as exigências para o tratamento de biossólidos e seus usos levam em consideração apenas a proteção de consumidores de alimentos e a exposição dos trabalhadores agrícolas (no momento da colheita) e do público geral, mas não considera riscos aos trabalhadores na hora da aplicação do biossólido. Porém, isso pode ser particularmente importante para os biossólidos Classe B.

3.7. Exemplos de utilização agrícola de biossólidos no Brasil

A Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) é a principal companhia de saneamento responsável pela coleta e pelo tratamento de esgotos no Paraná, contando com 227 ETEs em operação, produzindo cerca de 15.680 toneladas de ST de lodo por ano (COSCIONE et al., 2010). Desde 1998 a SANEPAR mantém um projeto piloto de utilização de lodo de esgoto na Região Metropolitana de Curitiba, e desde 2002 esse procedimento é realizado também nas ETEs da região de Curitiba e de Foz do Iguaçu (COSCIONE et al., 2010).

A SANEPAR realiza a divulgação do programa, de modo a despertar o interesse do agricultor. Em seguida, a companhia faz o cadastro dos agricultores interessados, e então realiza cursos e reuniões de modo a fornecer informações sobre os biossólidos (origem, qualidade restrições de uso etc.) e técnicas de aplicação. Ao final, a SANEPAR fornece lodo com qualidade comprovada por laudos laboratoriais e, em alguns casos, transporte do lodo até o local da aplicação (COSCIONE et al., 2010).

Como resultados desse projeto, foram destinados cerca de 105 mil toneladas de lodo de esgoto (25% ST) entre 2000 e 2008 na Região Metropolitana de Curitiba. Com isso, mais de 120 agricultores foram beneficiados, com reduções do custo de adubação mineral e calcário de até 545 reais por hectare, além do aumento da produtividade das culturas envolvidas (milho, soja, feijão, trigo etc.) (COSCIONE et al., 2010).

No estado de São Paulo, destacam-se as experiências de utilização de biossólidos de quatro diferentes estações (COSCIONE et al., 2010): ETE Franca; ETE Jundiaí; ETE Lavapés e ETE Limoeiro.

A ETE Franca, construída e operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, é pioneira na utilização agrícola de biossólidos, com início da aplicação do resíduo na cultura do café a partir de 1998. Entre 1999 a 2007, foram aplicados cerca de 87285 toneladas de biossólidos, englobando cerca de 2225 ha em 12 municípios da região de Franca-SP. Além do café, principal cultura fertilizada, foram contempladas plantações de cana-de-açúcar, citros e milho.

Em Jundiaí, lodos de esgoto da ETE Jundiaí eram condicionados em leiras montadas dentro de estufas, onde permanecia por tempo mínimo de 45 dias. A utilização do composto envolveu atividades de reflorestamento com eucalipto e também projetos agrônômicos de cultivo de cana-de-açúcar, totalizando 3000 ha. Entre 2001 e 2009, cerca de 23.500 toneladas de lodo condicionado em plantio de eucalipto, enquanto entre 2001 e 2007 foram aplicados cerca de 79.500 toneladas no cultivo de cana-de-açúcar.

Outra experiência da SABESP é a da ETE Lavapés, em São José dos Campos, que produziu, de julho de 2008 a março de 2009, cerca de 1500 toneladas de composto a partir de 4500 toneladas de torta de lodo, sendo o composto aplicado para o cultivo de eucalipto, café, cana-de-açúcar, pinhão manso e rosas.

Tem-se ainda o caso da ETE Limoeiro, em Presidente Prudente, que fazia o condicionamento de seus resíduos sólidos por caleação e em seguida os dispunha em *Geo Bags*, culminando num passivo ambiental. Em 2009, após aprovação de projeto, foi feita a destinação agrícola das 22000 toneladas de biossólidos em evento único (COSCIONE et al., 2010).

3.8. AQRM aplicada ao uso agrícola de biossólidos

O termo 'avaliação quantitativa de risco' (AQR) foi originalmente concebido para a exposição a substâncias químicas (Avaliação Quantitativa de Risco Químico – AQRQ), sendo que esta abordagem foi posteriormente adaptada para a quantificação de riscos relacionados à exposição a agentes microbianos (Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico – AQRM). A AQRM vem sendo utilizada para subsidiar a formulação de normas e critérios relacionados à qualidade de água para consumo humano (USEPA, 2006; WHO, 2008) e de uso agrícola de esgotos (WHO, 2006a). Mais recentemente, a abordagem tem sido utilizada para estimar riscos associados ao uso de biossólidos (GALE, 2005; EISEMBERG, 2008).

De acordo com Haas et al. (1999), a AQRM é um processo que envolve quatro etapas: (i) identificação do perigo; (ii) avaliação da exposição; (iii) avaliação da dose-resposta; (iv) caracterização do risco.

A primeira etapa, identificação do perigo, consiste na identificação do agente ou situação que possa introduzir um perigo e dos respectivos efeitos adversos à saúde. Em seguida, na etapa de avaliação da exposição, é estimada a dose média do agente ingerida a cada evento de exposição, bem como da frequência e duração das prováveis vias de exposição. A avaliação da dose-reposta em geral é feita com base em modelos probabilísticos resultantes de estudos experimentais que associam as doses do agente e a probabilidade de infecção ou doença na população exposta. Por fim, a caracterização do risco combina as informações sobre exposição e dose-resposta, estimando-se, quantitativamente e em termos probabilísticos, os riscos decorrentes da exposição continuada a determinado agente (HAAS et al., 1999).

Em resumo, modelos de AQRM são compreendidos por duas etapas básicas: a primeira, onde é definido um 'modelo de exposição', com base no qual se determina a dose do agente em questão; e a segunda, em que a partir de um 'modelo dose-

resposta', se estima o risco associado à ingestão de determinada dose do agente, de forma pontual (uma exposição) ou em base temporal (exposição continuada).

3.8.1. Modelos de exposição aplicados ao uso agrícola de biossólidos

Modelos de exposição descrevem cenários com base nos quais são estimadas as doses de patógenos ingeridas a cada evento de exposição, e em exposição continuada. No caso do uso agrícola de biossólidos, é necessário definir grupos de risco e compreender a dinâmica dos patógenos desde a aplicação do biossólido até o possível contato do material contaminado com os indivíduos expostos.

Dois cenários de exposição e respectivos grupos de risco podem ser identificados: o consumo de produtos agrícolas cultivados com biossólidos e a ingestão involuntária de partículas de biossólidos por trabalhadores envolvidos nas atividades de aplicação do biossólido e de manejo agrícola no campo. O modelo matemático para estimar doses de patógenos associadas a esses cenários pode ser descrito como na Equação 3.

$$d_i = M \times C_i \times 10^{-x} \quad (3)$$

Onde:

d_i = dose do patógeno ingerida em cada evento de exposição;

M = consumo *per capita* de culturas ou ingestão involuntária ou partículas de solo;

C_i = concentração do patógeno nas culturas produzidas ou no solo / biossólido;

10^{-x} = redução de patógenos entre a última aplicação de biossólido e a colheita ou consumo.

Assim, a dose é função da concentração do patógeno presente no biossólido. Dessa forma, a estimativa da concentração de microrganismos em biossólidos produzidos por diferentes técnicas de higienização de lodo de esgoto é informação importante para alimentação dos modelos de AQRM, o que vem a ser explorado neste trabalho.

3.8.2. Modelos determinísticos e estocásticos

O modelo expresso na Equação 3 envolve variáveis sujeitas à incertezas, englobando variabilidade e incerteza propriamente dita.

Conceitualmente, o termo 'variabilidade' é definido como efeito aleatório inerente ao sistema avaliado e que não é passível de redução a partir de estudos ou medições adicionais mas somente por mudanças físicas no sistema (VOSE, 2008). Já o termo incerteza significa o nível de desconhecimento sobre as variáveis que caracterizam o sistema, ou seja, está relacionado a falhas em medições ou à insuficiência de dados disponíveis. A incerteza pode ser reduzida a partir de estudos ou medições adicionais, e também através de consultas a especialistas. (VOSE, 2008).

Apesar de representarem conceitos diferentes, em geral, estes dois componentes são considerados em conjunto, como 'incerteza total', na previsão do comportamento das variáveis de modelos de avaliação de risco (VOSE, 2008).

Os modelos de AQRM são divididos em modelos determinísticos e estocásticos. Modelos determinísticos são caracterizados por variáveis de entrada expressas por estimativas pontuais, normalmente medidas de tendência central, como média, mediana etc. Modelos estocásticos são dados por faixas de valores de acordo com determinada função de distribuição de frequência ou probabilidade, incorporando, portanto incertezas em torno das variáveis de entrada do modelo. Sendo assim, a variável de saída de modelos determinísticos também é expressa por um valor pontual, enquanto nos modelos estocásticos os resultados são expressos em termos de distribuição de probabilidades (MORGAN e HERION, 2007; VOSE, 2008).

Adicionalmente, a modelagem estocástica permite a propagação das incertezas através de amostragens sucessivas e aleatórias de cada uma das variáveis, por exemplo, por meio da simulação de Monte Carlo (VOSE, 2008). A simulação de Monte Carlo é baseada na seleção aleatória de valores dentre as distribuições de probabilidades definidas para cada uma das variáveis de entrada e no cálculo repetido da variável de saída de acordo com o modelo construído. A cada repetição do processo novas combinações aleatórias das variáveis de entrada são selecionadas e o resultado correspondente é 'armazenado'.

De forma a contornar as limitações da amostragem completamente aleatória (que pode resultar em sub ou super amostragem em determinadas faixas de uma dada distribuição), se pode recorrer à amostragem por Hipercubo Latino, a qual divide a distribuição em extratos (intervalos com probabilidades iguais de ocorrência), de modo que um valor aleatório pertencente a cada um dos intervalos é amostrado uma só vez, ou seja, o intervalo é "descartado" após a sua seleção durante a amostragem. Como o número de intervalos é igual ao número de iterações, cada intervalo será amostrado apenas uma vez (VOSE, 2008; PALISADE CORPORATION, 2010). Esse modo de amostragem tem sido privilegiado em estudos de avaliação de risco como forma de

garantir que os valores extremos inferiores e superiores da distribuição de frequência das variáveis de entrada não sejam subrepresentados (SALIBY e MOREIRA, 2002; HELTON et al., 2005; VOSE, 2008).

3.8.3. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade permite identificar, dentre as etapas que compõem um modelo, quais variáveis de entrada apresentam maior impacto na variável de saída. Esta informação é importante pois possibilita a identificação das variáveis que devem ser priorizadas na construção de um dado modelo de exposição (ZWIETERING e van GERWEN, 2000; FREY e PATIL, 2002; PALISADE CORPORATION, 2010). Dentre as técnicas de análise de sensibilidade encontram-se métodos matemáticos, estatísticos e gráficos, sendo este último muitas vezes empregado de forma complementar aos métodos matemáticos e estatísticos (FREY e PATIL, 2002).

Os métodos matemáticos avaliam a sensibilidade da variável resposta em relação a um dado intervalo de variação de um parâmetro de entrada. Esses métodos não consideram a variabilidade da variável de saída, e, por conseguinte, permitem avaliar apenas de que forma a variação dos parâmetros de entrada (dentro de determinadas faixas) influencia a variável de saída. Deve-se destacar a utilidade desses métodos na identificação dos parâmetros que mais impactam a variável resposta (FREY e PATIL, 2002).

Os métodos estatísticos são baseados em simulações nas quais as variáveis de entrada são expressas como distribuições de probabilidade, permitindo avaliar o efeito da variação dessas sobre a variável resposta. Dependendo do método estatístico empregado, uma ou mais variáveis de entrada são avaliadas simultaneamente, permitindo identificar também o efeito da interação entre múltiplas variáveis de entrada. Os métodos estatísticos incluem análises de regressão e de variância (FREY e PATIL, 2002).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Descrição da ETE Violeira

Viçosa está situada na região da Zona da Mata Norte do estado de Minas Gerais, entre as Serras da Mantiqueira, do Caparaó e da Piedade. Encontra-se à altitude de 650 m nas coordenadas geográficas de 20°45'14" latitude sul e 42°52'54" longitude oeste. Limita-se ao norte com os municípios de Teixeiras e Guaraciaba, ao sul com Paula Cândido e Coimbra, a leste com Cajuri e São Miguel do Anta e a oeste com Porto Firme. O município é servido pelas rodovias BR 120, MG 280 e MG 356 (PMV, 2011).

Os experimentos de tratamento de lodo de esgoto foram realizados na Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Violeira (ETE Violeira), situada no bairro Violeira, em Viçosa – MG. A ETE Violeira é operada pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE-Viçosa), tratando o esgoto proveniente do bairro Violeira, com população de aproximadamente 1.000 habitantes, contribuindo com vazão de cerca de 100 m³.d⁻¹.

A estação é composta por um conjunto reator UASB e biofiltro aerado submerso (UASB + BF), ambos em escala real, pré-fabricados em aço (Figura 5A). O reator UASB apresenta as seguintes dimensões: volume = 48m³; altura = 5,70m; e TDH = 7h. Para o tratamento do lodo descartado do reator UASB, a estação conta com um leito de secagem e uma estufa. O leito de secagem é composto por duas células em paralelo, com 2,0 m de largura e 4,0 m de comprimento cada (8,0 m²), e coberto com lona plástica transparente (Figura 5B). As características da estufa são: 9,0 m de comprimento por 6,0 m de largura (54,0 m²); piso impermeável em concreto, mureta (0,5 m de altura) em seu entorno de modo a evitar entrada de águas de escoamento superficial; pilares e arcos metálicos; laterais e cobertura em lona plástica transparente (Figura 5C).



Figura 5 – Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários da Violeira, Viçosa – MG: (A) Reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso; (B) Leitões de Secagem; (C) Estufa de Secagem.

A parte frontal da estufa apresenta cortina com abertura ajustável: a lona plástica é fixa na parte superior (teto) e as partes laterais são soltas; a parte inferior é presa a uma barra metálica com dispositivo de manivela, que permite ajustar a altura da abertura da estufa.

4.2. Tratamento do lodo por secagem em estufa

O lodo excedente do reator UASB era descartado a cada 21 dias (três semanas), de modo a preencher completamente uma célula do leito de secagem, totalizando aproximadamente 4 m³ de lodo fresco descartado (aproximadamente 8% do volume do reator). O lodo permanecia no leito de secagem por 14 dias, alcançando redução de volume de cerca de 60%. No décimo quinto dia, o lodo era transportado do leito de secagem para a estufa, onde eram formadas leiras de aproximadamente 20 cm de altura. A partir de então, o lodo permanecia na estufa para tratamento por secagem, sendo revolvido manualmente a cada 15 dias. As Figuras 6A e 6B apresentam, respectivamente, lodo no leito de secagem logo após o descarte e leiras de diferentes descartes já na estufa.

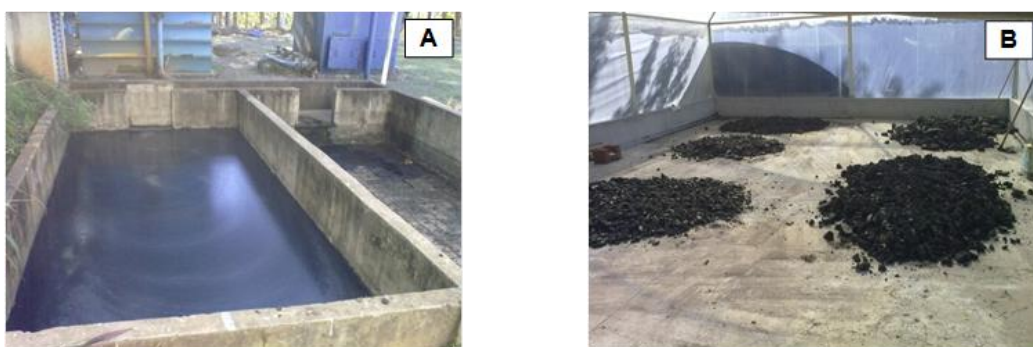


Figura 6 – Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários da Violeira, Viçosa – MG. (A) Lodo imediatamente após o descarte. (B) Lotes de lodo em diferentes estágios de tratamento na estufa.

O período de coleta de dados compreendeu os meses de fevereiro de 2010 a maio de 2011, com acompanhamento de sete diferentes lotes de lodo, sendo cada lote referente a uma data de descarte. A Tabela 16 apresenta a identificação de cada lote bem como a data de descarte.

Tabela 16 – Identificação dos lotes monitorados e respectivas datas de descarte e de passagem do lodo para a estufa.

Lote de lodo	Data de descarte	Data de transporte do lodo para a estufa:
Lote 1	24/02/2010	10/03/2010
Lote 2	08/03/2010	21/03/2010
Lote 3	23/05/2010	06/06/2010
Lote 4	14/06/2010	28/06/2010
Lote 5	05/07/2010	19/07/2010
Lote 6	27/07/2010	10/08/2010
Lote 7	13/02/2011	27/02/2011

Em cada evento de amostragem, nos leitos de secagem ou na estufa, seis amostras eram coletadas, utilizando pás de jardineiro, em diferentes posições do lodo, de forma que cada amostra abrangesse toda a coluna de lodo. Essas amostras eram homogêneas em bandejas de alumínio de forma a obter amostras representativas, colocadas em sacos plásticos e levadas, sob refrigeração, diretamente para análise no Laboratório de Controle da Qualidade da Água (LCQA), da Divisão de Água e Esgoto da Universidade Federal de Viçosa. Como o lodo logo após o descarte do reator UASB se apresentava em forma líquida, esperava-se um dia para ser realizada a primeira coleta no leito de secagem. A partir de então, eram realizadas coletas semanais. Foram monitorados os teores de sólidos totais e umidade, pH, e concentrações de coliformes totais, *Escherichia coli*, ovos de helmintos (totais e viáveis). A temperatura do ar dentro da estufa também foi monitorada.

4.3. Experimento de inoculação de colifagos somáticos

A fim de acompanhar o decaimento de colifagos somáticos (como indicadores do decaimento de vírus) em processos de tratamento de lodo por secagem, foram realizados experimentos em campo (na estufa) e de bancada (temperatura controlada), envolvendo a inoculação de colifagos em amostras de lodo do reator UASB.

Para tanto foram preparados cultivos de colifagos somáticos isolados a partir de amostra de esgoto bruto da ETE Violeira, de acordo a metodologia descrita por Payan et al. (2005) (ver item 4.5.2).

Nos experimentos de inoculação conduzidos na estufa da ETE Violeira, cinco potes contendo lodo foram submetidos a secagem dentro da estufa: um pote testemunha, contendo apenas lodo (P_{-}); dois potes contendo lodo e dose de 1,0mL do inóculo (P_{A1} e P_{A2}); e dois potes contendo lodo e dose de 5,0 mL do inóculo (P_{B1} e P_{B2}). Durante o acompanhamento desse experimento a temperatura dentro da estufa foi monitorada.

No experimento conduzido no LCQA, o lodo foi condicionado em estufa laboratorial sob condições de temperatura controlada à 30°C, com o acompanhamento de três potes: pote testemunha (P_T), contendo apenas lodo; pote com lodo e dose de 1,0 mL do inóculo (P_A); pote contendo lodo e dose de 5,0 mL do inóculo (P_B).

O lodo utilizado para a montagem de ambos os experimentos foi descartado do reator UASB e permaneceu durante aproximadamente 10 dias em leito de secagem. A partir de então, transferiu-se aproximadamente 3,0 L de lodo para potes plásticos, quantidade suficiente para preencher os potes. O lodo era então homogeneizado, com (P_A e P_B) e sem (P_T) a adição do inóculo, dentro dos potes.

Os potes foram monitorados durante três semanas, entre 12/09/2011 e 28/09/2011. Nos experimentos da ETE Violeira, eram realizadas três coletas semanais, enquanto no experimento do LCQA as coletas eram realizadas diariamente.

A Figura 7 apresenta imagens dos experimentos de inoculação de colifagos somáticos conduzidos na ETE Violeira e nas dependências do LCQA.



Figura 7 – Ilustração dos experimentos de inoculação de colifagos na estufa da ETE Violeira (A) e em estufa laboratorial no LCQA (B).

4.4. Estimativa da concentração de microrganismos em biossólidos utilizando modelagem estocástica

Conforme destacado no item 3.8.1 da revisão de literatura, a estimativa da concentração de patógenos em biossólidos a partir do conhecimento da concentração do esgoto bruto pode constituir importante subsídio aos modelos de estimativa de riscos (AQRM) associados ao uso agrícola de biossólidos.

Nesse sentido, foi realizado exercício com o intuito de estimar a concentração de *E.coli*, ovos totais de helmintos e colifagos somáticos em lodo de reator UASB tratado por secagem em estufa (biossólido) com base no conhecimento da concentração desses microrganismos no esgoto bruto.

Para tanto foi utilizado modelo expresso de forma simplificada na Equação 4.

$$C_{bs} = C_{eb} \times f_{\text{transf}} \times \text{Remoção}_{\text{LS}} \times \text{Remoção}_{\text{EST}} \quad (4)$$

Onde:

C_{bs} = concentração do microrganismo no biossólido (lodo tratado);

C_{eb} = concentração do microrganismo no esgoto bruto

f_{transf} = fator de transformação para se obter a concentração do microrganismo no lodo no reator UASB a partir da concentração no esgoto bruto

$\text{Remoção}_{\text{LS}}$ = remoção no leito de secagem

$\text{Remoção}_{\text{EST}}$ = remoção na estufa de secagem

Para efeito de propagação de incertezas ao longo do modelo apresentado na Equação 4, foram ajustadas ou fixadas funções densidade de probabilidade às variáveis de entrada. A concentração dos microrganismos no biossólido foi então expressa em forma de distribuição de probabilidades a partir de amostragem aleatória por hipercubo latino com 10.000 iterações, utilizando o programa @Risk, versão 5.5.0 (Palisade Corporation).

Foi realizado o monitoramento do esgoto bruto (ponto de chegada da rede coletora de esgotos na estação) e do lodo dentro do reator UASB (ponto de amostragem do reator). Foram determinadas as concentrações de *E.coli*, ovos totais de helmintos e colifagos somáticos entre 08/09/2011 e 10/11/2011, com realização de 19 amostragens. Aos dados de concentração dos microrganismos no esgoto bruto foram ajustadas funções densidade de probabilidade (FDP) utilizando testes de aderência com o programa @Risk, versão 5.5.0 (Palisade Corporation), sendo as FDP resultantes os dados de entrada referente ao termo C_{eb} na Equação 4.



Figura 8 – Pontos de amostragem do lodo de dentro do reator UASB.

O fator de transformação (f_{transf}) tem por objetivo estimar a concentração dos microrganismos no lodo dentro do reator a partir da concentração no esgoto bruto (C_{eb}). Para o cômputo dessa relação foi considerado o valor numérico das concentrações dos microrganismos estudados no esgoto bruto e no lodo, sem preocupação com uniformização de unidades. Assim, para cada coleta realizada foi calculada a razão entre os resultados da concentração de cada microrganismo no lodo e no esgoto bruto, sendo que os valores mínimos e máximos do banco de dados definiram os limites da distribuição uniforme assumida para o fator (f_{transf}).

A remoção dos organismos (expressa em termos de unidades logarítmicas) no leito de secagem foi assumida também com distribuição uniforme entre valores máximos e mínimos, a partir das informações do monitoramento no leito. A remoção no leito pode então ser expressa por meio da Equação 5.

$$\text{Remoção}_{\text{LS}} = 10^{-x} \quad (5)$$

Onde:

x = função densidade de probabilidade assumida como uniforme.

A remoção na estufa também teve por base os resultados de monitoramento em campo, sendo que nesse caso foi possível ajustar funções de decaimento microbiano de acordo com cinética de primeira ordem. Dessa forma, esse termo do modelo pode ser expresso pela Equação 6.

$$\text{Remoção}_{\text{EST}} = \exp [-K_{\text{b},20} \times \theta^{(T-20)} \times t] \quad (6)$$

Onde:

$K_{b,20}$ = função densidade de probabilidade uniforme assumida para o coeficiente de decaimento de cada microrganismo;

θ = função densidade de probabilidade triangular assumida para o coeficiente de temperatura;

T = função densidade de probabilidade ajustada aos dados de temperatura do ar dentro da estufa;

tempo = tempo de tratamento em estufa.

Na Equação 6, a variação do coeficiente de decaimento de cada microrganismo ($K_{b,20}$) foi assumida de acordo com distribuição uniforme considerando os valores máximos e mínimos obtidos dos dados de campo.

De acordo com informações de literatura, os valores do coeficiente de temperatura (θ) (MARAIS, 1974; CASTAGNINO, 1977; THOMANN e MUELLER, 1987; YANES, 1993; von SPERLING, 2005), foi assumido com distribuição triangular, com valores mínimo, máximo e médio iguais a 1,00, 1,19 e 1,07, respectivamente.

Para os dados de monitoramento da temperatura na estufa foi ajustada FDP (triangular) a partir dos testes de aderência utilizando o programa @Risk.

A Equação 7 apresenta o modelo de forma mais detalhada.

$$C_{bs} = C_{eb} \times f_{\text{transf}} \times 10^{-x} \times \exp [-K_{b,20} \times \theta^{(T-20)} \times t] \quad (7)$$

Com o objetivo de verificar os efeitos das variáveis de entrada na variável de saída dos modelos simulados com o programa @Risk para cada microrganismo foi aplicado o teste de análise de sensibilidade avançada (PALISADE CORPORATION, 2010). Nesse teste são feitas simulações do modelo fixando uma dada variável de entrada em diferentes valores, sendo, assim, obtidas diferentes distribuições de probabilidades para a variável resposta. O impacto da variável de entrada na variável de saída é então avaliado pela amplitude de variação dos valores das medianas das estimativas da variável resposta obtidas em cada uma dessas simulações. Como as variáveis de entrada (concentração do microrganismo no esgoto bruto (C_{eb}), fator de transformação (f_{transf}), remoção no leito de secagem (X), coeficiente de decaimento na estufa (K_{20}), coeficiente de temperatura (θ) e temperatura) são representadas por distribuições de

probabilidade, optou-se por selecionar percentis (1, 5, 25, 50, 75, 95 e 99%) como valores fixos dessas distribuições.

4.5. Análises laboratoriais

4.5.1. Análises físicas e químicas

Durante o monitoramento dos lotes de lodo em processo de higienização por secagem em estufa (item 4.2), foram acompanhadas as seguintes variáveis químicas e físicas: pH, teor de sólidos totais, teor de umidade e temperatura. O teor de sólidos totais também foi analisado em amostras de lodo utilizadas nos experimentos de inoculação de colifagos somáticos (item 4.3), e em amostras do lodo de dentro do reator UASB para realização dos exercícios de estimativa da concentração de microrganismos em lodo de esgoto tratado em estufa de secagem (item 4.4).

A determinação dos teores de sólidos totais foi realizada utilizando os procedimentos descritos no Método 2540 G do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Os teores de umidade foram medidos seguindo a metodologia descrita por Andreoli (1999).

Os valores de pH foram medidos seguindo o Método 9045 D, descrito no *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods* (USEPA, 2004).

A temperatura do ar dentro da estufa foi monitorada utilizando o equipamento *Intelligent MINI® Temperature Logger*, modelo MI-IN-D-2-L, com registro da temperatura a cada 30 minutos, entre outubro de 2010 e setembro de 2011. Nesse período foram registrados dados de temperatura em 143 dias, totalizando 6864 dados. Esses dados foram trabalhados como um todo, e também divididos em dois grupos, referentes a período quente e frio, compreendendo os meses de outubro a abril e maio a setembro, respectivamente. Durante o período considerado quente foram coletados dados de temperatura em 79 dias (3792 dados), enquanto no período considerado frio, 64 dias (3072 dados).

4.5.2. Análises microbiológicas

Durante a higienização do lodo por secagem em estufa (item 4.2) foram acompanhadas as seguintes variáveis microbiológicas: coliformes totais, *Escherichia coli*, ovos totais e ovos viáveis de helmintos. As concentrações de *Escherichia coli* e de colifagos somáticos também foram analisadas em amostras de lodo utilizadas nos experimentos de inoculação de colifagos somáticos (item 4.3), e em amostras do lodo

de dentro do reator UASB para realização dos exercícios de estimativa da concentração de microrganismos em lodo de esgoto tratado em estufa de secagem (item 4.4).

A pesquisa de coliformes totais e *E.coli* foi realizada com o método cromogênico-fluorogênico, seguindo as disposições da agência ambiental do Reino Unido (ENVIRONMENT AGENCY, 2003).

Para os experimentos de inoculação de fagos (item 4.3), foram preparados cultivos de colifagos somáticos isolados a partir de amostra de esgoto bruto da ETE Violeira, seguindo o método descrito por Payan et al. (2005). Os colifagos somáticos foram quantificados de acordo com a técnica da camada dupla de agar (BSI, 2001), utilizando cepas de *E.coli* WG5 como bactéria hospedeira. O conteúdo de locais de placa de lise era coletado com o auxílio de pipeta pasteur de vidro estéril e transferido para frasco Eppendorf contendo solução tampão. Posteriormente, ao conteúdo do frasco Eppendorf era adicionada à solução contendo a cepa da bactéria hospedeira, sendo esta mistura incubada *overnight* a 37°C. Após incubação, a solução era filtrada utilizando filtros com membrana de 0,22 µm e estocada sob refrigeração. Ao final do processo eram geradas soluções estoque contendo aproximadamente 10¹⁰ colifagos por mL

A recuperação dos ovos totais e viáveis de helmintos em amostras de lodo seguiu a metodologia proposta por Meyer et al. (1978) modificada por Godinho (2003). Já em amostras de esgoto, o método utilizado foi o descrito por Ayres e Mara (1996).

Cabe citar que em diversas amostras realizadas durante o monitoramento do tratamento do lodo (item 4.2), ovos totais e viáveis de helmintos não foram detectados. O método analítico utilizado consiste no processamento da amostra, que, ao final, resulta numa solução contendo os ovos, normalmente com volume de aproximadamente 15 mL. Entretanto, em algumas poucas ocasiões, esse volume, no ato da leitura, era menor que 15 mL, chegando a ser próximo a 3 mL. Como o volume da solução resultante do processamento da amostra está diretamente associada ao resultado de ovos de helmintos (o número de ovos por grama de ST é diretamente proporcional ao volume da solução), foi considerado o menor valor de ovos de helmintos por grama de ST encontrado como o limite de detecção. A menor concentração de ovos de helmintos encontrada nas análises foi igual a 0,05 ovos/gST, sendo esse considerado como o limite de detecção da técnica utilizada (LD = 0,05 ovos/gST). Esse valor foi utilizado em algumas partes do trabalho de forma a melhor discutir os resultados de helmintos, como, no item a seguir, na determinação do coeficiente de decaimento.

4.6. Determinação dos coeficientes de decaimento microbiano durante o tratamento do lodo

Para efeito de cálculo de coeficientes de decaimento microbiano (*E.coli*, ovos de helmintos e colifagos) durante o tratamento do lodo, os dados de monitoramento foram rearranjados, de forma a se obter o valor negativo do logaritmo neperiano da razão entre contagens microbianas em um dado tempo de tratamento e as contagens iniciais $[-\ln(N/N_0)]$, variável esta aqui denominada como população remanescente em dado instante

Os coeficientes de decaimento foram obtidos a partir de testes de regressão sobre os dados plotados em gráficos de dispersão para cada lote de lodo analisado (L1 a L7), e também para os dados agrupados sem distinção de lotes (Geral), sendo o eixo *Y* constituído pelos dados de populações remanescentes e o eixo *X* pelo tempo. Os testes de regressão linear foram realizados de forma que a reta passasse pela origem (*X*; *Y* = 0;0), sendo, assim, obtidas equações do tipo $Y = b.X$, e seus respectivos coeficientes de determinação (R^2).

Considerando o decaimento microbiano segundo cinética de primeira ordem (Equação 8), o coeficiente angular (*b*) das equações obtidas correspondem aos coeficientes de decaimento microbiano à temperatura de operação *T* (K_T).

$$N = N_0 \cdot e^{-k_T \cdot t} \quad (8)$$

Onde:

N = contagem de microrganismos num instante *t*;

N_0 = contagem inicial de microrganismos;

K_T = coeficientes de decaimento microbiano à temperatura de operação *T* (K_T).

Tradicionalmente, a regressão linear gera equações do tipo $Y = a + b.X$ e calcula coeficientes de determinação (R^2) a partir das somas dos quadrados total e do resíduo, com valores entre 0 e 1. Entretanto, Montgomery e Peck (1992) argumentam que o coeficiente de determinação R^2 não é um bom estimador estatístico para modelos lineares com retas que passam pela origem, com equação da forma $Y = b.X$. Esses autores sugerem, nesses casos, um coeficiente de determinação corrigido (R_0^2) (Equação 9), que indica a proporção de variabilidade em torno da origem representada pela regressão (MONTGOMERY e PECK, 1992). Ocasionalmente, o valor de R_0^2 é

maior que o de R^2 , justificado pelo fato de que o R_0^2 é computado usando a soma dos quadrados não corrigida (MONTGOMERY e PECK, 1992).

$$R_0^2 = \frac{\sum_i^n \hat{y}_i^2}{\sum_i^n y_i^2} \quad (9)$$

Onde:

R_0^2 = coeficiente de determinação corrigido;

\hat{Y} = valores de Y estimados pela equação gerada pela regressão linear;

Y = valores de Y observados.

Os coeficiente de decaimento calculados para as temperaturas de operação de cada experimento (K_T) foram convertidos para 20°C (K_{20}) utilizando a Equação 10.

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (10)$$

Onde:

K_{20} = coeficiente de decaimento microbiano a 20°C (d^{-1});

K_T = coeficiente de decaimento microbiano à temperatura de operação T (d^{-1});

θ = coeficiente de temperatura (adimensional);

T = temperatura de operação (°C).

Na ausência de um valor de θ específico para lodos de esgoto, foi utilizado o valor citado na literatura para o decaimento de bactérias em corpos d'água (1,07) (von SPERLING, 2005). Como dados de entrada de temperatura na Equação 10 foram utilizados os valores médios do monitoramento no interior da estufa nos experimentos de campo, ou os valores fixados para os experimentos de laboratório.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Desaguamento do lodo em leito de secagem

Conforme descrito em Material e Métodos, foram avaliados sete lotes de lodo descartados do reator UASB. Como o tempo de permanência do lodo no leito de secagem foi curto (apenas 14 dias), e, por conseguinte, o número de dados foi pequeno, optou-se por agrupar os dados de todos os lotes (L1 a L7). Entretanto, não se desconhece o fato de que isso possa mascarar diferenças importantes, pois cada lote era gerado e monitorado em diferentes épocas do ano, sob condições climáticas distintas.

As Figuras 9 a 12 apresentam, em gráficos temporais, o comportamento das variáveis analisadas durante os 14 dias de permanência no leito de secagem dos sete lotes monitorados. De maneira geral, todos os parâmetros apresentaram grandes variações em seus respectivos valores durante o monitoramento.

Na Figura 9 é possível observar, embora não de forma inteiramente nítida, tendência de decaimento dos valores de pH ao longo do desaguamento dos lotes de lodo no leito de secagem. Os valores de pH caem de uma faixa de 7,0-7,5 para valores abaixo de 6,5, apesar da ocorrência de alguns dados mais elevados, até mesmo próximo a 8,5 após aproximadamente nove dias de permanência do lodo no leito.

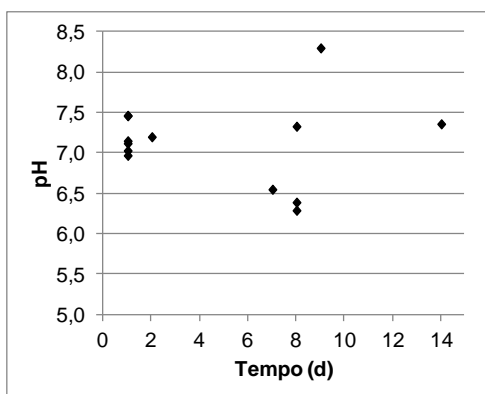


Figura 9 – Comportamento do pH no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem (n = 13), ETE Violeira, Viçosa-MG.

Durante o desaguamento do lodo em leitos de secagem é de se esperar grande perda do teor de umidade e, naturalmente, incremento dos teores de sólidos totais. Porém, no presente estudo essas tendências não foram assim tão nítidas (Figura 10). Os valores iniciais, já bastante variáveis, podem justificar a grande variação dos dados obtidos ao longo dos 14 dias de permanência do lodo no leito de secagem.

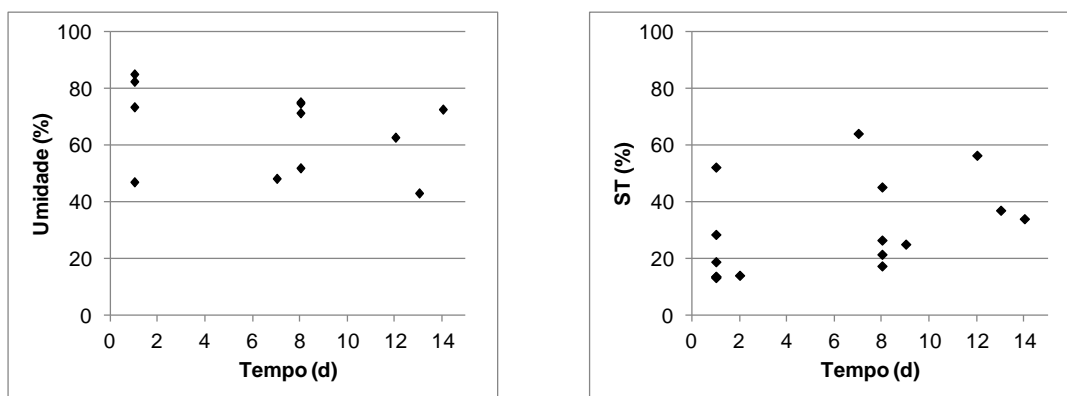


Figura 10 – Comportamento dos teores de umidade (n = 12) e sólidos totais (n = 16) no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem, ETE Violeira, Viçosa-MG.

Os mesmos comentários sobre a variabilidade dos dados valem para CT, *E.coli*, ovos viáveis de helmintos (OVH) e ovos totais de helmintos (OTH) (Figuras 11 e 12). No caso das bactérias, as variações nas concentrações iniciais chegaram a ser de duas unidades logarítmicas (10^6 - 10^8 CT/gST e 10^5 - 10^7 *E.coli* /gST). Apesar da ocorrência de alguns valores um tanto quanto elevados de CT e *E.coli* após aproximadamente oito dias do início do tratamento, é possível notar tendência de decaimento para os dois grupos de bactérias (Figura 11). Em relação aos ovos de helmintos, os resultados também foram bastante variáveis, desde valores próximos ao limite de detecção, até outros relativamente elevados, como concentrações acima de 4,0 e 16,0 ovos/gST para ovos viáveis e totais, respectivamente (Figura 12). De toda forma, é possível notar tendência de decréscimo das concentrações tanto de ovos viáveis quanto de ovos totais.

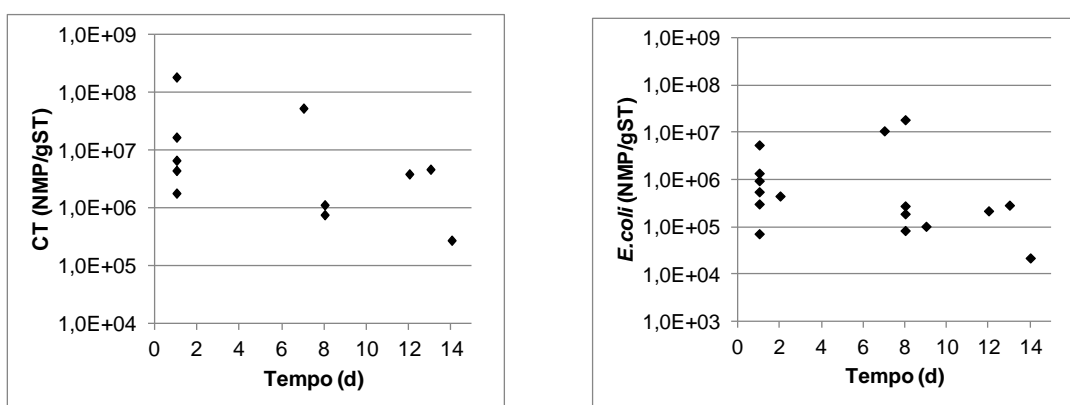


Figura 11 – Comportamento das concentrações de coliformes totais (n = 11) e *Escherichia coli* (n = 16) no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem, ETE Violeira, Viçosa-MG.

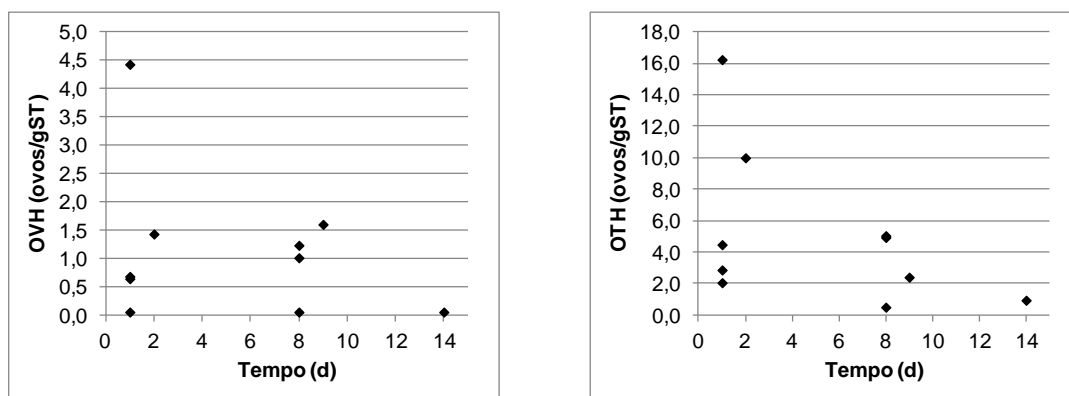


Figura 12 – Comportamento das concentrações de ovos de helmintos viáveis (n = 10) e totais (n = 10) no lodo submetido a desaguamento em leito de secagem, ETE Violeira, Viçosa-MG.

5.2. Higienização do lodo por secagem em estufa

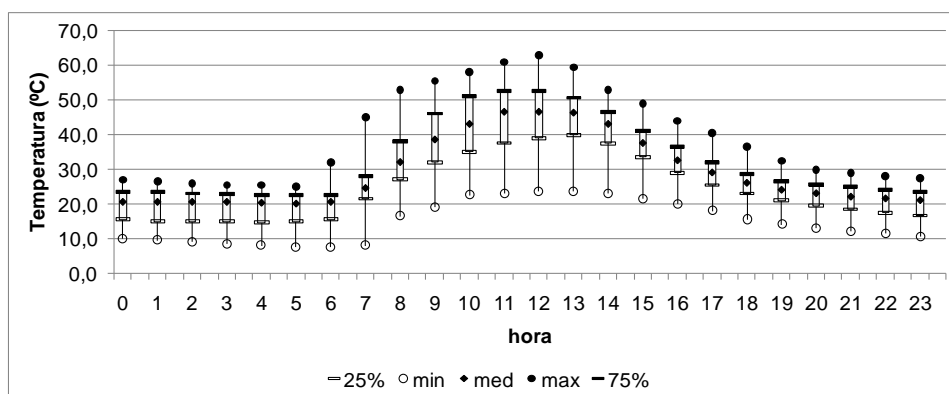
5.2.1. Temperatura do ar dentro da estufa

Como mencionado no item 4.3, a temperatura do ar dentro da estufa foi monitorada ao longo de um ano (outubro de 2010 a setembro de 2011), com armazenamento de dados a cada 30 minutos em *datalogger*. Nesse período foram registrados dados de temperatura em 143 dias diferentes, sendo 79 dias compreendendo o período considerado quente (outubro a abril) e 64 dias no período frio (maio a setembro) (Figura 13).

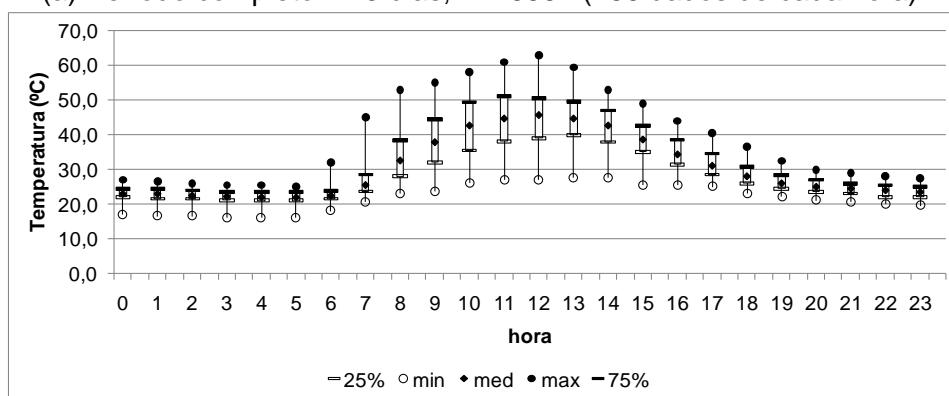
Nos três gráficos apresentados na Figura 13, correspondentes ao períodos completo, quente e frio, observa-se tendência similar de variação da temperatura ao longo das 24 horas do dia : ligeiro decréscimo durante as seis primeiras horas do dia, seguido por incremento brusco até aproximadamente 12 h e, posteriormente, diminuição gradual até tendência à estabilização com o avançar da noite. Esse mesmo comportamento de variação de temperatura em estufa para tratamento de lodo foi constatado por Comparini (2001) e Lima (2010).

Considerando todo o banco de dados e analisando o comportamento da temperatura com base nos valores das medianas, observa-se que entre 0 e 6 h a temperatura praticamente permanece constante, próxima a 20°C. A partir de então, ocorre elevação abrupta da temperatura, alcançando valores próximos a 45°C às 12 h, seguida de queda até estabilização próxima novamente aos 20°C por volta das 22 h (Figura 13a). No período quente (outubro-abril), nas seis primeiras horas do dia, a temperatura do ar dentro da estufa (temperatura mediana) foi próxima de 25°C, elevando-se a partir daí até picos em torno de 45°C e do meio dia, e estabilizando-se novamente perto de 25°C e das 22 h (Figura 13b). Já no período frio (maio-setembro), as temperaturas no início do dia e ao final da noite (valores medianos) foram mais

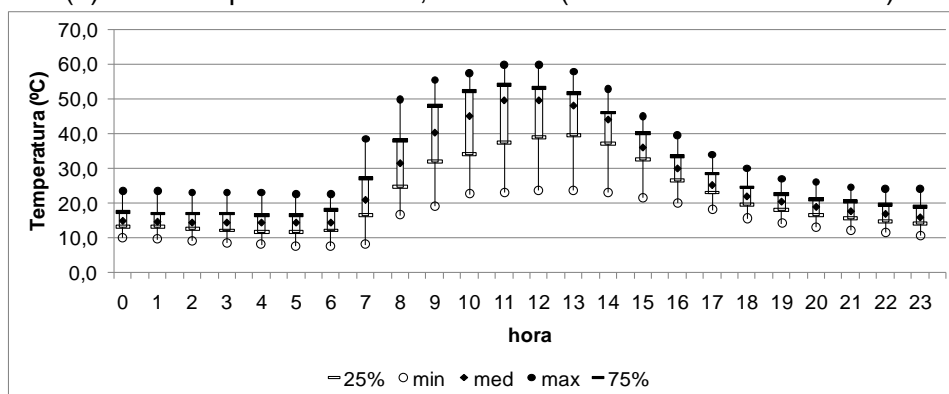
baixas, na casa dos 15°C, mas o pico, em torno do meio dia, girou próximo aos 50°C (Figura 13c).



(a) Período completo: 143 dias, n = 6864 (286 dados de cada hora).



(b) Período quente: 79 dias, n = 2688 (112 dados de cada hora).



(c) Período frio: 64 dias, n = 4176 (174 de cada hora).

Figura 13 – Variação da temperatura do ar dentro da estufa ao longo de um ano e nos períodos quente e frio.

Comparini (2001), acompanhando três lotes de lodo em períodos distintos, com vistas a identificar diferenças sazonais, observou, em períodos mais quentes, temperaturas médias do ar dentro da estufa próximas a 20°C nas horas iniciais do dia e finais da noite, com picos de 45-50°C em torno das 12 h. Em período mais frio, Comparini (2001) cita variações de temperatura média de 15°C (horas iniciais do dia e finais da

noite) a 45°C (pico próximo às 12 h). Também avaliando três lotes de lodo em períodos distintos, Lima (2010) observou temperaturas médias do ar dentro da estufa variando entre 20 e 25°C nas horas iniciais e finais do dia, e entre 40 e 45°C no intervalo próximo às 12 h.

Ainda na Figura 13, pode-se observar que os períodos quente e frio apresentaram picos máximos de temperatura semelhantes, na faixa de 60-65°C, e no mesmo horário, por volta das 12 h. As temperaturas mínimas, observadas nas horas iniciais do dia e finais da noite, foram diferentes: em torno de 10°C e 15-20°C para os períodos frio e quente, respectivamente. Em termos médios, em todo o período analisado e nos períodos quente e frio, a temperatura do ar dentro da estufa foi de 28,4°C, 31,2°C e 26,7°C, respectivamente.

O acompanhamento dos lotes de lodo ocorreu entre fevereiro de 2010 a maio de 2011, enquanto o período de monitoramento da temperatura abrangeu os meses de outubro de 2010 a setembro de 2011. Assim, como o monitoramento da secagem do lodo na estufa e o registro dos dados de temperatura da estufa não foram realizados simultaneamente, procurou-se estimar a temperatura do ar dentro da estufa no período referente ao monitoramento dos lotes. Para tanto foram realizados testes de regressão entre as temperaturas do ar, externa à e no interior da estufa, utilizando banco de dados meteorológicos entre outubro de 2010 e setembro de 2011 obtido no Sistema Nacional de Dados Ambientais (SINDA/INPE/CPTEC/CRN), e os dados de temperatura no interior da estufa registrados em *data logger*. Dessa forma, foram obtidos modelos de estimativa das temperaturas média e mediana do ar dentro da estufa, ambos em função da temperatura média do ar externa à estufa (Figuras 14 e 15 e Equações 11 e 12).

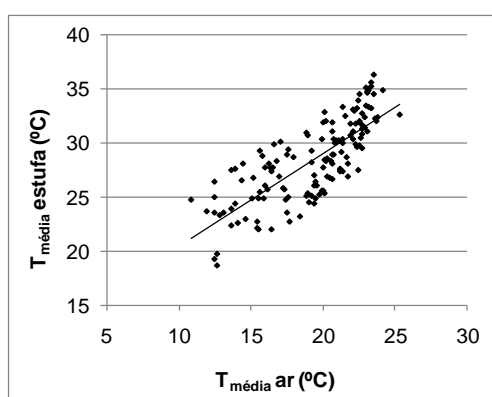


Figura 14 – Temperatura média do ar dentro da estufa em função da temperatura média externa do ar (n = 143).

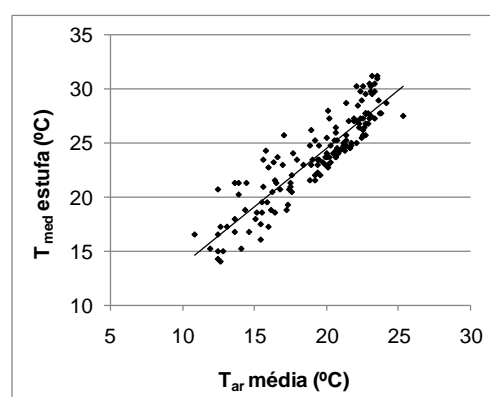


Figura 15 – Temperatura mediana do ar dentro da estufa em função da temperatura média externa do ar (n = 143).

$$T_{\text{média na estufa}} = 0,858 \cdot T_{\text{média do ar}} + 11,931 \quad (R^2 = 0,606) \quad (11)$$

$$T_{\text{mediana na estufa}} = 1,081 \cdot T_{\text{média do ar}} + 2,945 \quad (R^2 = 0,810) \quad (12)$$

Com a finalidade de verificar o ajuste dos modelos das Equações 11 e 12 aos dados medidos, foram realizados novos testes de regressão linear entre os dados de temperaturas médias (Figura 15) e medianas (Figura 16) observadas e estimadas (pelas equações obtidas pelos primeiros testes de regressão) (Equações 13 e 14). Segundo von Sperling (2007), um bom ajuste do modelo é confirmado quando o coeficiente de determinação (R^2) da equação $Y = a + b.X$ resultante da regressão linear é elevado e os coeficientes a e b são iguais a 0 e 1, respectivamente.

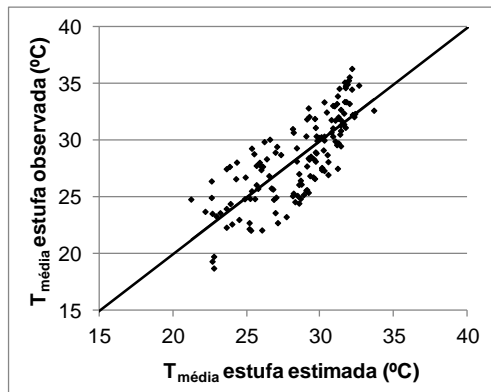


Figura 16 – Temperatura média do ar dentro da estufa: dados estimados versus dados observados (n = 143).

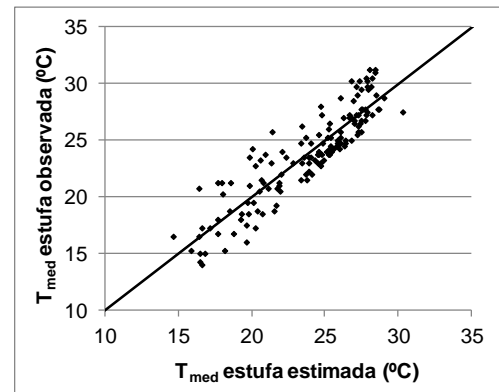


Figura 17 – Temperatura mediana do ar dentro da estufa: dados estimados versus dados observados (n = 143).

$$T_{\text{média.obs}} = 0,9997 \cdot T_{\text{média.est}} + 0,0028 \quad (R^2 = 0,606) \quad (13)$$

$$T_{\text{mediana.obs}} = 0,9999 \cdot T_{\text{mediana.est}} + 0,0004 \quad (R^2 = 0,810) \quad (14)$$

É possível observar que os dados medidos mais bem se ajustam ao modelo de estimativa de temperatura mediana do ar dentro da estufa (Figuras 15 e 17, Equação 12), o que é corroborado pelos coeficientes da Equação 14: $a \approx 0$; $b \approx 1$; $R^2 = 0,8$. Para os dados de temperatura média do ar dentro da estufa (Figuras 14 e 16, Equação 10), o teste de regressão para verificação do ajuste do modelo também resultou em $a \approx 0$ e $b \approx 1$, porém com R^2 um pouco menor, igual a 0,6 (Equação 13). Em ambos os testes de regressão (Equações 13 e 14), verificou-se que, utilizando teste t de Student a 5%, estatisticamente, $a = 0$ ($p = 0,999$) e $b \neq 0$ ($p = 0,000$).

Apesar do monitoramento do lodo (fevereiro de 2010 a maio de 2011) e o registro dos dados de temperatura do ar dentro da estufa (outubro de 2010 a setembro de 2011) não terem sido realizados em períodos coincidentes, de posse dos dias e meses do ano relativos ao período de monitoramento de cada lote, fez-se a separação dos dados de temperatura registrados em *datalogger* sem considerar o ano (Figura 18).

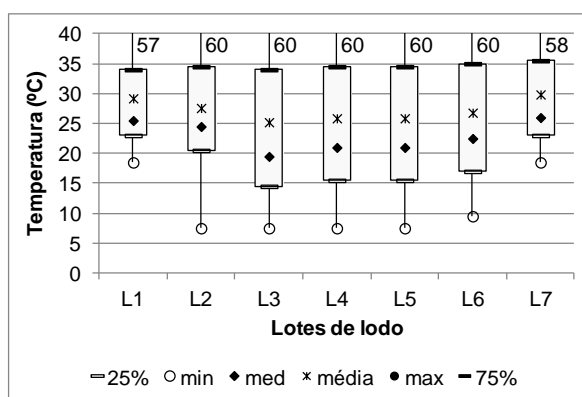


Figura 18 – Variação da temperatura do ar dentro da estufa nos períodos referentes ao monitoramento de cada lote de lodo.

Em todos os lotes, os valores máximos de temperatura observados foram muito próximos, entre 57 e 60°C . Entretanto, são observadas diferenças em relação aos valores mínimos: os lotes L1 e L7 apresentaram temperaturas mínimas próximas a 20°C, ou seja, de duas a três vezes maiores que os valores mínimos dos demais lotes. Analisando os valores médios, os lotes L1 e L7 apresentaram as maiores temperaturas ($\approx 30^\circ\text{C}$), seguidos pelos lotes L2 e L6 ($\approx 27^\circ\text{C}$) e por último L3, L4 e L5 ($\approx 25^\circ\text{C}$). Em termos de temperaturas medianas, os lotes L1, L2 e L7 apresentaram valores de aproximadamente 25°C, e os demais lotes (L3, L4, L5 e L6) entre 19 e 23°C (Figura 17).

Utilizando os modelos de estimativa de temperatura (Equações 11 e 12) e os dados obtidos no SINDA/INPE/CPTEC/CRN, foram calculadas as temperaturas média e mediana do ar dentro da estufa referentes aos períodos de monitoramento de cada lote (Tabela 17).

As temperaturas médias e medianas obtidas a partir dos modelos de estimativa (Equações 11 e 12) muito se assemelham aos valores observados na Figura 17; isto também é verificado entre os valores observados e estimados no período referente ao lote L7: temperaturas médias estimada e observada iguais a 30,2 e 29,9°C; temperaturas medianas estimada e observada iguais a 26°C. Os lotes L1 e L7 apresentaram as maiores temperaturas médias estimadas ($\approx 30^\circ\text{C}$), seguidos pelo lote L2 ($\approx 27^\circ\text{C}$), e por último L3, L4, L5 e L6 ($\approx 25\text{-}26^\circ\text{C}$) (Tabela 17).

Tabela 17 – Temperaturas médias externas do ar medidas e temperaturas médias e medianas do ar dentro da estufa estimadas em cada lote.

Lote	Temperatura média externa do ar ^A	Temperatura média do ar dentro da estufa ^B	Temperatura mediana do ar dentro da estufa ^C
L1	21,1	30,0	25,8
L2	17,8	27,2	22,2
L3	15,6	25,3	19,8
L4	15,9	25,5	20,1
L5	16,3	25,9	20,6
L6	16,3	25,9	20,6
L7	21,3	30,2 (29,9 ^D)	26,0 (26,0 ^D)

^A dados obtidos no Sistema Nacional de Dados Ambientais (SINDA/INPE/CPTEC/CRN); ^B temperatura calculada com a Equação 11; ^C temperatura calculada usando a Equação 12; ^D valor obtido a partir do monitoramento da temperatura do ar dentro da estufa.

5.2.2. pH

A partir desta seção serão apresentados e discutidos os resultados físicos, químicos e microbiológicos encontrados no monitoramento dos lotes de lodo submetidos à secagem em estufa. Os resultados na íntegra se encontram nos Anexos 1 a 7. Para efeito de discussão, os mesmos serão aqui apresentados na forma de gráficos, englobando o período apenas de permanência na estufa.

A Figura 19 e os Anexos 1 a 7 apresentam o comportamento dos valores de pH durante a permanência do lodo no leito de secagem e na estufa.

Na Figura 19, percebe-se que no início do tratamento por secagem em estufa os lotes de lodo apresentavam valores de pH bastante variados: entre 5,5 e 6,5 (L2, L3 e L4) e 6,5 e 8,0 (L1, L5, L6 e L7). De maneira geral, verifica-se que o lodo tendeu à acidificação durante o tratamento e à estabilização em valores de pH entre 5,0 e 6,0. Tal queda dos valores de pH pode ter sido resultado da degradação da matéria orgânica ainda presente no lodo. Tendência de acidificação também foi verificada por Lima (2010), porém de maneira mais suavizada, com valores iniciais de pH em torno de 6,0 e estabilização com valores finais próximos a 5,0.

Nos lotes de lodo com valores de pH mais elevados, acima de 7,0 (lotes L5, L6 e L7), foi observado decréscimo mais acentuado do pH, enquanto nos demais lotes (lotes L1, L2, L3 e L4) a queda foi mais gradual (Figura 19).

Na tentativa de modelar a variação do pH ao longo do tempo de secagem na estufa, por meio de testes de regressão foram ajustadas funções exponenciais para cada lote em separado e para o conjunto de dados (Figura 19 e Tabela 18).

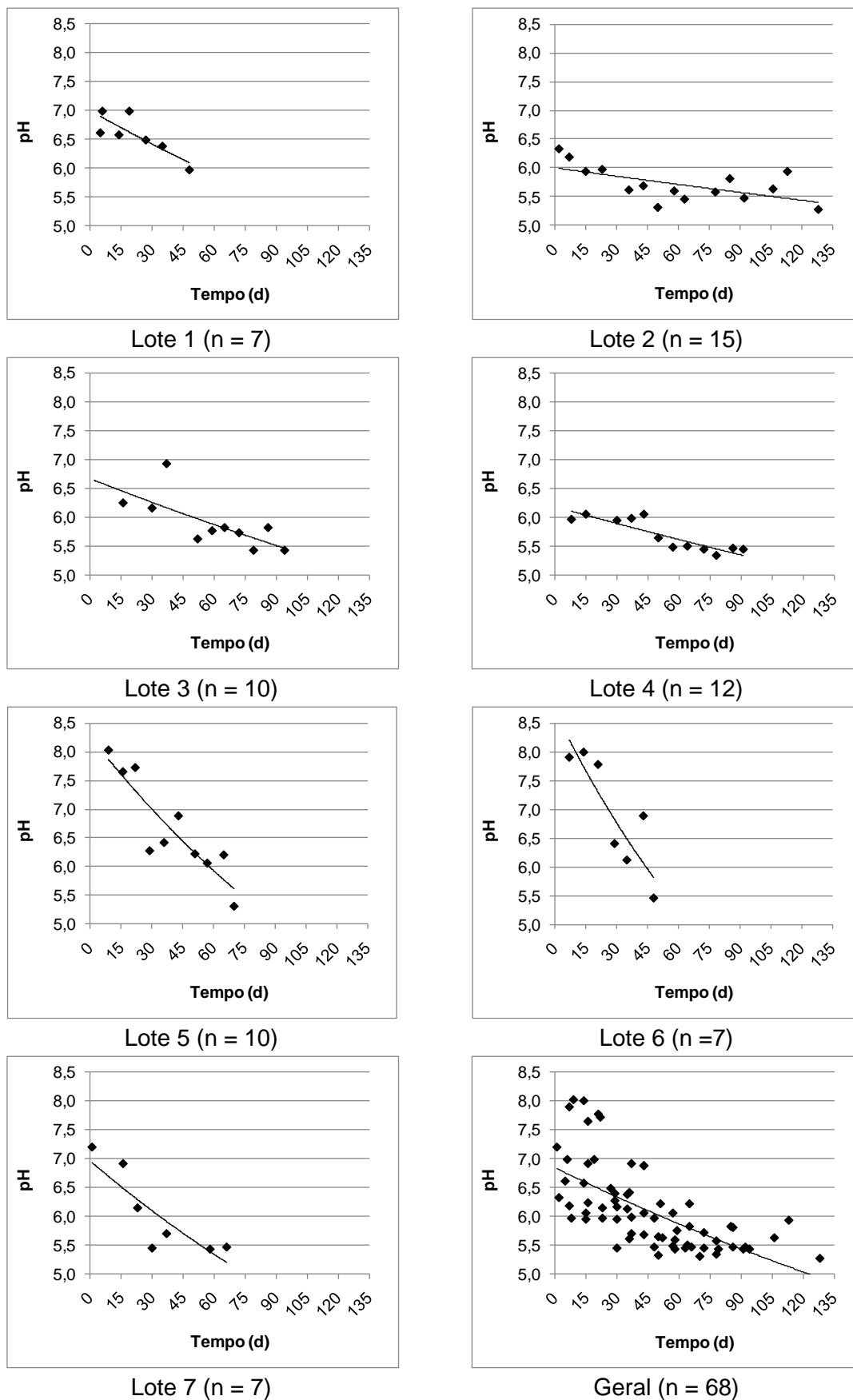


Figura 19 – Valores de pH do lodo em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).

Tabela 18 – Modelos de estimativa dos valores de pH do lodo em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 07)	$\text{pH} = 6,99 \cdot \exp(-2,85 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,676	<0,0001
Lote 2 (n = 15)	$\text{pH} = 6,00 \cdot \exp(-8,14 \times 10^{-4} \cdot t)$	0,374	<0,0001
Lote 3 (n = 10)	$\text{pH} = 6,66 \cdot \exp(-2,13 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,540	<0,0001
Lote 4 (n = 12)	$\text{pH} = 6,20 \cdot \exp(-1,62 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,784	<0,0001
Lote 5 (n = 10)	$\text{pH} = 8,26 \cdot \exp(-5,55 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,796	<0,0001
Lote 6 (n = 07)	$\text{pH} = 8,70 \cdot \exp(-8,37 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,737	<0,0001
Lote 7 (n = 07)	$\text{pH} = 6,95 \cdot \exp(-4,42 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,733	<0,0001
Geral (n = 68)	$\text{pH} = 6,84 \cdot \exp(-2,55 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,454	<0,0001

Em alguns lotes, os modelos apresentaram bom ajuste aos dados, com coeficientes de determinação (R^2) variando de 0,68 (L1) a 0,73-0,80 (L4 a L7). Nos demais lotes (L2 e L3) e com os dados agrupados sem distinção de lotes (geral), o ajuste foi mais frágil, com coeficientes de determinação (R^2) menores que 0,55. O baixo valor do coeficiente de determinação para os dados agrupados ($R^2 = 0,45$) pode ser explicado pela grande variação dos valores de pH no início do tratamento, principalmente devido a presença de valores baixos, em torno de 5,0-6,0.

5.2.3. Umidade e Sólidos Totais

O princípio do tratamento em estufa é promover o aumento da temperatura e, por conseguinte, a redução de teor de umidade (ANDREOLI, 2001), tendências estas confirmadas com os resultados obtidos (Figura 20 e Anexos 1 a 7). Cabe registrar que não foi realizada análise de umidade durante o monitoramento do lote L7.

No início da secagem do lodo na estufa os teores de umidade nos diferentes lotes foram superiores a 60%, à exceção do lote L2, com umidade em torno de 40% (Figura 20). Ao longo da secagem na estufa, foi observada forte tendência de redução dos teores de umidade, novamente aparecendo o lote L2 como exceção, dado o já baixo teor de umidade inicial. Após cerca de 45 dias de secagem na estufa, todos os lotes já apresentavam teor de umidade abaixo dos 20%. Quando os lotes foram submetidos a maiores tempos de tratamento (L2 a L5), próximos ou superiores a 75 dias, valores abaixo de 10% foram observados (Figura 20 e Anexos 1 a 7).

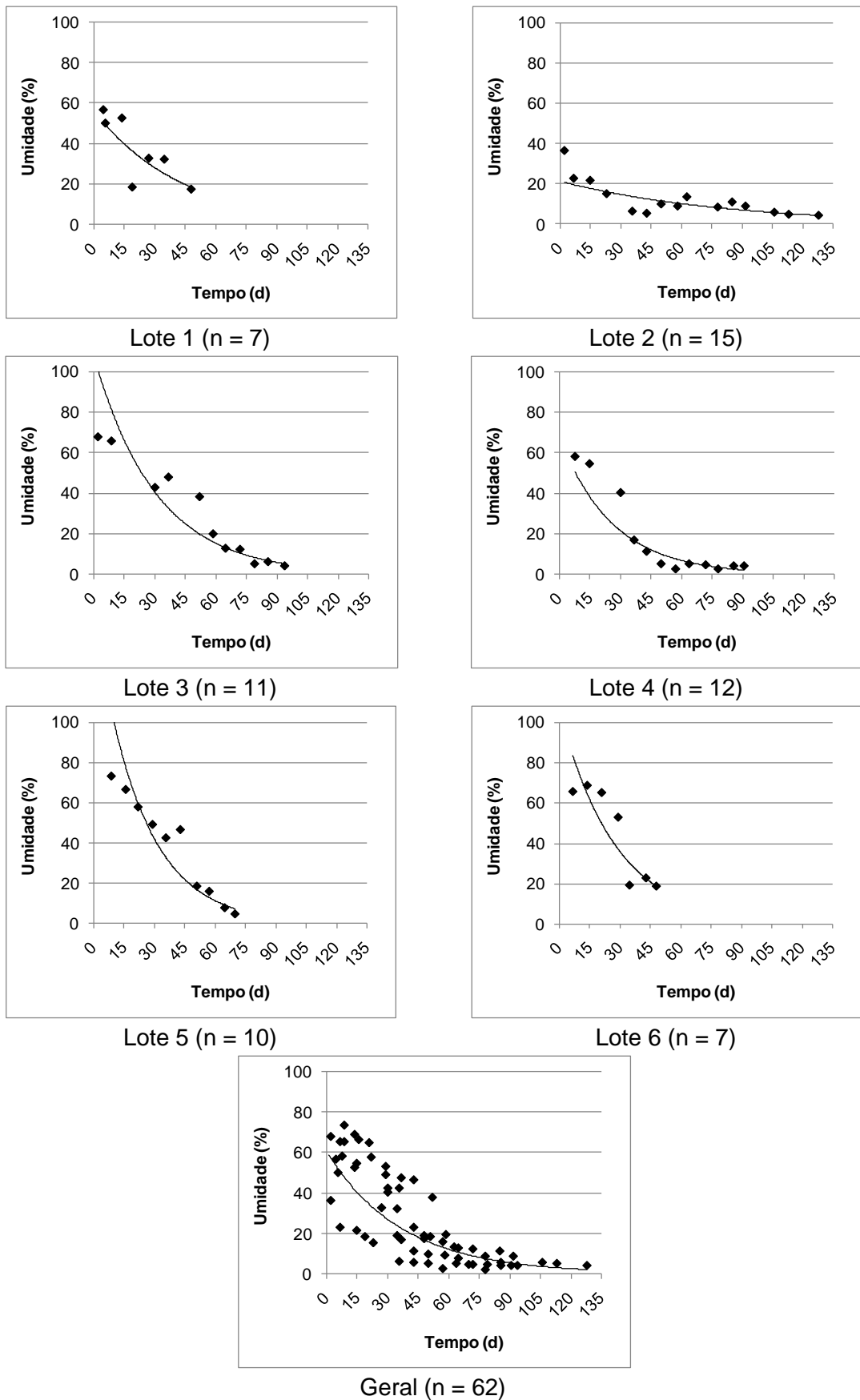


Figura 20 – Teores de umidade (%) do lodo em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).

Comportamento semelhante foi reportado por Comparini (2001) nos lotes L1 e L2 (ver item 3.5.5), e por Lima (2010) na etapa 1 ciclo 3 e etapa 2 ciclos 2 e 3 (ver item 3.5.5): redução dos teores de umidade até valores menores que 40% em 40-50 dias e próximos a 10% em períodos mais prolongados, acima de 70 dias. Os demais lotes analisados por esses autores (L1 e L2 – COMPARINI, 2001; Etapa 1 Ciclos 1 e 2, Etapa 2 Ciclo 1 – LIMA, 2010) (ver item 3.5.5) apresentaram queda de umidade mais acentuada, com redução para 40% em apenas 15-20 dias. Cabe lembrar, como reportado no item 5.2.1, que as temperaturas prevalentes nas estufas de Comparini e Lima foram semelhantes às do presente estudo. Esse decréscimo acentuado dos teores de umidade também foi observado por outros autores, como Mathioudakis et al. (2009), que observaram redução de umidade para valores inferiores a 10% em aproximadamente 30 dias durante o outono, e em apenas 12 dias no verão, na Grécia.

Analisando os dados agrupados sem distinção de lotes (Figura 20), nota-se visualmente que o decréscimo do teor de umidade segue tendência exponencial. Apesar dos resultados obtidos por Comparini e Lima não terem sido objeto de modelagem matemática, decaimento exponencial do teor de umidade também pode ser percebido visualmente em gráficos apresentados nos respectivos trabalhos.

A partir de testes de regressão realizados em todos os lotes em separado e também nos dados agrupados, foram ajustados modelos exponenciais com coeficientes de determinação (R^2) entre 0,57 e 0,66 (L1, L2 e Geral) e maiores que 0,80 (L3 a L6) (Tabela 19).

Tabela 19 – Modelos de estimativa dos teores de umidade do lodo (%) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 07)	$U = 56,7 \cdot \exp(-2,35 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,567	0,0005
Lote 2 (n = 15)	$U = 21,0 \cdot \exp(-1,21 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,612	<0,0001
Lote 3 (n = 11)	$U = 108 \cdot \exp(-3,26 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,892	<0,0001
Lote 4 (n = 12)	$U = 69,0 \cdot \exp(-3,85 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,796	<0,0001
Lote 5 (n = 10)	$U = 156 \cdot \exp(-4,33 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,882	<0,0001
Lote 6 (n = 07)	$U = 108 \cdot \exp(-3,65 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,798	0,0004
Geral (n = 62)	$U = 60,6 \cdot \exp(-2,70 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,660	<0,0001

Naturalmente, a queda de umidade no lodo ao longo do tratamento resultou no incremento dos teores de sólidos totais (Figura 21 e Anexos 1 a 7). Os lotes de lodo apresentaram teores de ST de 20-40% no início do processo de secagem na estufa, a exceção dos lotes L1 e L2, com valores na ordem de 40-60%. Ao longo do tratamento os teores de ST permaneceram em elevação até atingirem valores tão altos quanto 90% após 75 dias.

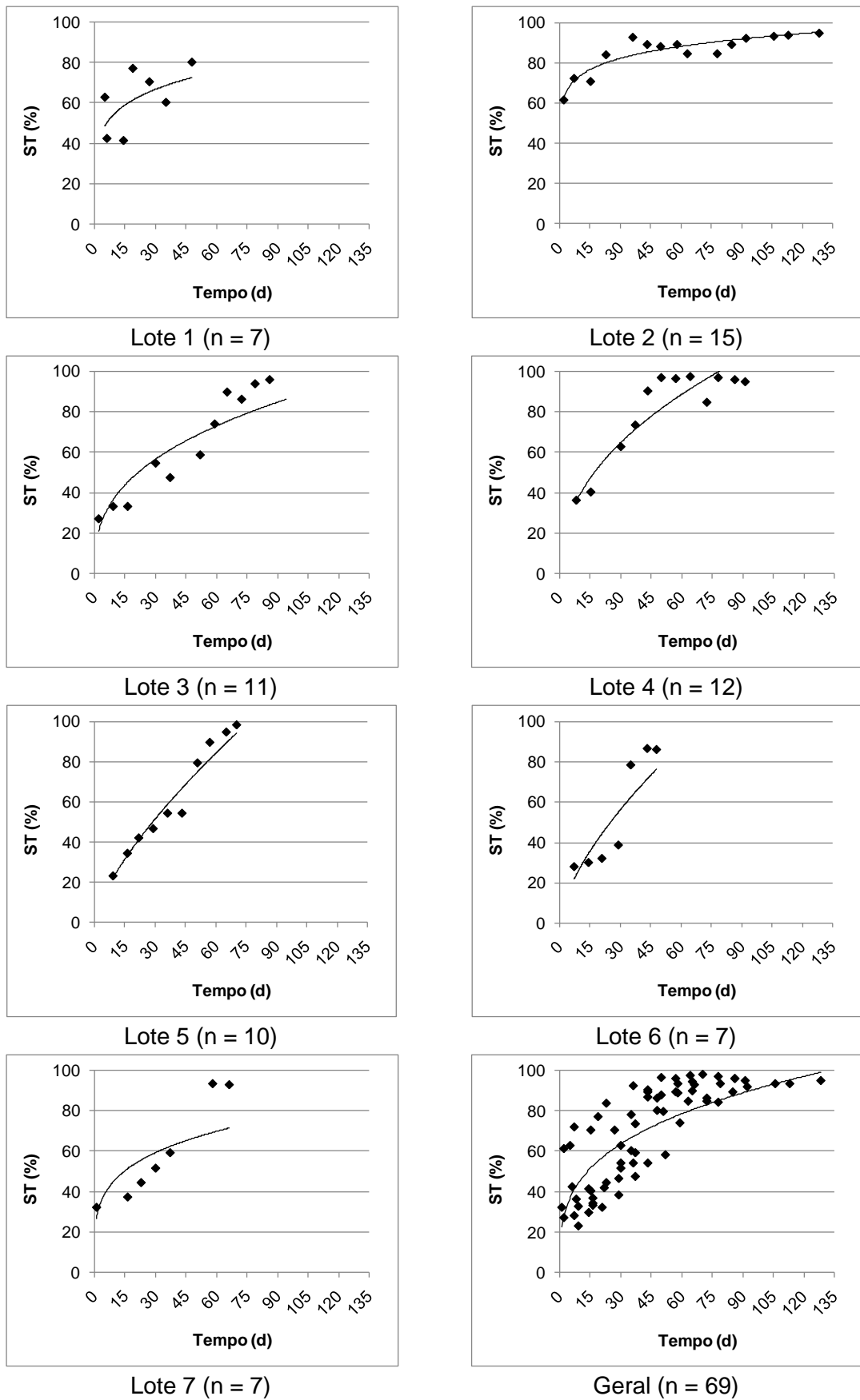


Figura 21 – Teores de sólidos totais (%) do lodo em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão potencial).

Elevados incrementos de sólidos totais em lodos submetidos à secagem em estufa também são reportados na literatura: aumento de 3 para 93% em 64 e 83 dias, em lodos com e sem aplicação de floculante, na Alemanha (BUX et al., 2002); elevação de 15-20% para valores próximos a 90% com períodos de secagem de 70 dias ou mais, no Brasil (COMPARINI, 2001). Entretanto, alguns autores não obtiveram incrementos tão intensos, com elevação nos teores de ST de 20 para 35% em 15 dias durante período de verão e 30 dias em período de inverno, na Turquia (SALIHOGU et al., 2007).

Com os dados agrupados sem distinção de lotes (Figura 21), testes de regressão indicaram melhor ajuste de modelo potencial ($R^2 = 0,55$). Utilizando também modelos potenciais para cada lote em separado, os seguintes resultados foram observados e (Tabela 20): baixo ajuste para o lote L1 ($R^2 = 0,32$); ajuste intermediário para L7 ($R^2 = 0,65$); e elevado ajuste para os demais lotes (L2 a L6), com R^2 variando de 0,74 a 0,96.

Tabela 20 – Modelos de estimativa de teores de sólidos totais do lodo (%) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão potencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 07)	$ST = 36,8 \cdot t^{0,176}$	0,319	0,0002
Lote 2 (n = 15)	$ST = 58,5 \cdot t^{0,100}$	0,863	<0,0001
Lote 3 (n = 11)	$ST = 16,1 \cdot t^{0,369}$	0,841	<0,0001
Lote 4 (n = 12)	$ST = 14,0 \cdot t^{0,450}$	0,898	<0,0001
Lote 5 (n = 10)	$ST = 4,60 \cdot t^{0,710}$	0,964	<0,0001
Lote 6 (n = 07)	$ST = 5,97 \cdot t^{0,659}$	0,742	0,0002
Lote 7 (n = 07)	$ST = 26,6 \cdot t^{0,236}$	0,645	0,0001
Geral (n = 69)	$ST = 22,6 \cdot t^{0,305}$	0,546	<0,0001

Bux et al. (2002) citam redução de 97% do volume de lodo seco em estufa (425 para 12 kg/m²) e incremento de ST de 3 para 93%. Salihoglu et al. (2007) relatam, para incremento de ST de 20 para 35%, redução do volume em torno de 43% (255 para 145 kg/m²). Tais reduções de volume implicam diminuição nos custos de transporte e disposição final do loto, além de possibilidade de otimização de espaço dentro da própria estufa, o que diminuiria a demanda total de área.

Teoricamente, a soma dos teores de umidade e sólidos totais resulta em 100% (ANDREOLI et al., 2001). A partir de análise prévia do banco de dados (fevereiro a dezembro de 2010), verificou-se que tal soma totalizava valores próximos a 100. Assim, foi realizado um exercício para verificar a existência de associação entre os teores de umidade determinados em análises laboratoriais e os teores calculados a partir dos resultados de ST (Umidade = 100 – ST). Os resultados são apresentados na

Figura 22. Como não foi realizada análise de teor de umidade durante o monitoramento do lote L7, o cálculo de umidade a partir do teor de ST também não foi feito para esse lote.

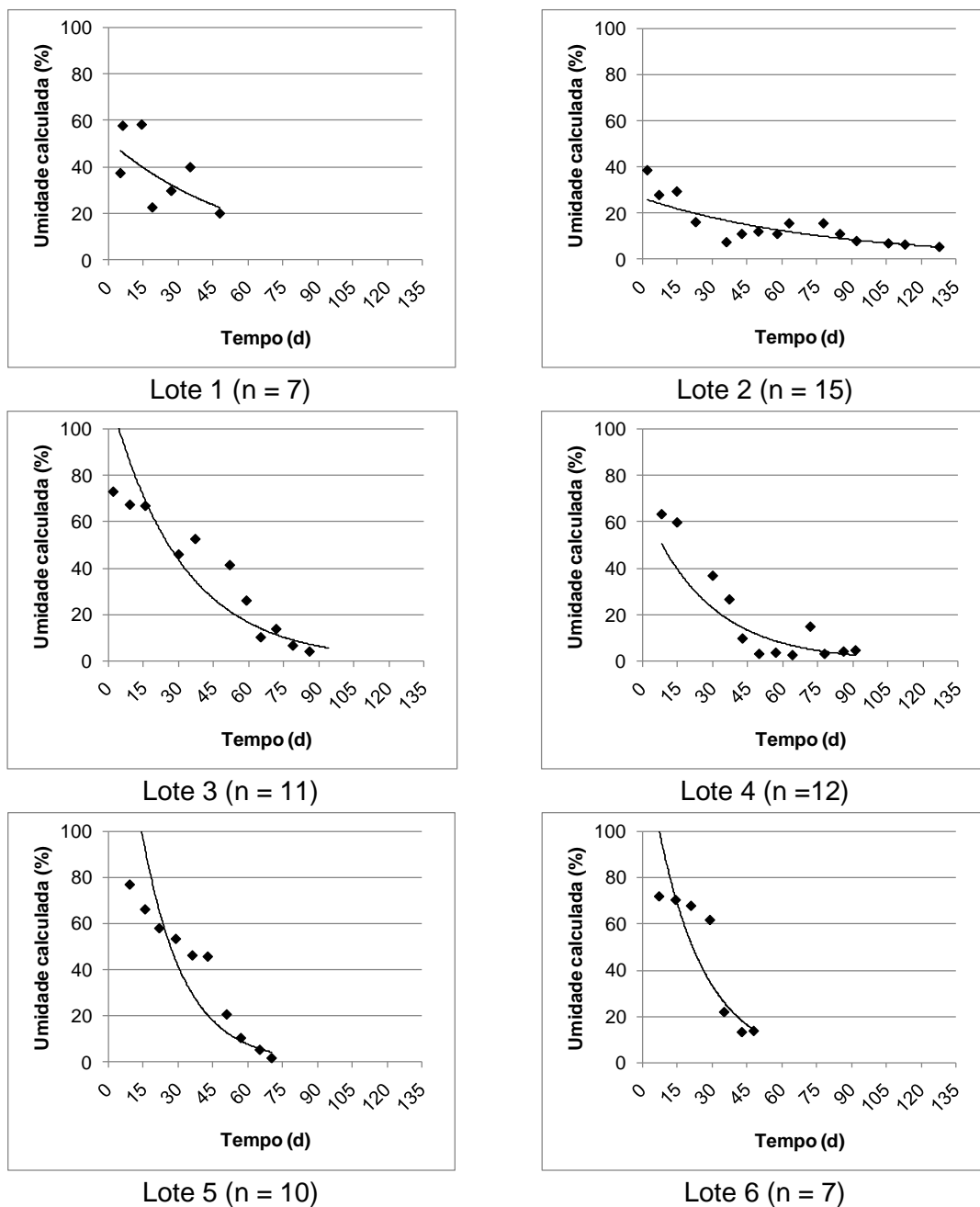
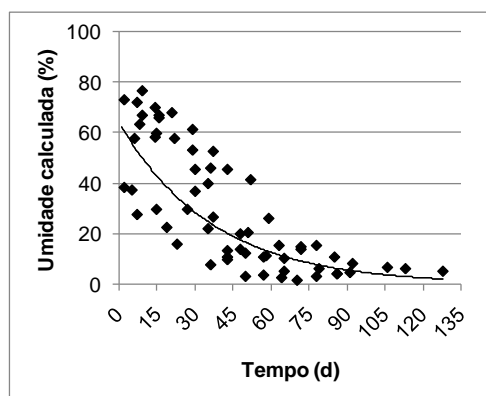


Figura 22 – Teores de umidade do lodo (%), calculados com base nos teores de sólidos totais, em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).



Geral (n = 62)

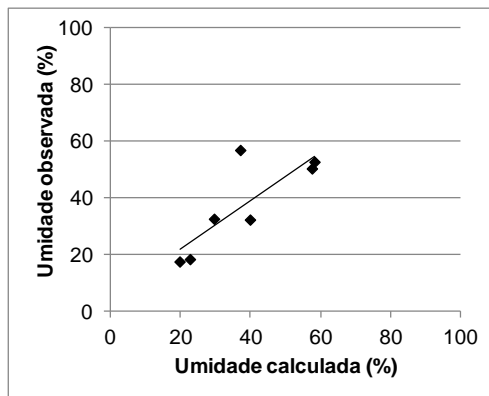
Figura 22 – Teores de umidade do lodo (%), calculados com base nos teores de sólidos totais, em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continuação).

Nota-se que os gráficos de dispersão dos dados de umidade medida (Figura 20) e umidade calculada (Figura 22) em função do tempo são bem parecidos. Assim como no caso da umidade medida (Figura 20), nos gráficos referentes à umidade calculada (Figura 22) também são notados valores iniciais de umidade em torno de 60% seguidos de forte tendência de decaimento (exceto L2). Testes de regressão, com ajustes de modelos exponenciais, também forneceram resultados similares aos dos testes com os valores medidos de umidade: ajuste razoável para L1 ($R^2 = 0,42$); intermediário para os lotes L2 e L4 ($R^2 = 0,65-0,71$); e bom para os demais casos (L3, L5 e L6), com $R^2 \approx 0,85$ (Tabela 21)

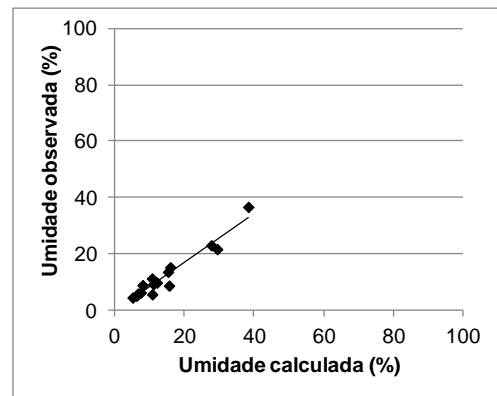
Tabela 21 – Modelos de estimativa de teores de umidade do lodo (%), calculados com base nos teores de sólidos totais, em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 07)	$U_{\text{calc}} = 51,5 \cdot \exp(-1,73 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,416	0,0017
Lote 2 (n = 15)	$U_{\text{calc}} = 26,4 \cdot \exp(-1,27 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,711	<0,0001
Lote 3 (n = 11)	$U_{\text{calc}} = 115 \cdot \exp(-3,27 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,850	<0,0001
Lote 4 (n = 12)	$U_{\text{calc}} = 67,5 \cdot \exp(-3,65 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,649	<0,0001
Lote 5 (n = 10)	$U_{\text{calc}} = 222 \cdot \exp(-5,60 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,825	<0,0001
Lote 6 (n = 07)	$U_{\text{calc}} = 141 \cdot \exp(-4,82 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,833	0,0009
Geral (n = 62)	$U_{\text{calc}} = 64,3 \cdot \exp(-2,71 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,608	<0,0001

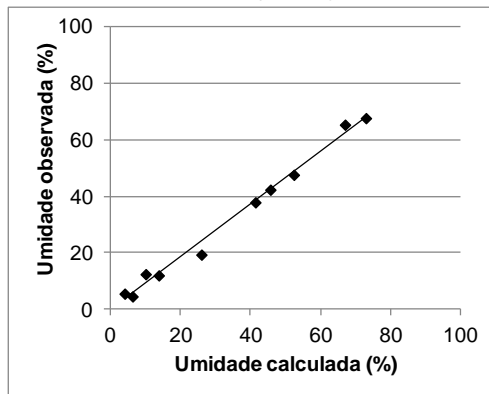
Também com a finalidade de verificar o ajuste desses modelos, foram plotados gráficos de dispersão com os dados dos teores de umidade medidos e dos teores de umidade calculados com base nos teores medidos de sólidos totais (na Figura 23, respectivamente, “umidade observada” e “umidade calculada”), e realizados testes de regressão linear (von SPERLING, 2007).



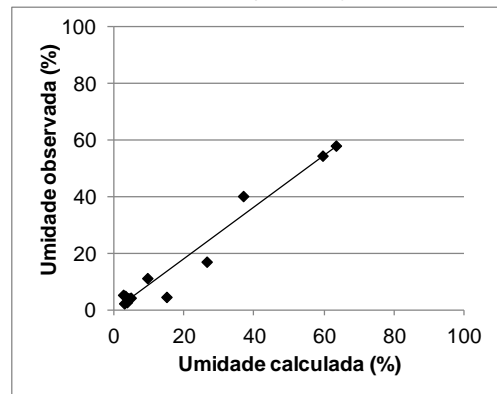
Lote 1 (n = 7)



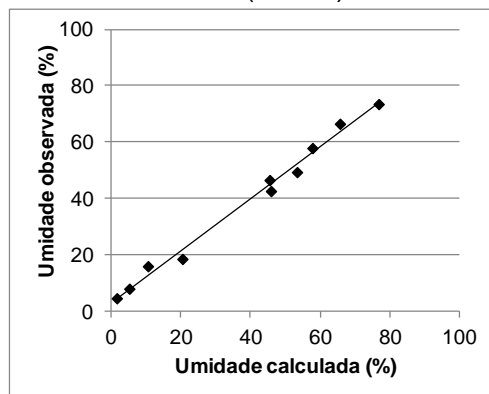
Lote 2 (n = 15)



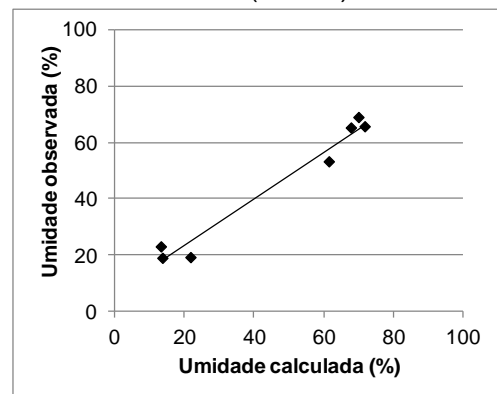
Lote 3 (n = 10)



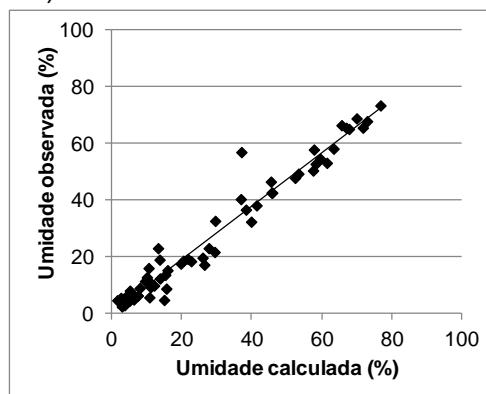
Lote 4 (n = 12)



Lote 5 (n = 10)



Lote 6 (n = 7)



Geral (n = 61)

Figura 23 – Teores de umidade (%): valores medidos versus valores calculados (com base nos teores de sólidos totais), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão linear).

Os testes de regressão resultaram em elevados coeficientes de determinação (R^2), acima de 0,93 em todos os casos, a exceção do lote L1, com R^2 igual a 0,66 (Tabela 22). Os valores de a e b , que para bom ajuste do modelo devem ser iguais a 0 e 1, respectivamente, não foram muito satisfatórios ($a = -0,565$ a $6,942$; $b = 0,827$ a $0,936$), apesar de, utilizando teste t de Student a 5%, ter sido verificado que, estatisticamente, $a=0$ ($p > 0,05$) e $b \neq 0$ ($p < 0,05$) em todos os casos.

Tabela 22 – Teores de umidade do lodo (%): valores medidos em função dos valores calculados (com base nos teores de ST), em cada lote e geral: regressão linear, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 07)	$U_{obs} = 0,857 \cdot U_{calc} + 4,759$	0,664	0,0255
Lote 2 (n = 15)	$U_{obs} = 0,871 \cdot U_{calc} - 0,565$	0,933	<0,0001
Lote 3 (n = 11)	$U_{obs} = 0,932 \cdot U_{calc} - 0,051$	0,991	<0,0001
Lote 4 (n = 12)	$U_{obs} = 0,916 \cdot U_{calc} - 0,265$	0,960	<0,0001
Lote 5 (n = 10)	$U_{obs} = 0,921 \cdot U_{calc} + 2,930$	0,991	<0,0001
Lote 6 (n = 07)	$U_{obs} = 0,827 \cdot U_{calc} + 6,942$	0,969	<0,0001
Geral (n = 62)	$U_{obs} = 0,936 \cdot U_{calc} + 0,271$	0,960	<0,0001

5.2.4. Coliformes totais e *Escherichia coli*

A Figura 24 e os Anexos 1 a 7 apresentam o comportamento das concentrações de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* ao longo do tratamento dos sete lotes de lodo. Cabe citar que, devido a problemas de diluição, a quantificação de CT ficou comprometida em muitas amostras, acarretando na ausência de dados nos lotes L4 e L7 com um todo, e em algumas amostras dos demais lotes de lodo.

No início da secagem do lodo na estufa foram verificadas, em todos os lotes, altas concentrações de CT, entre 10^6 e 10^7 NMP/gST (Figura 24 e Anexos 1 a 7). Também em todos os lotes, nota-se decaimento com tendência exponencial de CT, mais intenso no lote L1, menos intenso nos lotes L5 e L6 e intermediário nos lotes L2 e L3.

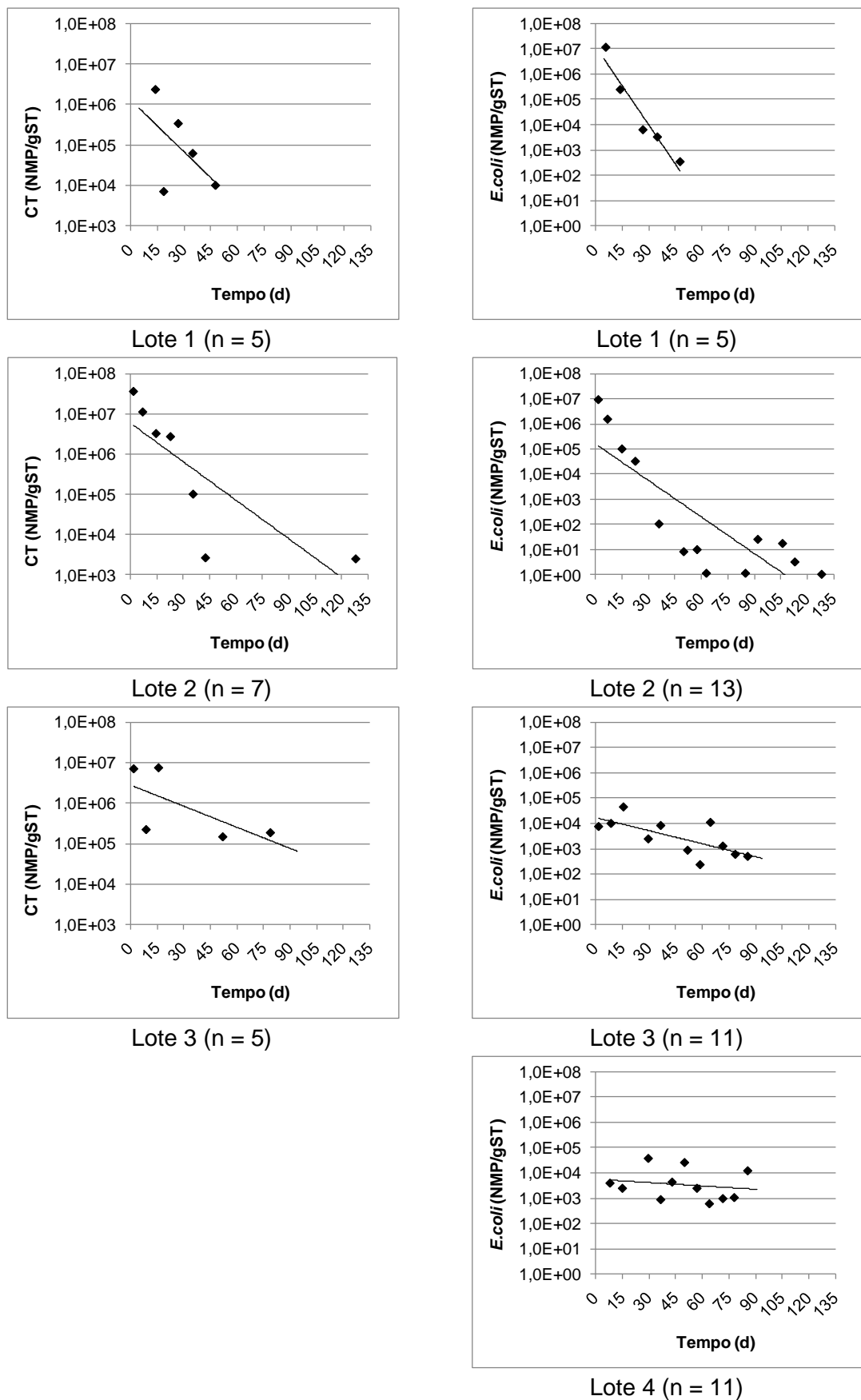
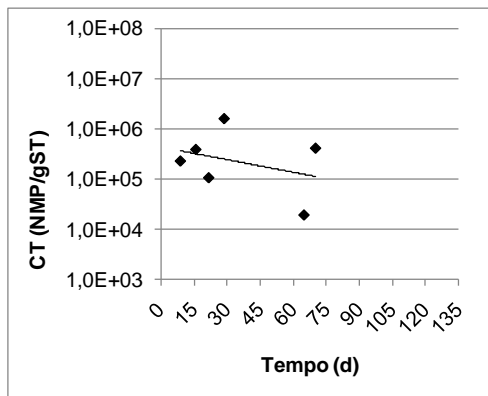
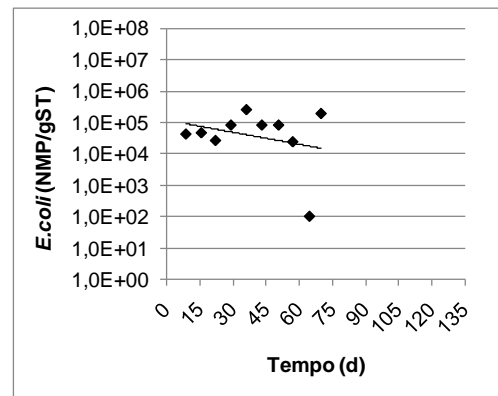


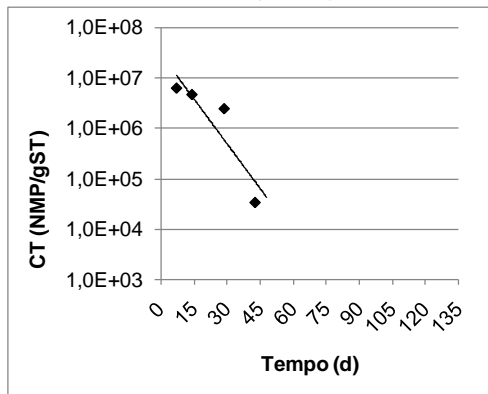
Figura 24 – Concentrações (NMP/gST) de CT (à esquerda) e de *E.coli* (à direita) em função do tempo de secagem na estufa (dias) em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).



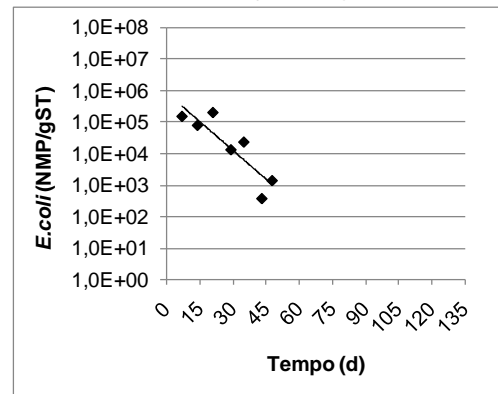
Lote 5 (n = 6)



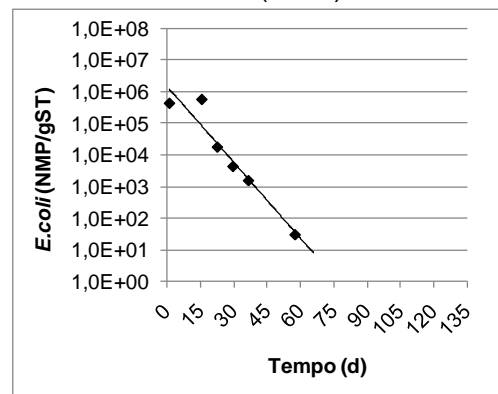
Lote 5 (n = 10)



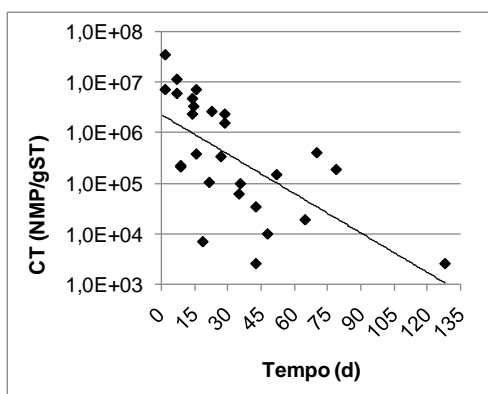
Lote 6 (n = 4)



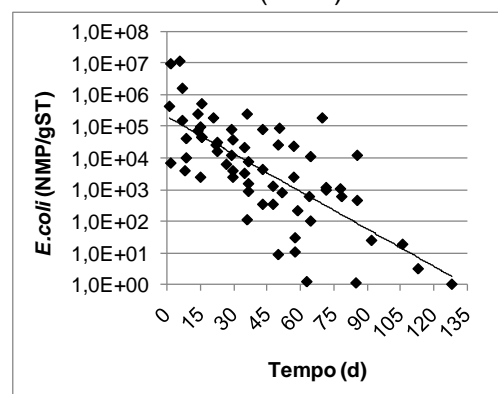
Lote 6 (n = 7)



Lote 7 (n = 6)



Geral (n = 27)



Geral (n = 63)

Figura 24 – Concentrações (NMP/gST) de CT (à esquerda) e de *E.coli* (à direita) em função do tempo de secagem na estufa (dias) em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continuação).

Em que pese a variabilidade dos dados e a perda de algumas informações, é possível verificar algumas tendências na Figura 24. No lote L1 foi observada redução de aproximadamente $2 \log_{10}$ em 45 dias de tratamento. No lote L2, o decaimento foi ainda mais intenso, com 4-5 \log_{10} de remoção também após 45 dias de tratamento. Após esses 45 dias apenas mais uma amostra foi coletada, ao 128º dia de secagem na estufa, sendo que o resultado sugere a manutenção de populações remanescentes de CT relativamente constantes (muito embora os dados não permitam afirmativas categóricas). No lote L3 cerca de $2 \log_{10}$ de remoção foram alcançados em 50-80 dias de secagem na estufa, e no lote L5 1-2 \log_{10} em 75 dias de secagem. Decaimento de cerca de $2,5 \log_{10}$ foi observado no tratamento do lote L6 em cerca de 50 dias de tratamento. Em nenhuma amostragem a concentração de CT foi inferior a 10^3 NMP/gST.

Decaimentos semelhantes de CT foram encontrados por Mathioudakis et al. (2009), na Grécia, com redução da concentração CT de 4×10^6 para 2×10^4 UFC/gST ($\approx 2,0 \log_{10}$) em cerca de 10 dias de tratamento durante o verão, e também por Comparini (2001), no Brasil, com queda de CT de $8,2 \times 10^6$ para $1,4 \times 10^4$ NMP/gST ($\approx 2,7 \log_{10}$) após 70-100 dias de tratamento. Mathioudakis et al. (2009) relatam também que praticamente não houve alteração da concentração de CT em aproximadamente 30 dias quando o tratamento do lodo foi realizado no outono (de 4×10^6 para 2×10^6 UFC/gST).

Testes de regressão indicaram, para a maioria dos lotes analisados, o ajuste de modelos exponenciais de estimativa de concentração de CT no lodo em função do tempo de secagem na estufa e, assim, este foi o modelo assumido para todos os lotes e para o banco de dados completo (Tabela 23). Porém, apenas no lote L6 o modelo apresentou elevado coeficiente de determinação ($R^2 = 0,81$), seguido de L2 ($R^2 = 0,65$); nos demais lotes, (L1, L3, L5), bem como com os dados agrupados sem distinção de lotes (Geral), os ajustes não foram satisfatórios, com valores R^2 menores que 0,50 sendo que em L3 e L5 o ajuste sequer foi estatisticamente significativo (Tabela 23).

Tabela 23 – Modelos de estimativa de concentração de coliformes totais (NMP/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 05)	$CT = 1,31 \times 10^6 \cdot \exp(-9,75 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,289	0,0032
Lote 2 (n = 07)	$CT = 6,10 \times 10^6 \cdot \exp(-7,37 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,654	<0,0001
Lote 3 (n = 05)	$CT = 2,83 \times 10^6 \cdot \exp(-4,03 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,426	0,1975
Lote 5 (n = 06)	$CT = 4,36 \times 10^5 \cdot \exp(-1,95 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,114	0,3106
Lote 6 (n = 04)	$CT = 2,99 \times 10^7 \cdot \exp(-1,37 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,815	0,0175
Geral (n = 27)	$CT = 2,42 \times 10^6 \cdot \exp(-6,05 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,415	<0,0001

Analisando o gráfico referente a todos os dados de *E.coli* agrupados (Figura 24), é possível perceber que somente em três ocasiões, de 63 amostras realizadas, foram encontradas concentrações superiores a 10^6 NMP/gST, limite estabelecido pela Resolução CONAMA 375/2006 para biossólidos Classe B.

Ao longo da secagem na estufa, nítido decaimento das contagens de *E.coli* foi observado em todos os lotes. Porém, cumpre destacar que o decaimento nos lotes L1, L2, L6 e L7 foi mais acentuado que nos demais, possivelmente em decorrência das maiores concentrações de *E.coli* no início do processo. Além disso, ao analisar as datas de descarte de cada lodo e do início do período de secagem em estufa, bem como a temperatura média do ar dentro da estufa no período de tratamento de cada lote (Tabela 17), nota-se que o tratamento dos lotes L1 e L7 se deu nos períodos mais quentes, seguidos pelo lote L2 e, por fim, nos períodos mais frios, pelos lotes L3, L4, L5 e L6.

Nos lotes L1, L2, L6 e L7 contagens de *E.coli* de 10^3 NMP/gST (Biossólido Classe A, Resolução CONAMA 375/2006) foram obtidas em menores períodos de tratamento, em torno de 45 dias de secagem na estufa, enquanto nos lotes L3, L4 e L5 foi necessária maior permanência do lodo em estufa, cerca de 75 dias ou mais (Figura 24). Durante o tratamento, nos lotes L1, L2 e L7, o decaimento chegou próximo à 5,0 unidades logarítmicas, aproximadamente $3,5 \log_{10}$ no lote L6, e nos demais lotes (L3, L4 e L5) a redução total ficou entre 1,0 e $2,0 \log_{10}$ (Figura 24). Analisando os dados gerais, estima-se que concentração de 10^3 *E.coli* / gST seria alcançada, em média, em aproximadamente 60 dias (Figura 24).

A literatura cita diferentes resultados de decaimento de coliformes termotolerantes (CTer) e *E.coli*. Mathioudakis et al. (2009), em experimentos realizados na Grécia, reportam remoção de aproximadamente $2,0 \log_{10}$ de CTer (de 3×10^5 para 10^3 UFC/gST) após 10 dias de tratamento durante período de verão, enquanto que após cerca de 30 dias de tratamento durante o outono ocorreu incremento das concentrações de CTer (de 3×10^5 para 8×10^5 UFC/gST). Öğleni e Özdemir (2010), em estufas na Turquia, citam decaimento de CTer de $4,2 \times 10^7$ para $4,1 \times 10^3$ NMP/gST ao final das 12 semanas de monitoramento. Esses autores mencionam que o tratamento foi capaz de produzir, de acordo com a classificação da Norma 503 dos EUA, biossólidos Classe B, mas não Classe A. Também na Turquia, Salihoglu et al. (2007) obtiveram pequena remoção de CTer, de 10^7 para 2×10^6 UFC/gST após 45 dias de tratamento durante o verão. No Brasil, Comparini (2001) cita redução de *E.coli* de $2,8 \times 10^4$ para $3,0 \times 10^2$ NMP/gST (cerca de $2,0 \log_{10}$) após 70-100 dias de tratamento, e Lima (2010), trabalhando com coliformes termotolerantes, cita decaimento de $2,4 \times 10^2$ e $1,1 \times 10^4$ NMP/gST para níveis não detectáveis. Alguns trabalhos citam, associada à

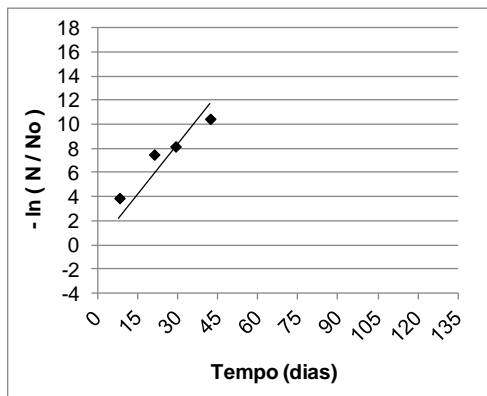
elevada remoção de bactérias do grupo coliformes, ausência de *Salmonella* sp. ao final do tratamento (COMPARINI, 2001; LIMA, 2010; ÖĞLENI e ÖZDEMI, 2010; SHANAHAN et al., 2010).

Os dados de *E.coli* também foram submetidos a testes de regressão em função do tempo de secagem, tendo sido selecionados modelos exponenciais (Tabela 24). Entretanto, o ajuste desses modelos aos dados do lote L3 não foi bom, com R² abaixo de 0,50 e, nos casos de L4 e L5, muito baixos (R² iguais a 0,037 e 0,075, respectivamente). Nos demais lotes, os ajustes foram melhores, com coeficientes de determinação entre 0,70 e 0,80 nos lotes L2 e L6, e maiores que 0,90 nos lotes L1 e L7; porém, o ajuste de alguns desses modelos não foi estatisticamente significativo (Tabela 24). No caso de todos os dados agrupados, o coeficiente de determinação foi apenas razoável, (R² = 0,52), mas se deve levar em consideração que o banco de dados integral compreende amplas variações, uma vez que os lotes apresentaram concentrações iniciais de *E.coli* variadas e diferentes taxas de decaimento (lotes submetidos a tratamento sob diferentes condições de temperatura).

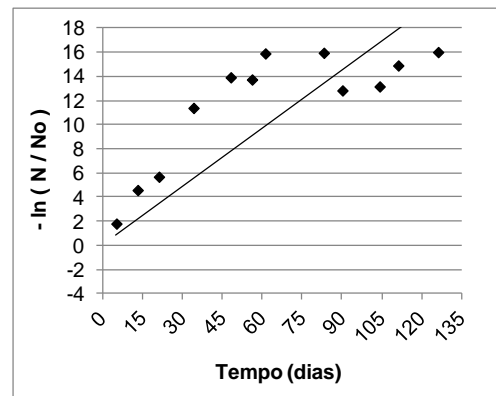
Tabela 24 – Modelos de estimativa de concentração de *E.coli* (NMP/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R²) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R ²	p-valor
Lote 1 (n = 05)	$E. coli = 1,45 \times 10^7 \cdot \exp(-2,39 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,936	<0,0001
Lote 2 (n = 13)	$E. coli = 1,69 \times 10^5 \cdot \exp(-1,12 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,699	<0,0001
Lote 3 (n = 11)	$E. coli = 1,67 \times 10^4 \cdot \exp(-4,00 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,494	0,0754
Lote 4 (n = 11)	$E. coli = 5,80 \times 10^3 \cdot \exp(-1,06 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,037	0,1425
Lote 5 (n = 10)	$E. coli = 1,13 \times 10^5 \cdot \exp(-2,87 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,075	0,0374
Lote 6 (n = 07)	$E. coli = 8,45 \times 10^5 \cdot \exp(-1,41 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,780	0,0329
Lote 7 (n = 06)	$E. coli = 1,52 \times 10^6 \cdot \exp(-1,84 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,925	0,0878
Geral (n = 63)	$E. coli = 2,12 \times 10^5 \cdot \exp(-9,14 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,523	<0,0001

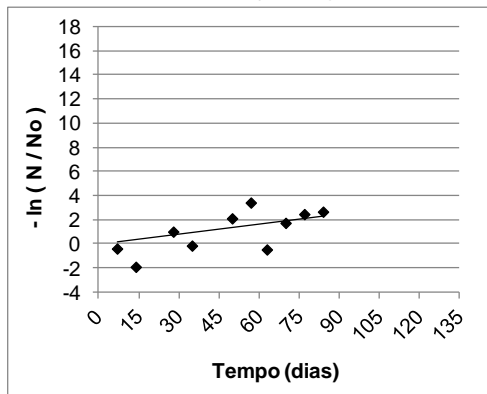
A Figura 25 mostra o rearranjo dos dados de *E.coli* (populações remanescentes em dado tempo *t* de secagem na estufa) para efeito de cálculo dos coeficientes de decaimento bacteriano (K_{bT}) correspondentes à temperatura média do ar na estufa (estimada por meio da Equação 11) durante o tratamento de cada lote. Na Tabela 25 encontram-se os valores de K_{bT} calculados a partir do ajuste a esses dados de modelos de regressão linear passando pela origem, bem como os respectivos valores dos coeficientes de determinação (R²) e dos coeficientes de determinação corrigidos (R₀²) (ver item 4.6).



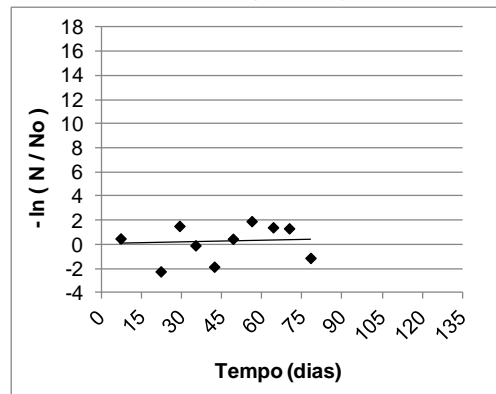
Lote 1 (n = 4)



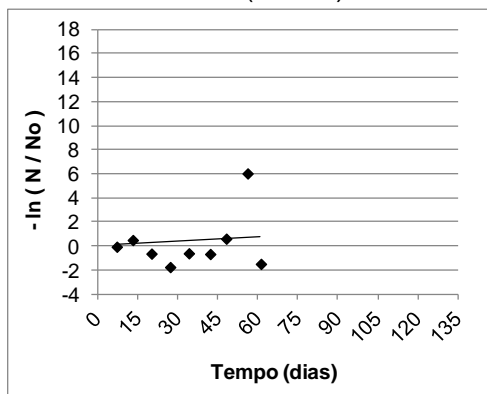
Lote 2 (n = 12)



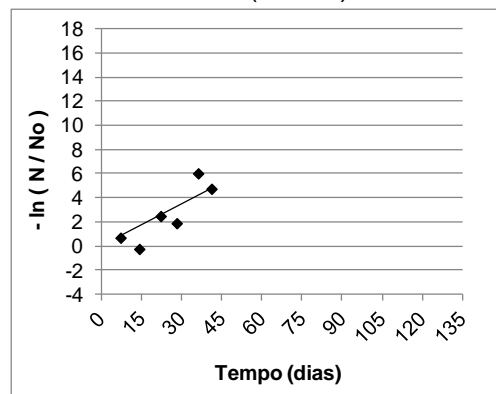
Lote 3 (n = 10)



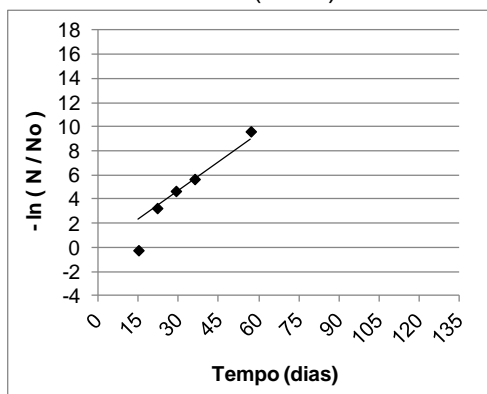
Lote 4 (n = 10)



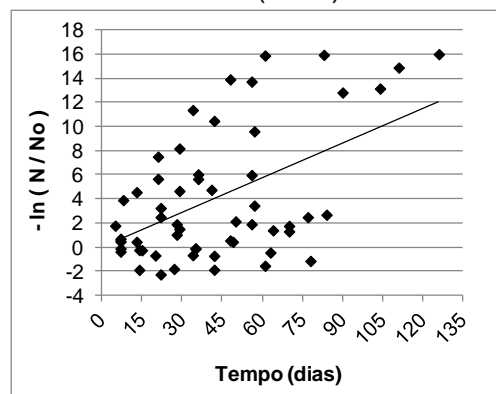
Lote 5 (n = 9)



Lote 6 (n = 6)



Lote 7 (n = 5)



Geral (n = 56)

Figura 25 – Populações remanescentes de *E.coli* em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linhas de tendência (regressão linear passando pela origem).

Tabela 25 – Coeficientes de decaimento de *E.coli* para a temperatura média de operação ($K_{b,T}$) calculados por modelos de regressão linear passando pela origem, em cada lote e geral, coeficientes de determinação (R^2), coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2) e p-valor.

Lote de lodo	$K_{b,T}$ (d^{-1})	R^2	R_0^2	p-valor
Lote 1 (n = 04)	0,279	0,680	0,973	0,0021
Lote 2 (n = 12)	0,162	0,260	0,901	<0,0001
Lote 3 (n = 10)	0,027	0,402	0,570	0,0060
Lote 4 (n = 10)	0,006	0,024	0,045	0,5556
Lote 5 (n = 09)	0,012	0,039	0,045	0,5581
Lote 6 (n = 06)	0,117	0,696	0,881	0,0019
Lote 7 (n = 05)	0,157	0,860	0,957	0,0008
Geral (n = 56)	0,095	0,279	0,537	<0,0001

Nos lotes L1, L2, L6 e L7 foram computados valores mais elevados de $K_{b,T}$ (acima de $0,1 d^{-1}$, até $0,279 d^{-1}$) e, à exceção de L2, com coeficientes de determinação (R^2) dos modelos que os geraram acima de 0,680 (Tabela 25). Como mencionado na discussão da Figura 23, referente aos gráficos de decaimento de *E.coli*, esses lotes correspondem a períodos mais quentes, podendo ser especulado, portanto, que a temperatura possa ter exercido influência importante no decaimento de *E.coli*. Em contrapartida, nos lotes L3, L4 e L5 os valores de $K_{b,T}$ foram bem mais baixos, menores que $0,030 d^{-1}$, com valores de R^2 dos respectivos modelos também muito pequenos, igual a 0,40 para L3 e praticamente zero para os lotes L4 e L5 (Tabela 25). Considerando todos os dados em conjunto, sem distinção de lotes, o coeficiente de decaimento resultante foi de muito baixo $0,095 d^{-1}$, bem como o valor de R^2 do respectivo modelos (0,28). Nesse caso é importante lembrar que o banco de dados como um todo inclui lotes submetidos a tratamento sob diferentes condições, principalmente de temperatura.

Os coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2) calculados para os modelos lineares ilustrados na Figura 25 estão apresentados na Tabela 25. Como mencionado no item 4.6 da revisão de literatura, normalmente, os valores de R_0^2 são maiores que os de R^2 (MONTGOMERY E PECK, 1992), o que é confirmado na Tabela 25. Os modelos ajustados para os lotes L1, L2, L6 e L7 apresentaram valores de R_0^2 bastante elevados (entre 0,88 e 0,97); para o lote L3 e para os dados agrupados (Geral) o ajuste resultou em valores de R_0^2 apenas razoáveis (entre 0,54 e 0,57), enquanto nos lotes L4 e L5 os valores de R_0^2 foram muito baixos (0,045), revelando, nesses dois últimos casos, estimativas muito frágeis dos valores dos coeficientes de decaimento de *E.coli*.

Na Tabela 26 são apresentados os valores dos coeficiente de decaimento de *E.coli* para as temperaturas médias de operação de cada lote ($K_{b,T}$) e as respectivas transformações para a temperatura padronizada de 20°C ($K_{b,20}$). Verifica-se que a variação entre os valores de $K_{b,20}$ segue as mesmas tendências observadas para $K_{b,T}$

(Tabela 25): maiores valores de K_{b20} nos lotes L1 e L2, valores intermediários nos lotes L6 e L7, e valores baixos nos lotes L3, L4 e L5. Pode se especular que maiores valores de K_{b20} nos lotes L1 e L2 sejam função das concentrações iniciais mais elevadas de *E.coli* nestes dois casos, o que levaria a decaimentos mais intensos já que o decaimento de acordo com cinética de primeira ordem é diretamente proporcional à concentração inicial. Além disso, a variação dos valores de K_b poderia ser explicada por outros fatores intervenientes no decaimento das bactérias, como redução do teor de umidade (ou incremento do teor de ST) ao longo do tratamento, incidência de raios UV que passem pela camada translúcida da estufa, variação da temperatura ao longo das 24 horas do dia, dentre outros.

Tabela 26 – Coeficientes de decaimento de *E.coli* em cada lote de lodo à temperatura média de operação (T) durante a secagem na estufa e à temperatura padronizada de 20°C.

Lote	K_{bT} (d ⁻¹)	T (°C)	K_{b20} (d ⁻¹)
L1	0,279	30,0	0,142
L2	0,162	27,2	0,100
L3	0,027	25,3	0,019
L4	0,006	25,5	0,004
L5	0,012	25,9	0,008
L6	0,117	25,9	0,078
L7	0,157	30,2	0,079

Como citado no item 5.2.3, ao longo da secagem do lodo em estufa foi observada elevada redução dos teores de umidade, e conseqüentemente aumento dos teores de sólidos totais. Como o decréscimo da umidade (incremento de ST) exerce grande influência no decaimento bacteriano, procurou-se relacionar o decaimento de *E.coli* com o comportamento da umidade e dos sólidos totais (Figuras 26 e 27 e Tabelas 27 e 28).

Em todos os casos, é possível observar tendência de decaimento exponencial das concentrações de *E.coli* em função da diminuição do teor de umidade (Figura 26) e do incremento do teor de ST (Figura 27). Testes de regressão com os dados de *E.coli* em função do teor de umidade (Figura 26) revelaram melhores resultados nos lotes L1, L2 e L6, com coeficientes de determinação (R^2) iguais a 0,83, 0,75 e 0,65, respectivamente, seguidos pelos lotes L4, L3 e L5, com valores de R^2 iguais a 0,46, 0,40 e 0,09, respectivamente (Tabela 27). De forma similar, para os dados de *E.coli* em função do teor de ST (Figura 27), modelos exponenciais foram mais bem ajustados aos dados experimentais dos lotes L7, L1, L2 e L6 (R^2 iguais a 0,92, 0,80, 0,78 e 0,73, respectivamente), seguidos pelos lotes L3, L5 e L4 (R^2 iguais a 0,43, 0,10 e 0,01, respectivamente) (Tabela 28).

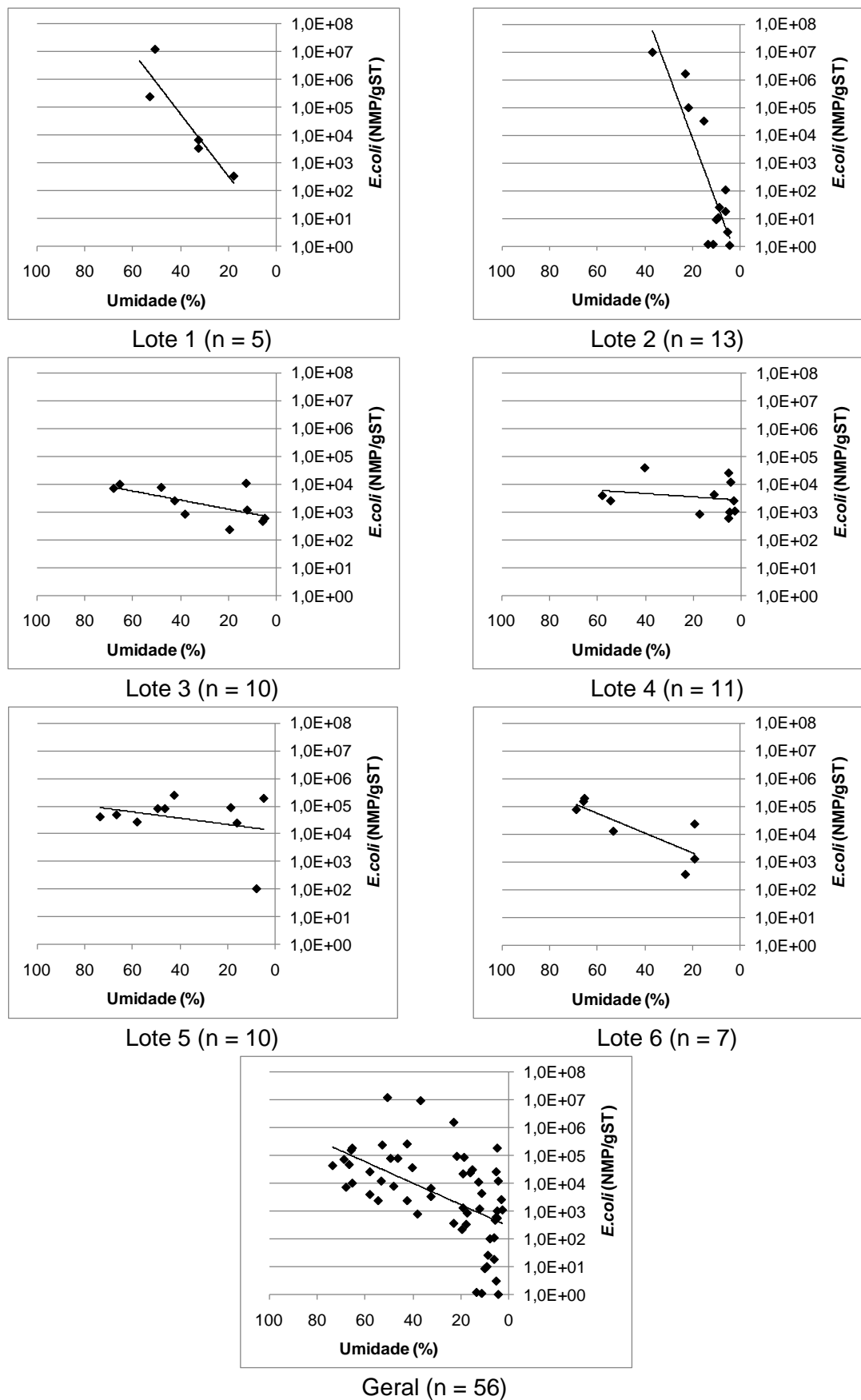


Figura 26 – Concentração de *E. coli* (NMP/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).

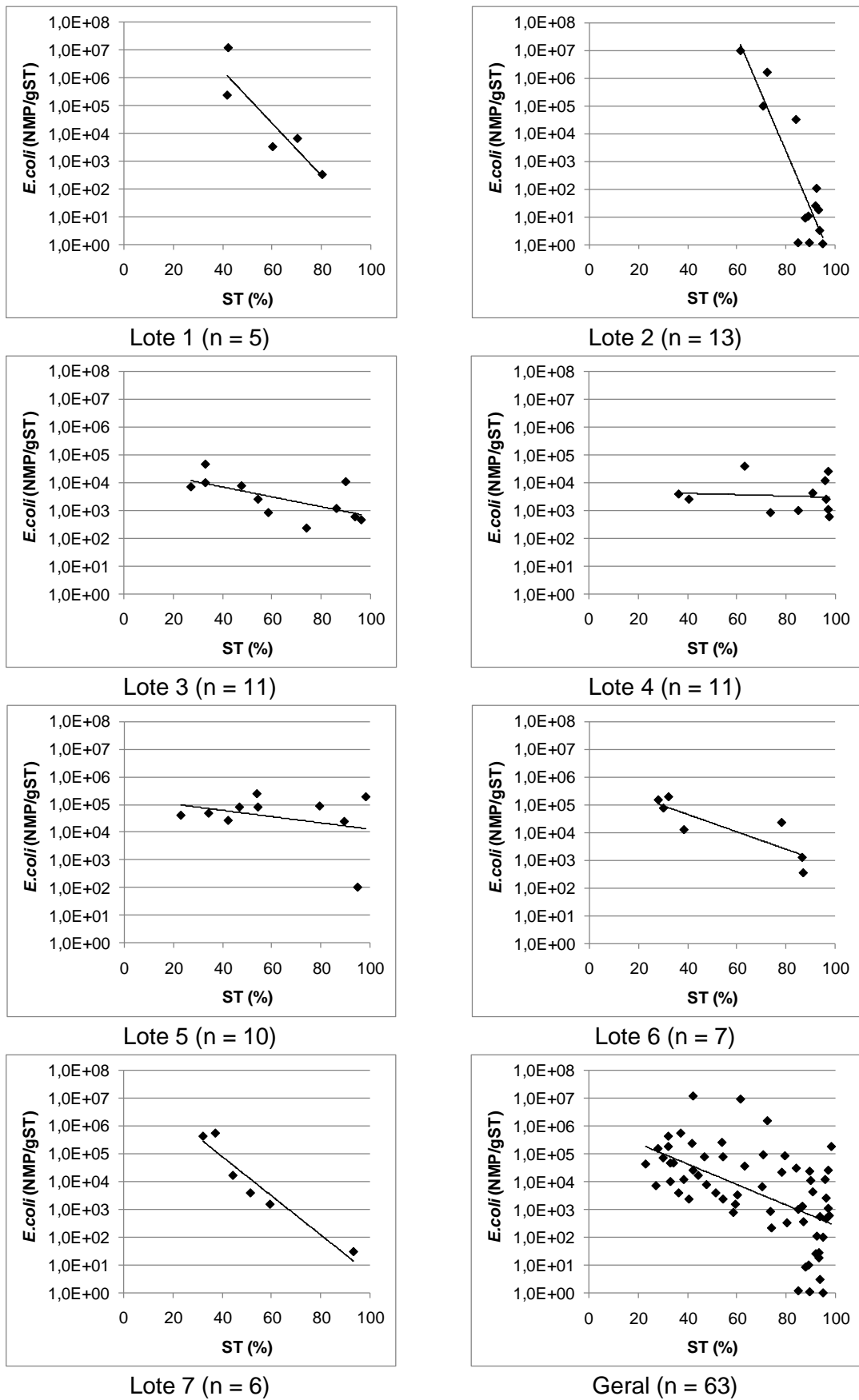


Figura 27 – Concentração de *E. coli* (NMP/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).

Nas Figuras 26 e 27 é possível verificar nos gráficos referentes ao lote L2 vários pares de dados com baixos valores de *E.coli* e de umidade (ST elevados), o que é resultado do período de monitoramento mais longo desse lote. Tal fato poderia explicar o baixo ajuste dos dados para os resultados de *E.coli* agrupados sem distinção de lotes, tanto em função da umidade ($R^2 = 0,29$ – Tabela 27), quanto em função dos sólidos totais ($R^2 = 0,32$ – Tabela 28).

Tabela 27 – Modelos de estimativa de concentração de *E.coli* (NMP/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 05)	$E. coli = 2,19 \cdot \exp(2,56 \times 10^{-1} \cdot U)$	0,826	0,4354
Lote 2 (n = 13)	$E. coli = 1,84 \times 10^{-1} \cdot \exp(5,36 \times 10^{-1} \cdot U)$	0,752	<0,0001
Lote 3 (n = 10)	$E. coli = 6,01 \times 10^2 \cdot \exp(3,77 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,396	0,0125
Lote 4 (n = 11)	$E. coli = 2,65 \times 10^3 \cdot \exp(1,40 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,465	0,1405
Lote 5 (n = 10)	$E. coli = 1,35 \times 10^4 \cdot \exp(2,58 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,086	0,0387
Lote 6 (n = 07)	$E. coli = 4,07 \times 10^2 \cdot \exp(8,23 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,648	0,0204
Geral (n = 56)	$E. coli = 2,98 \times 10^2 \cdot \exp(8,89 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,286	0,1973

Tabela 28 – Modelos de estimativa de concentração de *E.coli* (NMP/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 1 (n = 05)	$E. coli = 9,98 \times 10^9 \cdot \exp(-2,16 \times 10^{-1} \cdot ST)$	0,803	0,3792
Lote 2 (n = 13)	$E. coli = 1,05 \times 10^{20} \cdot \exp(-4,80 \times 10^{-1} \cdot ST)$	0,779	<0,0001
Lote 3 (n = 10)	$E. coli = 3,55 \times 10^4 \cdot \exp(-4,13 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,426	0,0480
Lote 4 (n = 11)	$E. coli = 5,44 \times 10^3 \cdot \exp(-5,75 \times 10^{-3} \cdot ST)$	0,009	0,1525
Lote 5 (n = 10)	$E. coli = 1,78 \times 10^5 \cdot \exp(-2,58 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,101	0,0404
Lote 6 (n = 07)	$E. coli = 8,65 \times 10^5 \cdot \exp(-7,33 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,730	0,0164
Lote 7 (n = 06)	$E. coli = 5,03 \times 10^7 \cdot \exp(-1,62 \times 10^{-1} \cdot ST)$	0,920	0,0572
Geral (n = 63)	$E. coli = 1,41 \times 10^6 \cdot \exp(-8,59 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,322	0,1626

A partir de todos os dados gerados durante o monitoramento dos sete lotes de lodo, computando as médias geométricas das concentrações e *E.coli* e as médias aritméticas dos dados de umidade e de sólidos totais em cada semana de secagem em estufa, foram montados dois gráficos temporais: evolução de *E.coli* e umidade em função do tempo (Figura 28); evolução de *E.coli* e ST em função do tempo (Figura 29). É possível perceber, nos dois casos, decaimento gradual das concentrações de *E.coli* ao longo do tempo, sendo que níveis abaixo de 10^3 NMP/gST (biossólido Classe A – Resolução CONAMA 375/2006) foram obtidos na nona semana de tratamento (57-63 dias). Porém, na décima semana, a média geométrica dos dados de *E.coli* foi maior que 10^3 NMP/gST, voltando a se enquadrar como biossólido Classe A logo a seguir. Analisando os teores de umidade e ST (médias aritméticas), estranhamente se

observa- incremento de umidade e redução de ST da primeira para a segunda semana (Figuras 28 e 29), mas em seguida o comportamento esperado é retomado: incremento de ST e decréscimo de umidade.

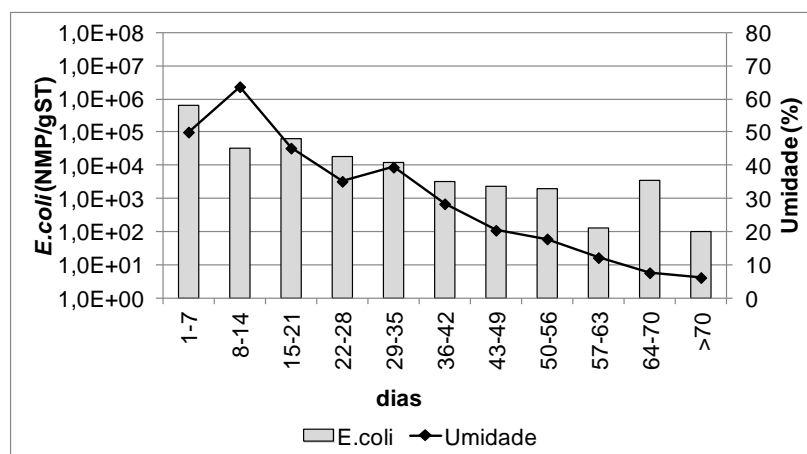


Figura 28 – Evolução temporal (semanal) das concentrações de *E.coli* (médias geométricas) e dos teores de umidade (médias aritméticas): dados sem distinção de lotes.

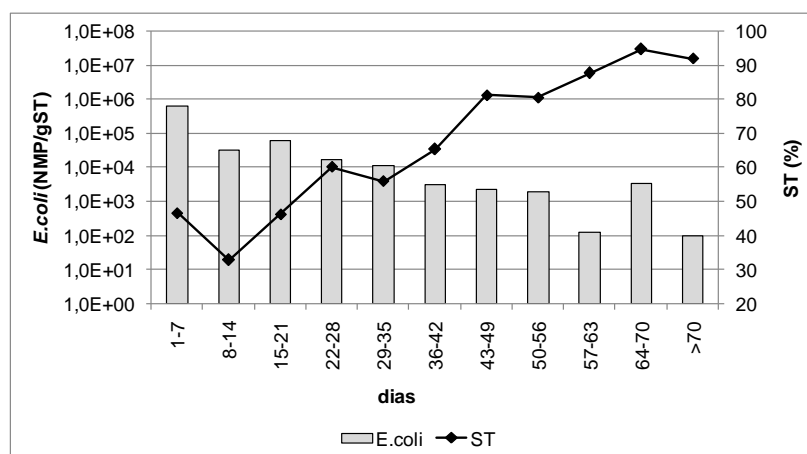


Figura 29 – Evolução temporal (semanal) das concentrações de *E.coli* (médias geométricas) e dos teores de sólidos totais (médias aritméticas): dados sem distinção de lotes.

5.2.5. Ovos de helmintos

Os resultados de ovos viáveis e totais de helmintos (OVH e OTH) estão apresentados na Figura 30 e nos Anexos 1 a 7. Cabe citar que, devido a problemas analíticos, não foi possível obter dados de ovos de helmintos referentes ao lote L1. Como especificado em material e métodos, para efeito dos testes de regressão os dados de helmintos com valores não detectados (ND) foram substituídos por 0,05 ovos/gST, considerado como o limite de detecção da técnica empregada. É importante salientar

também que não foi possível realizar testes para verificar a taxa de recuperação do método utilizado para a contagem de ovos em amostras de lodo. Assim, os resultados de contagem de ovos podem, eventualmente, estar subestimados.

Nos lotes em que foi possível monitorar ovos de helmintos (L2 a L7), foram realizadas 54 amostragens, sendo 10 amostras de lodo em leito de secagem e 44 de lodo submetido à secagem em estufa (Anexos 1 a 7). Desse total de amostras, em 39 ocasiões não foram detectados ovos viáveis de helmintos (72% dos casos), sendo dois momentos em amostras no leito de secagem (20% dos casos) e 37 em amostras na estufa (84% dos casos).

Nos 15 eventos em que foi possível observar OVH em microscópio, foram contados ao todo 21 ovos viáveis (em todas as 15 amostras positivas), sendo 15 ovos de *Ascaris* sp. e seis ovos de outras espécies: *Toxocara* sp. (um ovo no L2 na estufa); *Hymenolepis* sp. (um ovo no L4 no leito de secagem); *Ancilostomideo* sp. (quatro ovos, sendo um no L3 no leito de secagem; um no L5 também no leito de secagem; e dois no L6, sendo um no leito de secagem e outro na estufa). O número de ovos de *Ascaris* sp. foi equivalente a aproximadamente 71% dos ovos viáveis encontrados, sendo que essa prevalência de espécies do grupo *Ascaris* corrobora o descrito em literatura nacional (COMPARINI, 2001; von SPERLING et al., 2003) e internacional (SCHWARTZBROD et al., 1987; JIMENEZ et al., 2000).

Na Figura 30 e nos Anexos 1 a 7, é possível observar que os valores mais altos de OVH e OTH foram, respectivamente, 4,5 e 16,0 ovos/gST, valores estes abaixo dos observados por Comparini (2001) e por Godinho (2003), próximos aos relatados por Barbier et al. (1990) e Straub et al. (1993) e mais elevados do que os encontrados por Lima (2010).

Durante a secagem do lodo em estufa, as concentrações dos ovos de helmintos foram sempre muito baixas, sendo as de ovos viáveis sempre menores que 1,25 ovos/gST, ou seja, de acordo com a Classe B da Resolução CONAMA 375/2006 (<10 OVH/gST). Das 44 amostragens realizadas, em apenas três as concentrações de OVH foram maiores que 0,25 ovos/gST, sempre nos 15 primeiros dias de secagem. Dessa forma, em 93% dos 44 eventos de amostragem na estufa o lodo atendeu ao padrão de biossólido Classe A da Resolução CONAMA 375/2006 (<0,25 OVH/gST), e em 100% dos casos após 15 dias de secagem. Novamente, é importante ressaltar que, como não foi realizado teste para verificação da taxa de recuperação da técnica, os dados apresentados podem estar, eventualmente, subestimados.

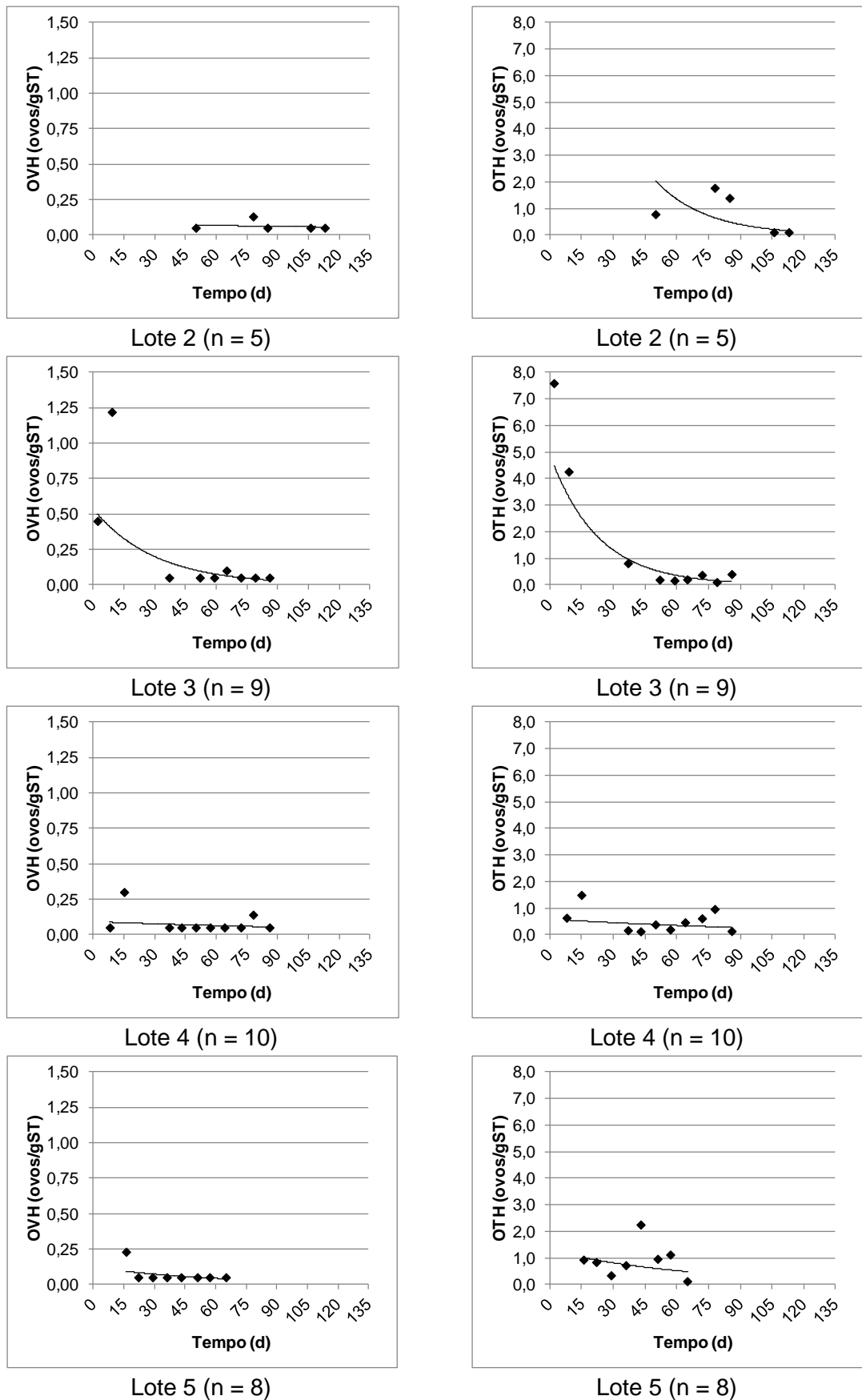


Figura 30 – Concentrações (ovos/gST) de ovos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) de helmintos em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).

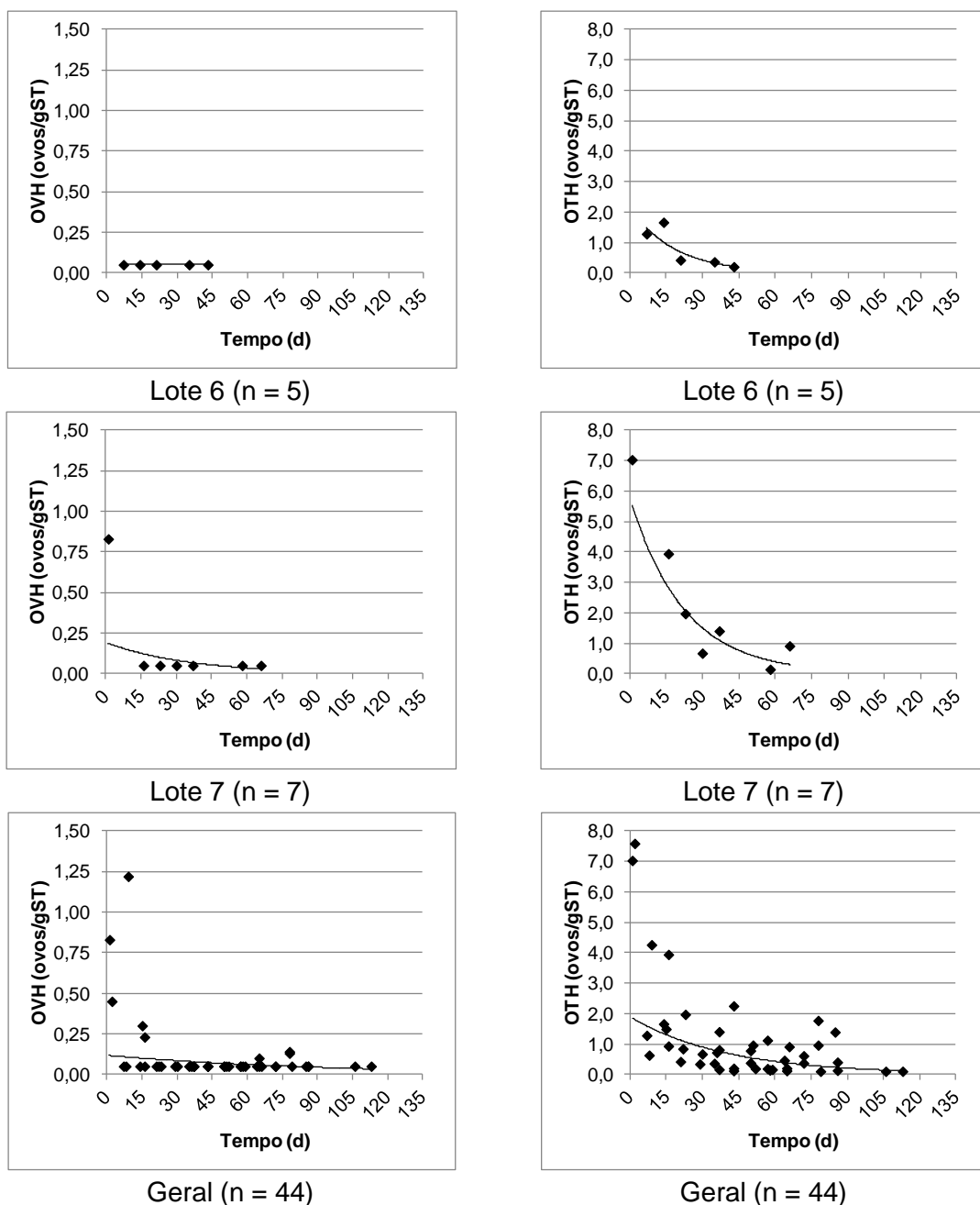


Figura 30 – Concentrações (ovos/gST) de ovos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) de helmintos em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continuação).

Talvez como consequência das baixas concentrações de OVH, decaimento mais evidente dessa variável só foi observado nos lotes L3 e L7 (Figura 30). A partir de testes de regressão exponencial, o lote que resultou em modelo com melhor ajuste aos dados experimentais foi o L3, com coeficiente de determinação R^2 igual a 0,68. Para os demais lotes e para os dados agrupados sem distinção de lote, o coeficiente de determinação foi sempre menor que 0,40 (Tabela 29).

Tabela 29 – Modelos de estimativa de concentração de ovos viáveis de helmintos (ovos/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 2 (n = 05)	$OVH = 0,080 \cdot \exp(-3,2210^{-3} \cdot t)$	0,035	0,0795
Lote 3 (n = 09)	$OVH = 0,533 \cdot \exp(-3,30 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,676	0,0154
Lote 4 (n = 10)	$OVH = 0,091 \cdot \exp(-6,11 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,065	0,0225
Lote 5 (n = 08)	$OVH = 0,122 \cdot \exp(-1,75 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,313	0,0060
Lote 6 (n = 05)	*	*	*
Lote 7 (n = 07)	$OVH = 0,191 \cdot \exp(-2,85 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,379	<0,0001
Geral (n = 44)	$OVH = 0,117 \cdot \exp(-1,12 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,162	<0,0001

OVH = ovos viáveis de helmintos.

* o teste de regressão não foi realizado devido a não detecção (ND) de ovos viáveis de helmintos em todas as amostragens.

Já para os OTH, nos seis lotes monitorados as concentrações foram sempre menores que 8,0 ovos/gST, e dados acima de 2,0 ovos/gST foram registrados em apenas quatro das 44 amostragens realizadas (9%), durante os primeiros 15 dias de secagem na estufa. Diante das baixas concentrações, decaimento evidente de OTH foi observado apenas nos lotes L2, L3, L6 e L7. Esses quatro lotes foram os que apresentaram melhores ajustes de modelos exponenciais aos respectivos dados experimentais ($R^2 = 0,53$ para L2; $R^2 = 0,77$ para L3; $R^2 = 0,84$ para L6; $R^2 = 0,66$ para L7); nos demais lotes (L4 e L5), os ajustes foram muito fracos, com valores de R^2 menores que 0,10 (Tabela 30).

Tabela 30 – Modelos de estimativa de concentração de ovos totais de helmintos (ovos/gST) em função do tempo de secagem em estufa (dias), em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 2 (n = 05)	$OTH = 16,0 \cdot \exp(-4,12 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,530	0,1837
Lote 3 (n = 09)	$OTH = 4,90 \cdot \exp(-4,41 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,765	<0,0001
Lote 4 (n = 10)	$OTH = 0,58 \cdot \exp(-8,97 \times 10^{-3} \cdot t)$	0,070	0,0127
Lote 5 (n = 08)	$OTH = 1,27 \cdot \exp(-1,51 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,087	0,0267
Lote 6 (n = 05)	$OTH = 2,17 \cdot \exp(-5,51 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,835	0,0362
Lote 7 (n = 07)	$OTH = 5,79 \cdot \exp(-4,51 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,655	0,0001
Geral (n = 44)	$OTH = 1,89 \cdot \exp(-2,49 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,361	<0,0001

OTH = ovos totais de helmintos.

Em resumo, esses resultados sugerem que o sistema de secagem de lodo em estufa apresenta potencial de inviabilização de ovos de helmintos, já que concentrações mais elevadas de OVH, entre 1 e 5 ovos/gST, foram observadas somente durante desaguamento no leito de secagem e no início do processo de secagem na estufa, ao longo do qual as contagens de ovos decaíram até níveis não detectáveis.

Assim como realizado para os dados de *E.coli* (item 5.2.4), foram calculados os coeficientes de decaimento de ovos de helmintos à temperatura de operação (K_{ohT}) e a 20°C (K_{oh20}). Porém, devido à ocorrência de muitos dados não detectados de OVH esse exercício foi realizado apenas para os dados de OTH. Os gráficos de contagens remanescentes de OTH em função do tempo são apresentados na Figura 31 e os coeficientes de decaimento são apresentados nas Tabelas 31 e 32.

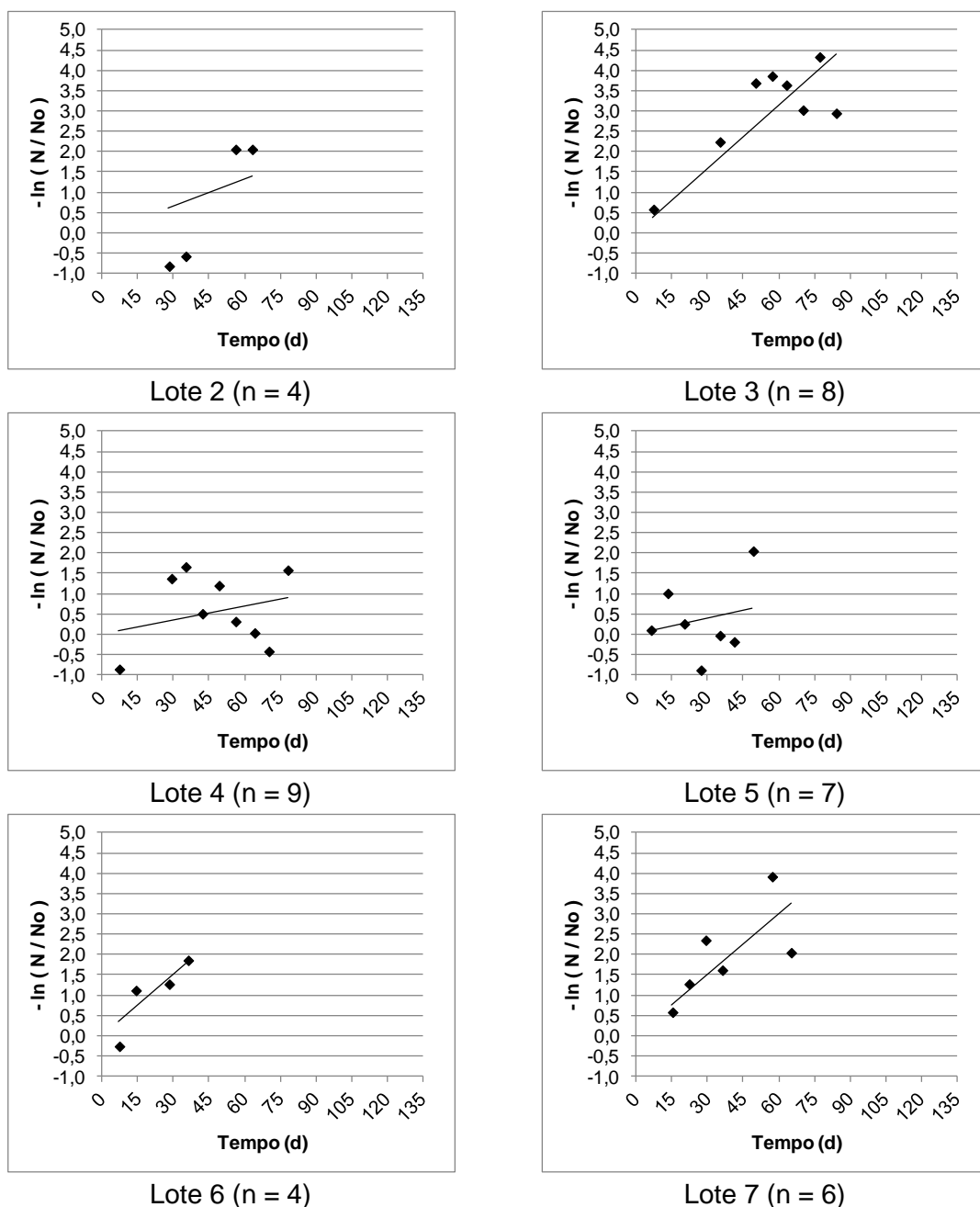
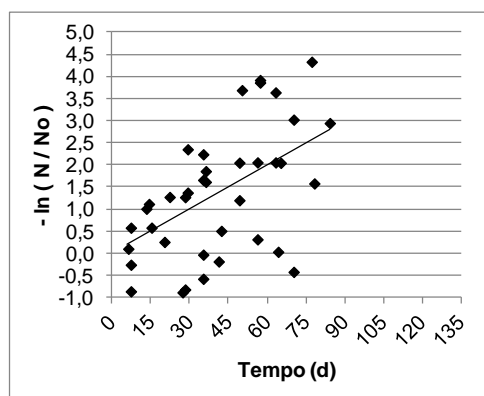


Figura 31 – Populações remanescentes de ovos totais de helmintos em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linhas de tendência (regressão linear passando pela origem) (continua).



Geral (n = 38)

Figura 31 – Populações remanescentes de ovos totais de helmintos em função do tempo de secagem na estufa (dias), em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linhas de tendência (regressão linear passando pela origem) (continuação).

Tabela 31 – Coeficientes de decaimento de ovos totais de helmintos para a temperatura média de operação (K_{ohT}) calculados por modelos de regressão linear passando pela origem, em cada lote e geral, coeficientes de determinação (R^2), coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2) e p-valor.

Lote de lodo	K_{ohT} (d^{-1})	R^2	R_0^2	p-valor
Lote 2 (n = 04)	0,022	0,343	0,467	0,2018
Lote 3 (n = 08)	0,052	0,506	0,934	<0,0001
Lote 4 (n = 09)	0,012	0,016	0,359	0,0783
Lote 5 (n = 07)	0,013	0,069	0,184	0,2867
Lote 6 (n = 04)	0,050	0,765	0,913	0,0114
Lote 7 (n = 06)	0,052	0,461	0,378	0,0017
Geral (n = 38)	0,033	0,298	0,614	<0,0001

Nas Figuras 30 e 31, é possível verificar que o decaimento de OTH foi mais intenso nos lotes L3, L6 e L7, o que é reforçado pelos dados de K_{ohT} obtidos para esses lotes, entre 0,050 e 0,052 d^{-1} (Tabela 31). Em contrapartida, nota-se que nos lotes L4 e L5 o decaimento de OTH foi mais suave, com valores mais baixos de K_{ohT} , entre 0,012 e 0,013 d^{-1} ; intermediariamente aparece o lote L2, com K_{ohT} igual a 0,022 d^{-1} (Tabela 31).

Analisando os coeficientes de determinação, nota-se que somente no lote L6 houve bom ajuste do modelo aos dados experimentais ($R^2 = 0,77$); nos demais lotes os ajustes foram apenas regulares (L2, L3 e L7; $R^2 = 0,35-0,51$) ou muito ruins (L4 e L5; $R^2 < 0,1$) (Tabela 31). Os coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2), foram maiores que 0,90 nos lotes L3, L6 e L7; e entre 0,18 e 0,46 para os lotes L2, L4 e L5 (Tabela 31).

Usando as temperaturas médias do ar dentro da estufa calculadas no item 5.2.1 (Tabela 17), o coeficiente de decaimento de ovos totais de helmintos a 20°C (K_{oh20}) foi calculado para todos os lotes (Tabela 32).

Tabela 32 – Coeficientes de decaimento de ovos totais de helmintos em cada lote de lodo à temperatura média de operação (T) durante a secagem na estufa e à temperatura padronizada de 20°C.

Lote	$K_{oh\ T}$ (d ⁻¹)	T (°C)	$K_{oh\ 20}$ (d ⁻¹)
L2	0,022	27,2	0,014
L3	0,052	25,3	0,036
L4	0,012	25,5	0,008
L5	0,013	25,9	0,009
L6	0,050	25,9	0,034
L7	0,052	30,2	0,026

Apesar da padronização dos valores de K_{oh} para uma mesma temperatura (20°C), variações similares às observadas para $K_{oh\ T}$ foram mantidas (Tabela 31): valores de $K_{oh\ 20}$ mais elevados nos lotes L3, L6 e L7 (0,034-0,036 d⁻¹), intermediários em L2 (0,014 d⁻¹), e mais baixos em L4 e L5 (0,008-0,009 d⁻¹).

Comparando os coeficientes de decaimento a 20°C de *E.coli* ($K_{b\ 20}$) e de ovos de helmintos ($K_{oh\ 20}$), apesar dos valores mínimos terem sido próximos para os dois microrganismos, os valores máximos de $K_{b\ 20}$ (Tabela 26) obtidos foram bem superiores aos de $K_{oh\ 20}$ (Tabela 32), o que evidencia o esperado decaimento mais intenso de *E.coli*: em termos médios, o valor de $K_{b\ 20}$ (0,142 d⁻¹) foi cerca de quatro vezes maior que o de $K_{oh\ 20}$ (0,036 d⁻¹).

Assim como para os dados de *E.coli*, buscou-se associar o decaimento de ovos de helmintos com os teores de umidade (Figura 32 e Tabelas 33 e 34) e de sólidos totais (Figura 33 e Tabelas 35 e 36) do lodo.

No entanto, diferentemente do ocorrido para o decaimento de *E.coli*, os modelos do comportamento de OVH e OTH em função da variação da umidade ou de sólidos totais não forneceram bons ajustes aos dados experimentais. Em análise visual na Figura 32, nota-se que somente o lote L3 apresentou tendência mais nítida de associação do decaimento da concentração de ovos de helmintos com o decréscimo do teor de umidade, o que é confirmado pelos ajustes de modelos exponenciais com valores de R² iguais a 0,58 e 0,74 para OVH e OTH, respectivamente (Tabelas 33 e 34). Em relação aos sólidos totais, associação mais nítida pode ser vista em L3, tanto para OVH quanto para OTH, com valores de R² iguais a 0,51 e 0,70, respectivamente, e em L7, somente para OTH, com R² igual a 0,68 (Figura 33 e Tabelas 35 e 36). Nos demais casos, mesmo quando o modelo pareceu bem se ajustar aos dados experimentais, ou seja, com valores de R² relativamente altos, a relação entre o comportamento de ovos de helmintos em função da umidade e dos sólidos totais não parece clara, seja devido ao decaimento pouco nítido (L4 a L6) ou queda muito intensa (L2).

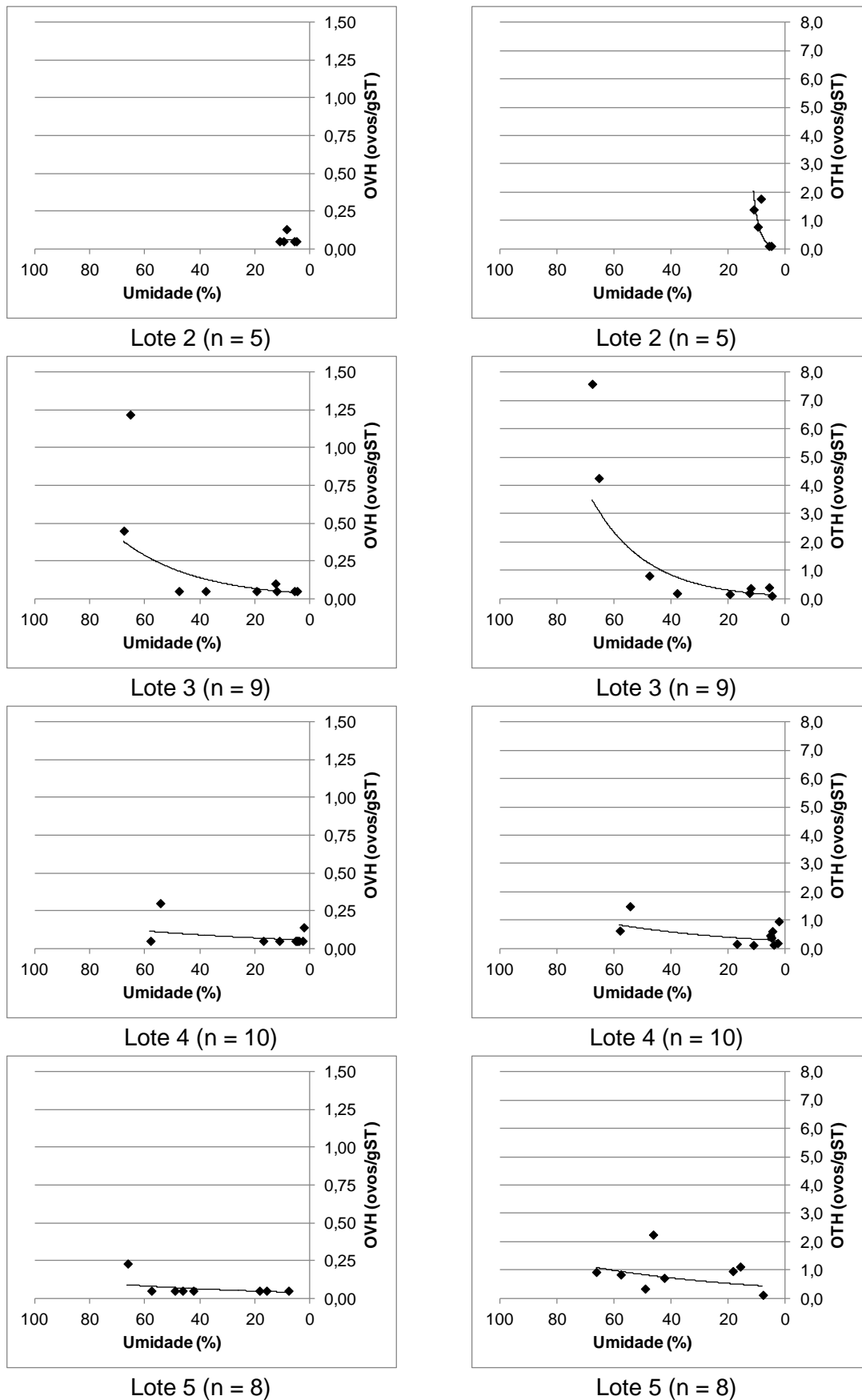


Figura 32 – Concentração (ovos/gST) de ovos de helmintos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).

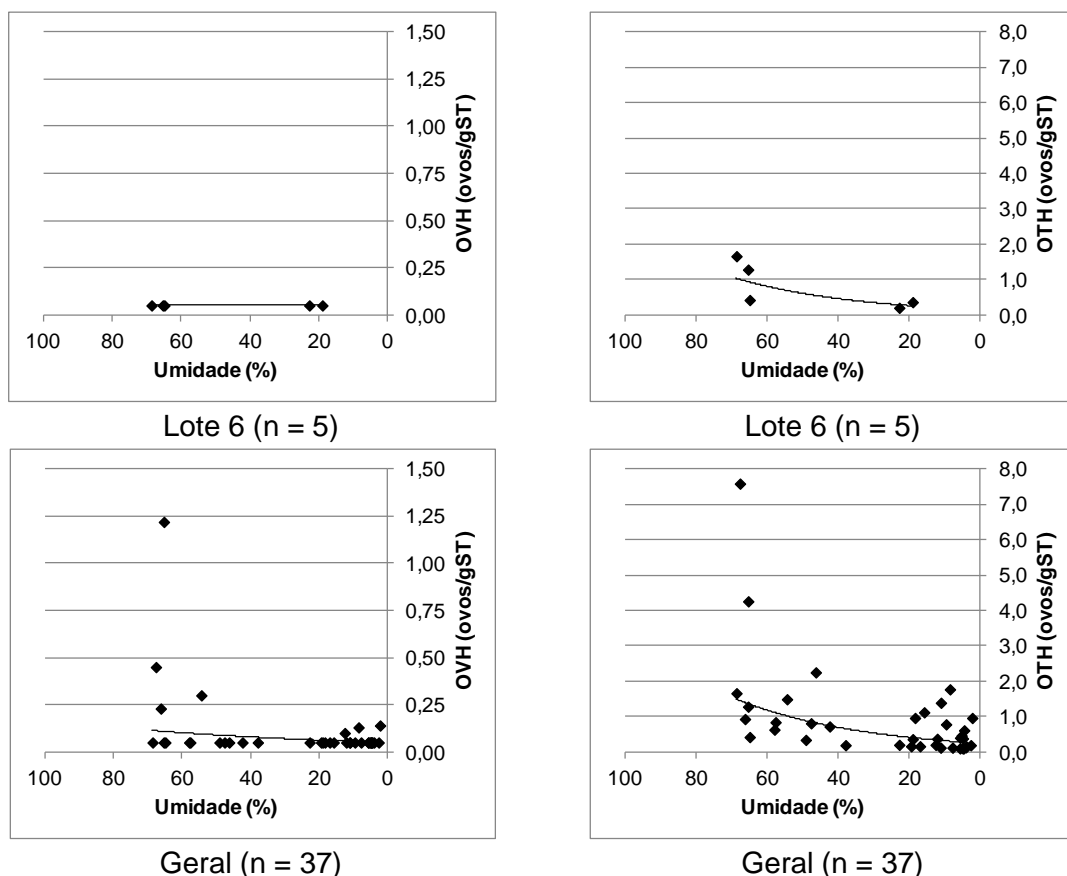


Figura 32 – Concentração (ovos/gST) de ovos de helmintos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continuação).

Tabela 33 – Modelos de estimativa de concentração de ovos viáveis de helmintos (ovos/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	P-valor
Lote 2 (n = 05)	$OVH = 5,17 \times 10^{-2} \cdot \exp(1,97 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,014	0,0816
Lote 3 (n = 09)	$OVH = 3,27 \times 10^{-2} \cdot \exp(3,62 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,577	0,0090
Lote 4 (n = 10)	$OVH = 5,36 \times 10^{-2} \cdot \exp(1,29 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,199	0,0118
Lote 5 (n = 08)	$OVH = 3,61 \times 10^{-2} \cdot \exp(1,35 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,287	0,0032
Lote 6 (n = 05)	*	*	*
Geral (n = 37)	$OVH = 4,83 \times 10^{-2} \cdot \exp(1,24 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,165	0,0002

OVH = ovos viáveis de helmintos.

* o teste de regressão não foi realizado devido a não detecção (ND) de ovos viáveis de helmintos em todas as amostragens.

Tabela 34 – Modelos de estimativa de concentração de ovos totais de helmintos (ovos/gST) em função do teor de umidade (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R²) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R ²	p-valor
Lote 2 (n = 05)	$OTH = 8,92 \times 10^{-3} \cdot \exp(4,88 \times 10^{-1} \cdot U)$	0,802	0,0914
Lote 3 (n = 09)	$OTH = 1,06 \times 10^{-1} \cdot \exp(5,15 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,740	<0,0001
Lote 4 (n = 10)	$OTH = 2,67 \times 10^{-1} \cdot \exp(1,94 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,225	0,0047
Lote 5 (n = 08)	$OTH = 3,84 \times 10^{-1} \cdot \exp(1,57 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,144	0,0236
Lote 6 (n = 05)	$OTH = 1,47 \times 10^{-1} \cdot \exp(2,83 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,627	0,0321
Geral (n = 37)	$OTH = 2,40 \times 10^{-1} \cdot \exp(2,65 \times 10^{-2} \cdot U)$	0,341	<0,0001

OTH = ovos totais de helmintos.

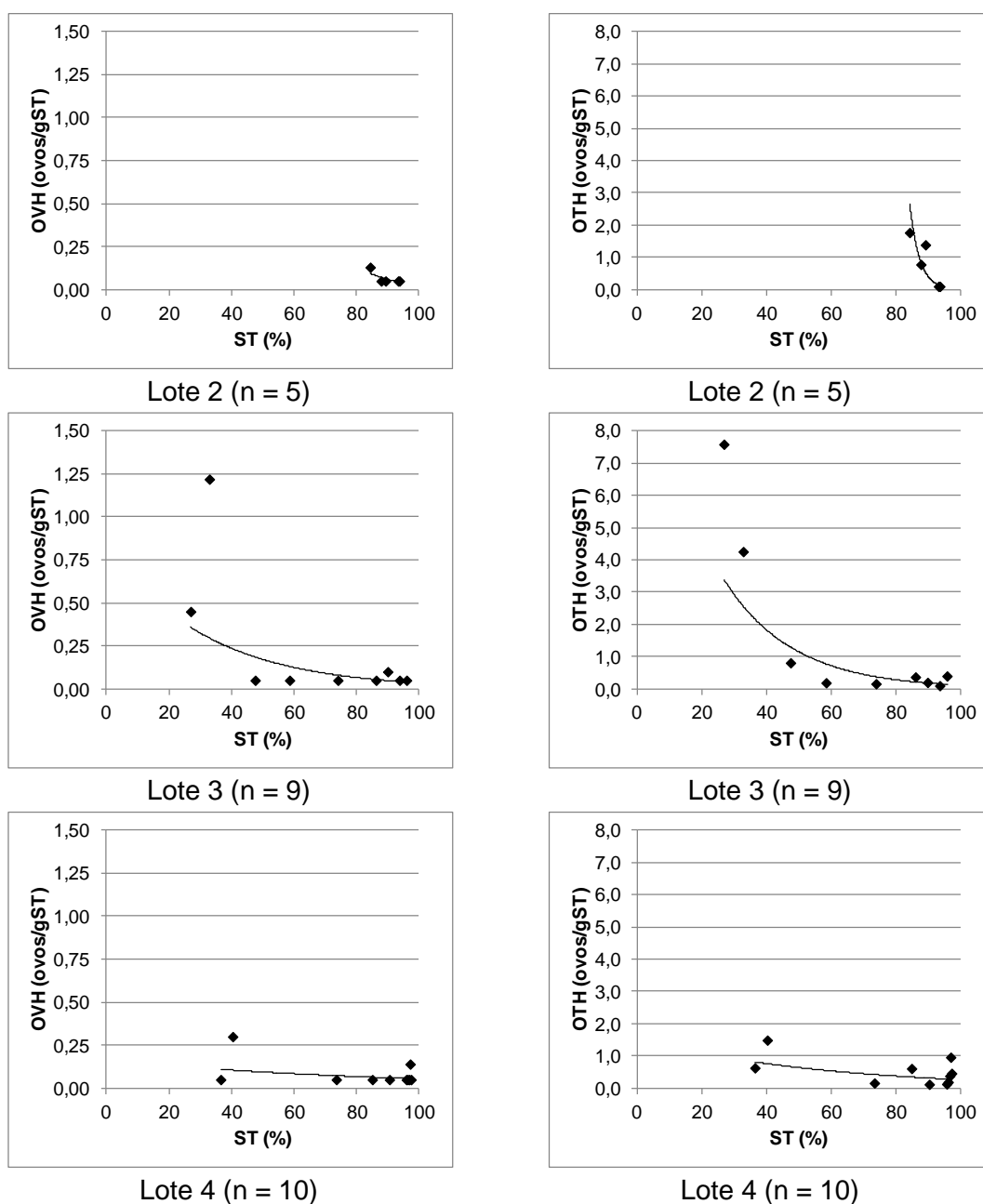
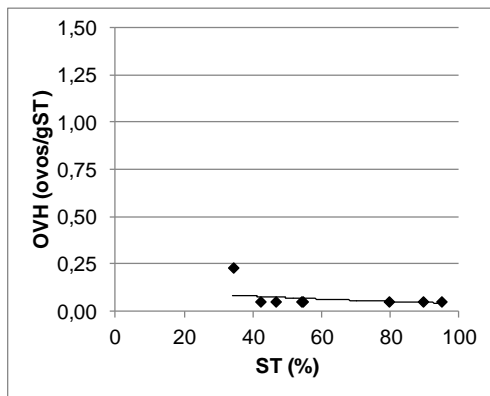
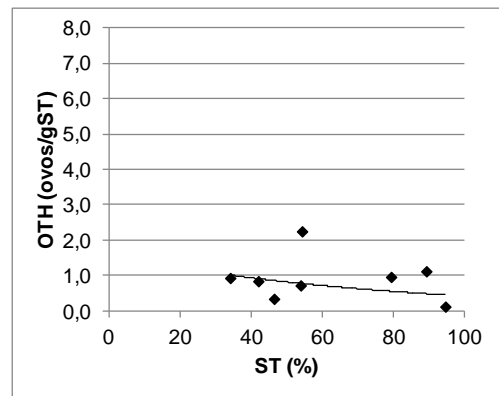


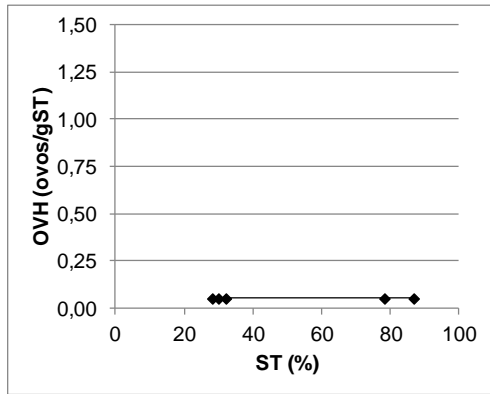
Figura 33 – Concentração (ovos/gST) de ovos de helmintos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).



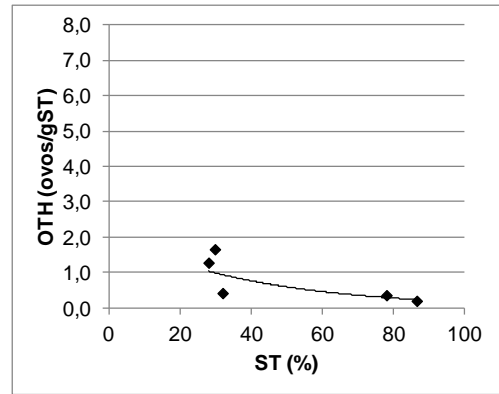
Lote 5 (n = 8)



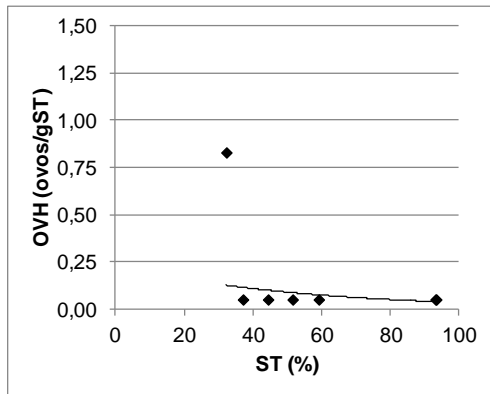
Lote 5 (n = 8)



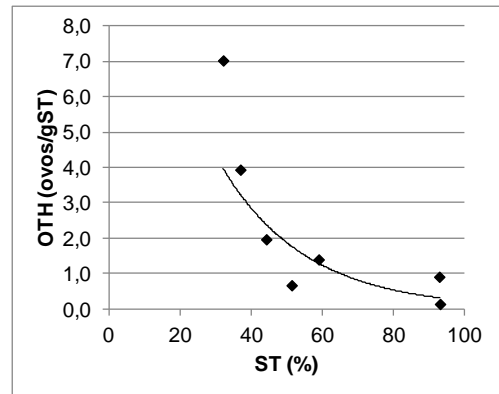
Lote 6 (n = 5)



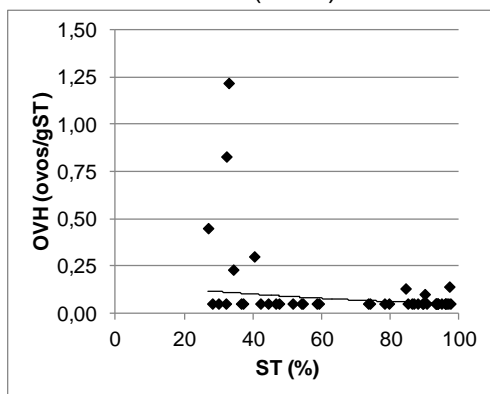
Lote 6 (n = 5)



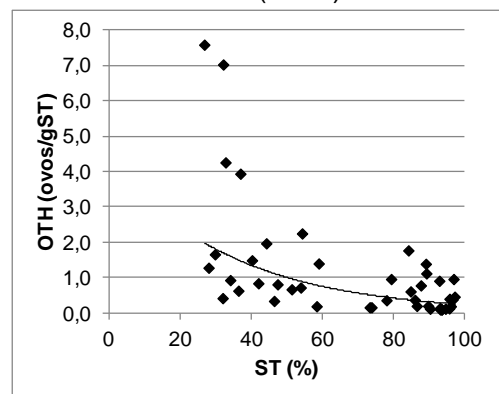
Lote 7 (n = 7)



Lote 7 (n = 7)



Geral (n = 44)



Geral (n = 44)

Figura 33 – Concentração (ovos/gST) de ovos de helmintos viáveis (à esquerda) e totais (à direita) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem na estufa, em cada lote e geral: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continuação).

Tabela 35 – Modelos de estimativa de concentração de ovos viáveis de helmintos (ovos/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 2 (n = 05)	$OVH = 1,07 \times 10^{+2} \cdot \exp(-8,33 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,583	0,0107
Lote 3 (n = 09)	$OVH = 8,41 \times 10^{-1} \cdot \exp(-3,20 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,514	0,0237
Lote 4 (n = 10)	$OVH = 1,63 \times 10^{-1} \cdot \exp(-1,12 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,180	0,0127
Lote 5 (n = 08)	$OVH = 1,24 \times 10^{-1} \cdot \exp(-1,15 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,239	0,0033
Lote 6 (n = 05)	*	*	*
Lote 7 (n = 07)	$OVH = 2,35 \times 10^{-1} \cdot \exp(-1,95 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,214	<0,0001
Geral (n = 44)	$OVH = 1,65 \times 10^{-1} \cdot \exp(-1,26 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,170	<0,0001

OVH = ovos viáveis de helmintos.

* o teste de regressão não foi realizado devido a não detecção (ND) de ovos viáveis de helmintos em todas as amostragens.

Tabela 36 – Modelos de estimativa de concentração de ovos totais de helmintos (ovos/gST) em função do teor de sólidos totais (%) do lodo durante secagem em estufa, em cada lote e geral: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
Lote 2 (n = 05)	$OTH = 3,49 \times 10^{12} \cdot \exp(-3,31 \times 10^{-1} \cdot ST)$	0,842	0,0318
Lote 3 (n = 09)	$OTH = 1,19 \times 10^{+1} \cdot \exp(-4,68 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,695	<0,0001
Lote 4 (n = 10)	$OTH = 1,54 \cdot \exp(-1,77 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,228	0,0048
Lote 5 (n = 08)	$OTH = 1,59 \cdot \exp(-1,33 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,120	0,0248
Lote 6 (n = 05)	$OTH = 2,12 \times 10^{-1} \cdot \exp(-2,55 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,679	0,0500
Lote 7 (n = 07)	$OTH = 1,52 \times 10^{-1} \cdot \exp(-4,18 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,680	0,0001
Geral (n = 44)	$OTH = 4,33 \cdot \exp(-2,92 \times 10^{-2} \cdot ST)$	0,406	<0,0001

OTH = ovos totais de helmintos.

Utilizando o banco de dados como um todo, séries temporais com base nas médias aritméticas semanais de OVH e de OTH foram construídas para melhor visualização da evolução dos dados de ovos de helmintos e de umidade (Figura 34) e de ovos de helmintos e de ST (Figura 35). É possível perceber, nos dois casos, decaimento gradual da concentração de OVT e OVH, sendo que as contagens de ovos viáveis tendem à estabilização em torno do limite de detecção (considerado neste trabalho como 0,05 ovos/gST) já a partir da terceira semana de tratamento (15 a 21 dias). Mais uma vez fica demonstrado o potencial dos sistema de secagem de lodo de inativação de ovos de helmintos.

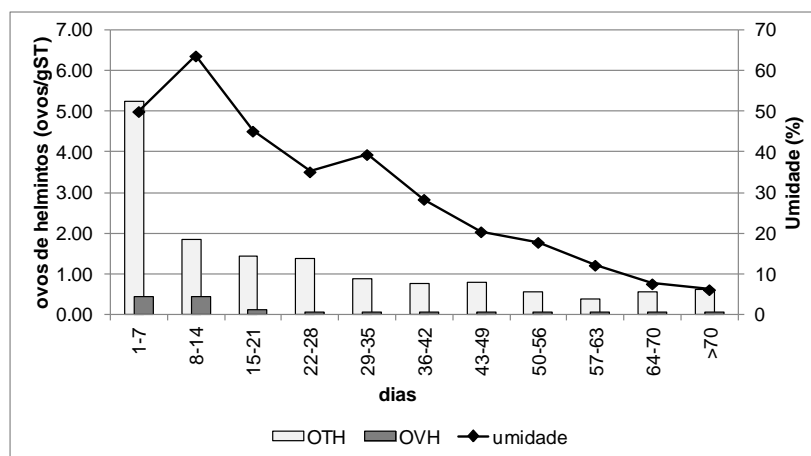


Figura 34 – Evolução temporal (semanal) das concentrações médias de ovos de helmintos viáveis e totais e dos teores médios de umidade: dados sem distinção de lotes.

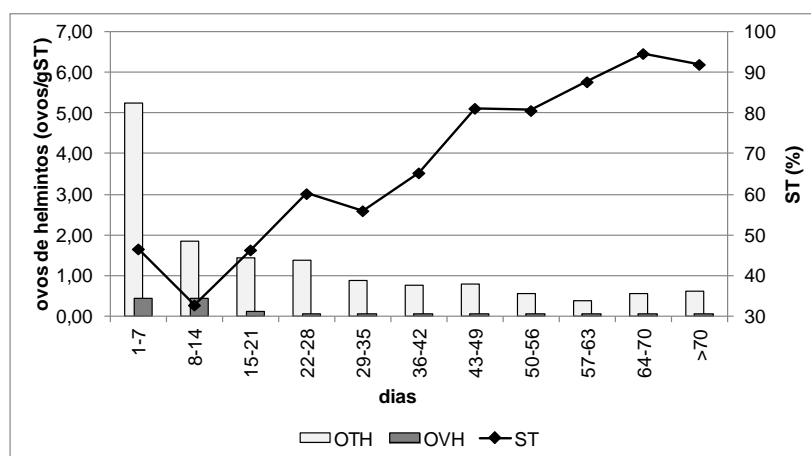


Figura 35 – Evolução temporal (semanal) das concentrações médias de ovos de helmintos viáveis e totais e dos teores médios de sólidos totais: dados sem distinção de lotes.

5.3. Experimentos de inoculação de colifagos somáticos

5.3.1. Experimento na estufa da ETE Violeira

Como descrito no item 4.5, foram realizados dois experimentos de inoculação e acompanhamento do decaimento de colifagos somáticos em amostras de lodo, um sob as condições de operação da estufa localizada na ETE Violeira e outro sob condições de temperatura controlada, em estufa laboratorial no LCQA/DAG/UFV.

Os resultados obtidos nos experimentos na estufa da ETE Violeira estão apresentados na Tabela 37 e na Figura 36

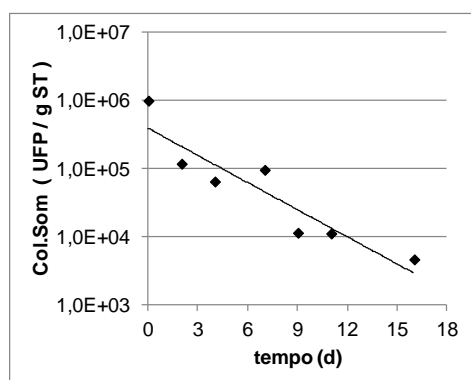
Tabela 37 – Concentrações de *E.coli* (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) ao longo dos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira.

P_T		P_T	
Tempo (d)	<i>Escherichia coli</i> (NMP/gST)	Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP/gST)
0	$4,65 \times 10^4$	0	$9,96 \times 10^5$
2	$7,18 \times 10^4$	2	$1,18 \times 10^5$
4	$3,16 \times 10^3$	4	$6,45 \times 10^4$
7	$4,79 \times 10^3$	7	$9,57 \times 10^4$
9	-	9	$1,14 \times 10^4$
11	$9,00 \times 10^3$	11	$1,11 \times 10^4$
14	$4,60 \times 10^3$	14	-
16	-	16	$4,61 \times 10^3$

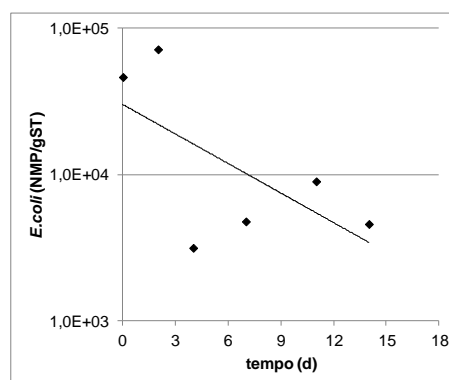
P_{A1}		P_{A2}	
Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP/gST)	Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP/gST)
0	$1,78 \times 10^6$	0	$1,30 \times 10^6$
2	$4,96 \times 10^5$	2	$2,77 \times 10^5$
4	$5,30 \times 10^4$	4	$3,55 \times 10^5$
7	$1,99 \times 10^5$	7	$1,92 \times 10^5$
9	$1,95 \times 10^5$	9	$1,93 \times 10^5$
11	$3,19 \times 10^4$	11	$2,40 \times 10^4$
14	$6,30 \times 10^3$	14	$1,78 \times 10^4$
16	$1,07 \times 10^4$	16	$1,46 \times 10^4$

P_{B1}		P_{B2}	
Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP/gST)	Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP/gST)
0	$2,55 \times 10^6$	0	$5,42 \times 10^6$
2	$4,64 \times 10^5$	2	$1,11 \times 10^6$
4	-	4	-
7	$5,61 \times 10^5$	7	$6,49 \times 10^5$
9	$4,39 \times 10^5$	9	$2,15 \times 10^5$
11	$7,89 \times 10^4$	11	$4,78 \times 10^4$
14	$4,39 \times 10^3$	14	$1,44 \times 10^4$
16	-	16	$1,55 \times 10^4$

P_T = pote testemunha; P_{A1} = pote 1 com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_{A2} = pote 2 com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_{B1} = pote 1 com lodo e 5,0 mL de inóculo; P_{B2} = pote 2 com lodo e 5,0 mL de inóculo.



P_T – Colifagos somáticos (n = 7)



P_T – *E.coli* (n = 6)

Figura 36 – Concentrações de *E.coli* (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continua).

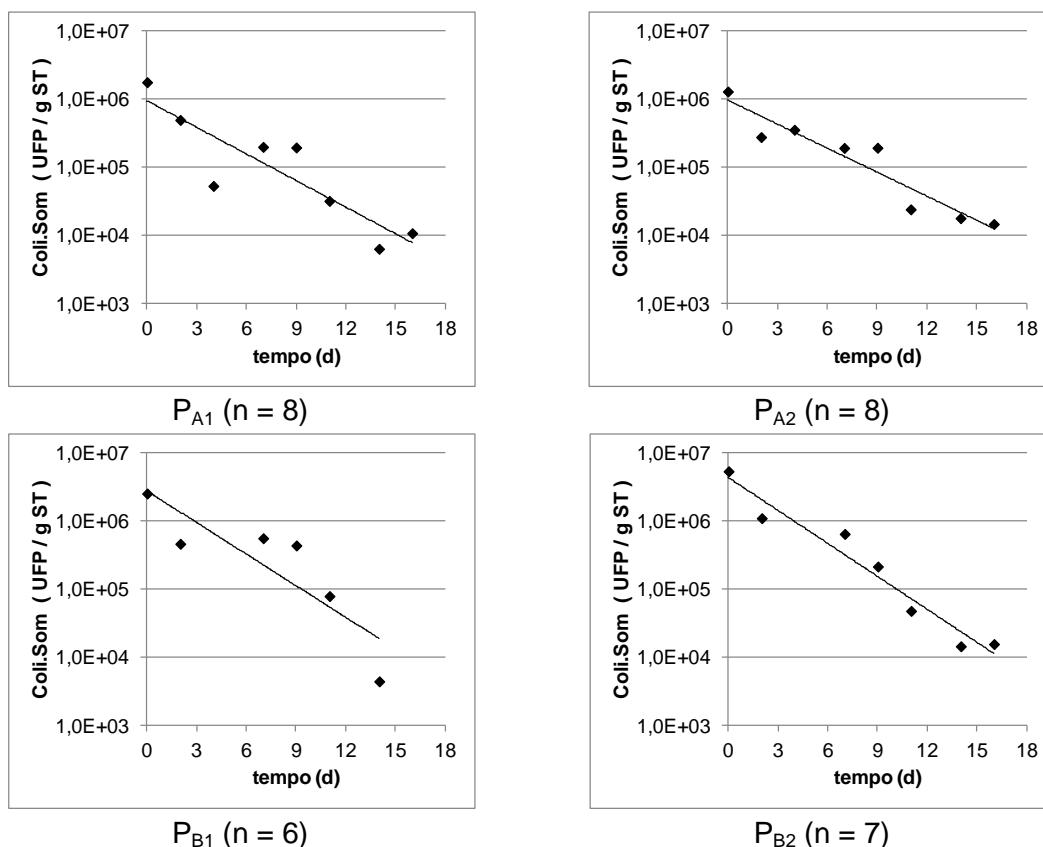


Figura 36 – Concentrações de *E.coli* (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Viroleira: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial) (continuação).

O pote testemunha (P_T) apresentou concentrações de colifagos somáticos de, aproximadamente, $1,0 \times 10^6$ UFP/gST. Coerentemente, os potes que receberam as menores doses de inóculo (1 mL) (P_{A1} e P_{A2}) apresentaram concentrações iniciais de colifagos somáticos em torno de $2,0 \times 10^6$ UFP/gST. Os potes que receberam a maior alíquota do inóculo (5 mL) (P_{B1} e P_{B2}), como era de se esperar, apresentaram concentrações iniciais um pouco mais elevadas, em torno de $5,0 \times 10^6$ UFP/gST (Tabela 37 e Figura 36).

Visualmente, é possível perceber decaimento similar, exponencial, nos cinco potes do experimento (Figura 36). De maneira geral, a remoção de colifagos variou entre 2,0 e 3,0 \log_{10} . Para *E.coli*, decaimento exponencial também pode ser observado, porém de maneira menos intensa, com apenas 1,0 unidade logarítmica de remoção ao longo dos 16 dias de monitoramento.

Dentre os poucos trabalhos encontrados na revisão de literatura sobre o comportamento de bacteriófagos e vírus entéricos em amostras de lodo e mais especificamente em secagem de lodo em estufa, Shanahan et al. (2010) reportam a presença de bacteriófagos no início do tratamento, mas ao final, após cerca de 10

dias, bacteriófagos e vírus entéricos não foram detectados. No Brasil, Comparini (2001) encontrou concentrações iniciais de bacteriófagos F-específicos próximas a 3×10^3 UFP/gST, mas ao final do tratamento (≥ 70 dias), esses microrganismos não foram detectados. Lima (2010) observou a presença de Hepatite A em lodo de esgoto não digerido submetido a secagem em apenas três de 18 amostras realizadas, e que não foi possível verificar tendência de decaimento de adenovírus e rotavírus, mesmo tendo ocorrido grande perda de umidade.

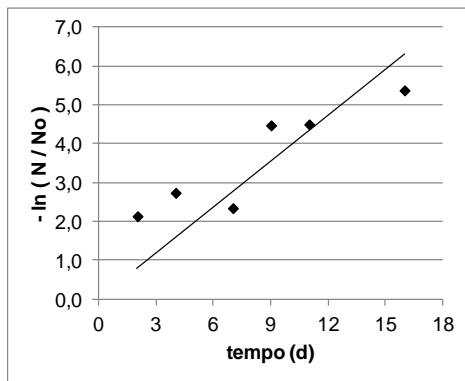
O decaimento exponencial de colifagos somáticos é evidenciado pelos resultados dos testes de regressão, tendo sido gerados modelos com valores de R^2 entre 0,75 e 0,95. Porém para o decaimento de *E.coli*, o resultado não foi muito satisfatório, com R^2 igual a 0,40. (Tabela 38):

Tabela 38 – Modelos de estimativa de concentrações de *E.coli* (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Viadeira: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

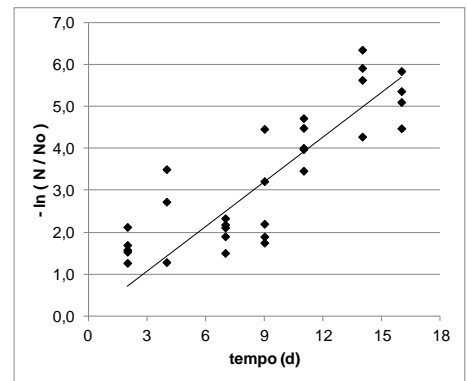
Pote	Equação	R^2	p-valor
P_T (n = 07)	$CS = 3,92 \times 10^5 \cdot \exp(-3,07 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,854	<0,0001
P_{A1} (n = 08)	$CS = 9,46 \times 10^5 \cdot \exp(-3,00 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,787	<0,0001
P_{A2} (n = 08)	$CS = 9,72 \times 10^5 \cdot \exp(-2,72 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,896	0,0003
P_{B1} (n = 06)	$CS = 2,79 \times 10^6 \cdot \exp(-3,57 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,750	0,0049
P_{B2} (n = 07)	$CS = 4,39 \times 10^6 \cdot \exp(-3,72 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,949	<0,0001
P_T (<i>E.coli</i>) (n = 06)	$E.coli = 3,02 \times 10^4 \cdot \exp(-1,55 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,404	0,0604

P_T = pote testemunha; P_{A1} = pote 1 com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_{A2} = pote 2 com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_{B1} = pote 1 com lodo e 5,0 mL de inóculo; P_{B2} = pote 2 com lodo e 5,0 mL de inóculo.

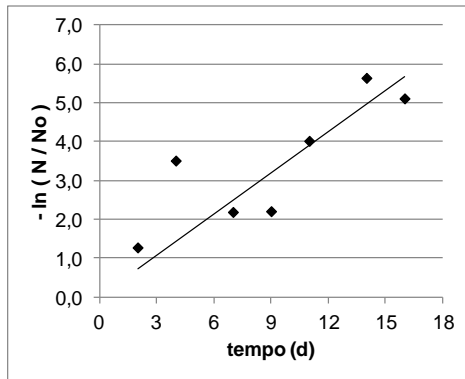
O mesmo exercício de cálculo de coeficiente de decaimento realizado para *E.coli* (K_b) e ovos totais de helmintos (K_{oh}) no tratamento dos sete lotes em estufa (itens 5.2.4 e 5.2.5, respectivamente) foi feito para os colifagos somáticos (Figura 37 e Tabela 39). Como já mencionado, a tendência de decaimento de colifagos somáticos nos diferentes potes foi semelhante, o que é corroborado pelos valores de dos coeficientes de decaimento (K_{csT}) obtidos, entre 0,30 e 0,40 d^{-1} . Já o menor valor de K_{bT} para o decaimento de *E.coli*, próximo a 0,20 d^{-1} , indica que essas bactérias se mostraram mais resistentes que os bacteriófagos em questão. Analisando os coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2), em todos os tratamentos referentes a colifagos somáticos os modelos ajustados demonstraram boa aderência aos dados experimentais ($R_0^2 > 0,90$); no caso da *E.coli*, o valor de R_0^2 foi um pouco menor, igual a 0,73.



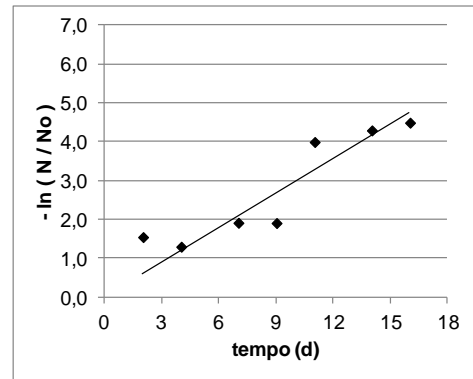
P_T – Colifagos somáticos (n = 6)



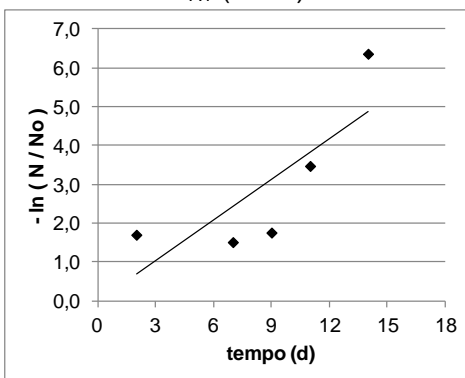
Geral – Colifagos somáticos (n = 31)



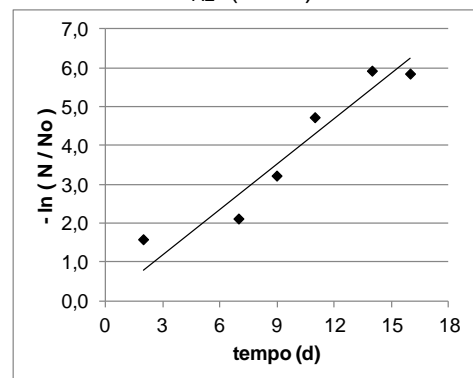
P_{A1} (n = 7)



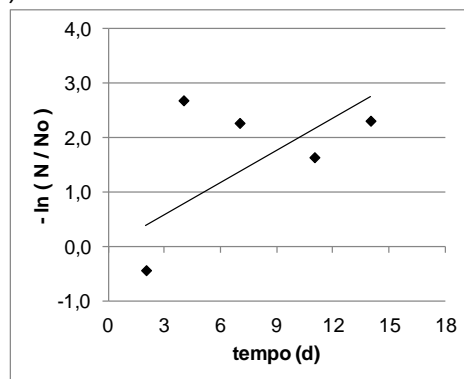
P_{A2} (n = 7)



P_{B1} (n = 5)



P_{B2} (n = 6)



P_T – *E.coli* (n = 5)

Figura 37 – Populações remanescentes de *E.coli* e de colifagos somáticos em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão linear passando pela origem).

Tabela 39 – Coeficientes de decaimento de *E.coli* (K_{bT}) e de colifagos somáticos (K_{csT}) para a temperatura média de operação nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa da ETE Violeira, coeficientes de determinação (R^2), coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2) e p-valor.

Pote	K_T (d^{-1})	R^2	R_0^2	p-valor
P_T (n = 06)	0,393	0,447	0,939	0,0003
P_{A1} (n = 07)	0,355	0,584	0,931	<0,0001
P_{A2} (n = 07)	0,297	0,820	0,968	<0,0001
P_{B1} (n = 05)	0,349	0,641	0,902	0,0039
P_{B2} (n = 06)	0,390	0,905	0,984	<0,0001
Geral (n = 31)	0,355	0,666	0,938	<0,0001
P_T (<i>E.coli</i>) (n = 05)	0,197	0,108	0,726	0,0305

P_T = pote testemunha; P_{A1} = pote 1 com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_{A2} = pote 2 com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_{B1} = pote 1 com lodo e 5,0 mL de inóculo; P_{B2} = pote 2 com lodo e 5,0 mL de inóculo.

5.3.2. Experimento na estufa em laboratório

Na Tabela 40 e Figura 38 encontram-se os resultados dos experimentos de inoculação de colifagos somáticos em amostras de lodo mantidas em estufa laboratorial no LCQA/DAG/UFV, sob condições de temperatura controlada.

Tabela 40 – Concentrações de *E.coli* (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) ao longo dos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada.

P_T		P_T	
Tempo (d)	<i>Escherichia coli</i> (NMP/gST)	Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP/gST)
1	$9,23 \times 10^5$	1	$3,28 \times 10^5$
2	$2,27 \times 10^5$	2	$2,60 \times 10^5$
3	$7,01 \times 10^5$	3	$1,84 \times 10^5$
4	$3,04 \times 10^5$	4	$1,68 \times 10^5$
7	$1,63 \times 10^5$	7	$3,06 \times 10^5$
8	$5,16 \times 10^5$	8	$2,39 \times 10^5$
9	$6,19 \times 10^5$	9	-
10	$1,57 \times 10^5$	10	$3,97 \times 10^4$
11	$3,12 \times 10^5$	11	$4,56 \times 10^5$
14	$8,06 \times 10^4$	14	$5,69 \times 10^4$
15	$1,47 \times 10^5$	15	$3,85 \times 10^5$
16	$6,52 \times 10^4$	16	$2,54 \times 10^5$
17	$6,16 \times 10^4$	17	$1,24 \times 10^5$

P_A		P_B	
Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP /gST)	Tempo (d)	Colifagos somáticos (UFP /gST)
1	$2,21 \times 10^6$	1	$1,52 \times 10^4$
2	$1,13 \times 10^6$	2	$3,12 \times 10^4$
3	$5,98 \times 10^5$	3	$7,19 \times 10^3$
4	$5,16 \times 10^5$	4	$1,38 \times 10^4$
7	$9,96 \times 10^5$	7	$7,10 \times 10^3$
8	$1,64 \times 10^6$	8	$3,65 \times 10^4$
9	$3,39 \times 10^6$	9	-
10	$1,50 \times 10^6$	10	$6,43 \times 10^3$
11	$1,95 \times 10^6$	11	-
14	$2,92 \times 10^5$	14	$5,94 \times 10^3$
15	$6,15 \times 10^5$	15	$7,36 \times 10^2$
16	$3,26 \times 10^5$	16	$7,36 \times 10^2$
17	$1,74 \times 10^5$	17	-

P_T = pote testemunha; P_A = pote com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_B = pote com lodo e 5,0 mL de inóculo.

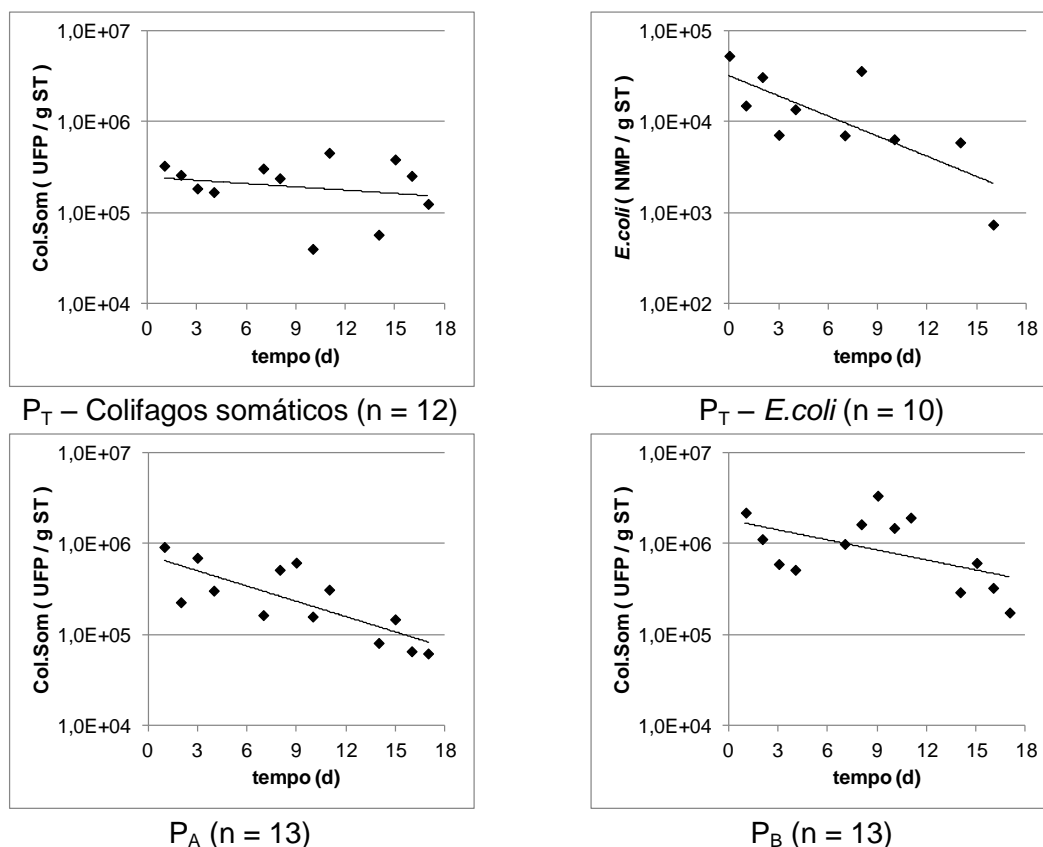


Figura 38 – Concentrações de *E. coli* (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão exponencial).

Da mesma forma que no experimento realizado na estufa da ETE Violeira, a ordem crescente das concentrações iniciais de colifagos somáticos (CS) se deu nos potes P_T, P_A e P_B, com aproximadamente 5×10^5 , 1×10^6 e 5×10^6 UFP/gST, respectivamente. Porém, o decaimento de CS foi semelhante nos potes P_A e P_B, com redução de cerca de 1,0 unidade logarítmica ao longo dos quase 20 dias de monitoramento; enquanto a redução no pote testemunha (P_T) foi menos intensa, por volta de 0,5 log₁₀. O decaimento de *E. coli* foi de aproximadamente 1,0 log₁₀, semelhante ao observado no experimento em estufa.

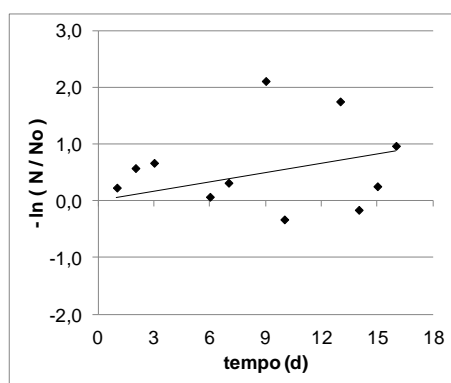
Nesse experimento, os valores de coeficiente de determinação obtidos por regressão exponencial não foram muito satisfatórios: próximos a 0,60 para o decaimento de *E. coli* no pote testemunha (P_T) e colifagos somáticos no pote P_A; igual a 0,27 para o decaimento de CS no pote P_B; e praticamente igual a zero para o decaimento de CS no pote testemunha (P_T) (Tabela 41).

Tabela 41 – Modelos de estimativa de concentrações de *E.coli* (NMP/gST) e de colifagos somáticos (UFP/gST) em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada: regressão exponencial, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor.

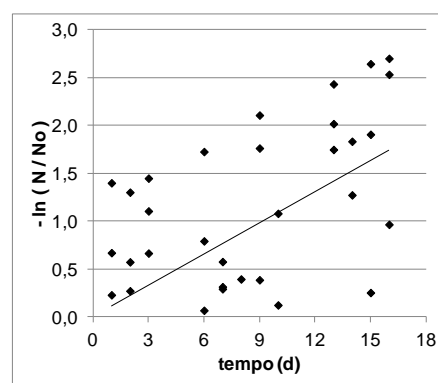
Lote de lodo	Equação	R^2	p-valor
P_T (n = 12)	$CS = 2,46 \times 10^5 \cdot \exp(-2,77 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,045	0,0004
P_A (n = 13)	$CS = 7,41 \times 10^5 \cdot \exp(-1,29 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,607	0,0002
P_B (n = 13)	$CS = 1,83 \times 10^6 \cdot \exp(-8,50 \times 10^{-2} \cdot t)$	0,274	0,0024
P_T (<i>E.coli</i>) (n = 10)	$E. coli = 3,21 \times 10^4 \cdot \exp(-1,70 \times 10^{-1} \cdot t)$	0,585	0,0053

P_T = pote testemunha; P_A = pote com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_B = pote com lodo e 5,0 mL de inóculo.

A Figura 39 mostra rearranjo dos dados experimentais para fins de cálculo dos coeficientes de decaimento de CS à temperatura de operação (K_{cs_T}) (Tabela 42). O maior coeficiente foi o do pote P_A ($0,154 \text{ d}^{-1}$) com coeficiente de determinação corrigido do modelos linear que lhe deu origem elevado ($R_0^2 = 0,962$); em seguida aparece o pote P_B , com K_{cs_T} igual a $0,109 \text{ d}^{-1}$ ($R_0^2 = 0,806$) e por último o pote testemunha (P_T), com K_{cs_T} igual a $0,055 \text{ d}^{-1}$ ($R_0^2 = 0,359$). Ao contrário do observado no experimento realizado na estufa da ETE Violeira, os resultados de inoculação com lodos mantidos sob temperatura controlada mostraram maior decaimento de bactérias *E.coli*, com coeficiente de decaimento bacteriano (K_{b_T}) igual a $0,218 \text{ d}^{-1}$, e bom ajuste dos dados ($R_0^2 = 0,832$).



P_T – Colifagos somáticos (n = 11)



Geral (n = 35)

Figura 39 – Populações remanescentes de *E.coli* e colifagos somáticos em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão linear passando pela origem) (continua).

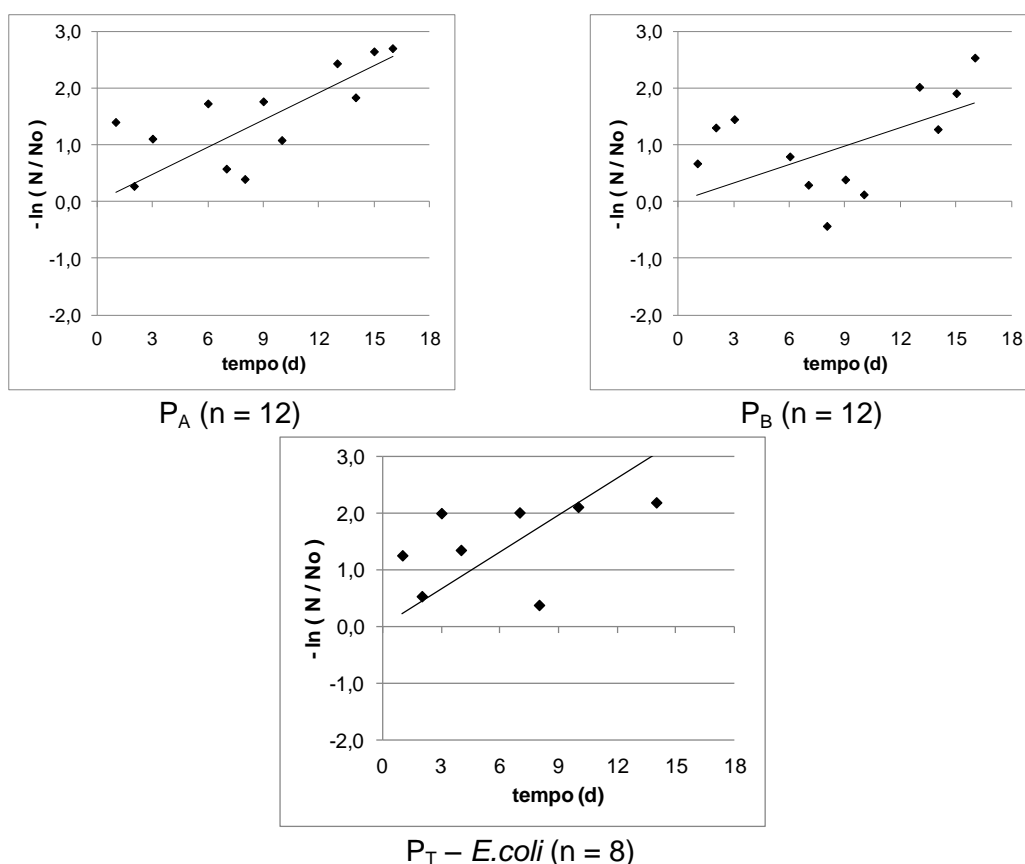


Figura 39 – Populações remanescentes de *E.coli* e colifagos somáticos em função do tempo (dias) nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada: gráficos de dispersão e linha de tendência (regressão linear passando pela origem) (continuação).

Tabela 42 – Coeficientes de decaimento de colifagos somáticos (K_{csT}) e de *E.coli* (K_{bT}) para a temperatura média de operação nos experimentos de inoculação de colifagos em amostras de lodo mantidas na estufa de laboratório com temperatura controlada, coeficientes de determinação (R^2), coeficientes de determinação corrigidos (R_0^2) e p-valor.

Pote	$K_T (d^{-1})$	R^2	R_0^2	p-valor
$P_T (n = 11)$	0,055	-0,074	0,359	0,0421
$P_A (n = 12)$	0,154	0,521	0,962	<0,0001
$P_B (n = 12)$	0,109	0,156	0,806	0,0007
Geral ($n = 35$)	0,109	0,101	0,636	<0,0001
$P_T (E.coli) (n = 9)$	0,218	0,375	0,832	0,2979

P_T = pote testemunha; P_A = pote com lodo e 1,0 mL de inóculo; P_B = pote com lodo e 5,0 mL de inóculo.

5.3.3. Influência da temperatura

De forma a verificar a influência da temperatura no decaimento dos colifagos somáticos, esta variável foi monitorada durante o experimento em campo, da mesma forma com mencionado no item 5.2.1, enquanto no experimento em estufa laboratorial a temperatura foi mantida em 30°C durante todo o experimento.

Comportamento semelhante ao descrito no item 5.2.1 foi observado (Figura 40): ligeiro decréscimo da temperatura entre 0 e 6h ($T_{\text{mediana}} \approx 18\text{-}20^{\circ}\text{C}$), seguido de aumento brusco da temperatura, com pico máximo próximo às 12h ($T_{\text{mediana}} \approx 40^{\circ}\text{C}$), e de queda gradual até estabilização ($T_{\text{mediana}} \approx 20^{\circ}\text{C}$) com o avançar da noite. Analisando o conjunto dos dados ($n = 816$), verifica-se que a média da temperatura do ar dentro da estufa foi de $26,8^{\circ}\text{C}$, $3,2^{\circ}\text{C}$ menor que a temperatura dentro da estufa em laboratório (30°C).

Portanto, analisando as temperaturas médias em ambos os experimentos ($26,8^{\circ}\text{C}$ e 30°C nas estufas na ETE Violeira e no laboratório, respectivamente), era de se esperar que o decaimento de bacteriófagos no experimento sob condições de temperatura controlada fosse mais acentuado. Entretanto, isso não foi verificado, sendo que os valores de $K_{\text{cs T}}$ foram, em média, cerca de 3,4 vezes maiores no experimento na estufa da ETE Violeira. Porém, é importante citar que durante várias horas do dia a temperatura do ar dentro da estufa permaneceu bem acima de 30°C e isso, naturalmente, tende a acentuar o decaimento microbiano.

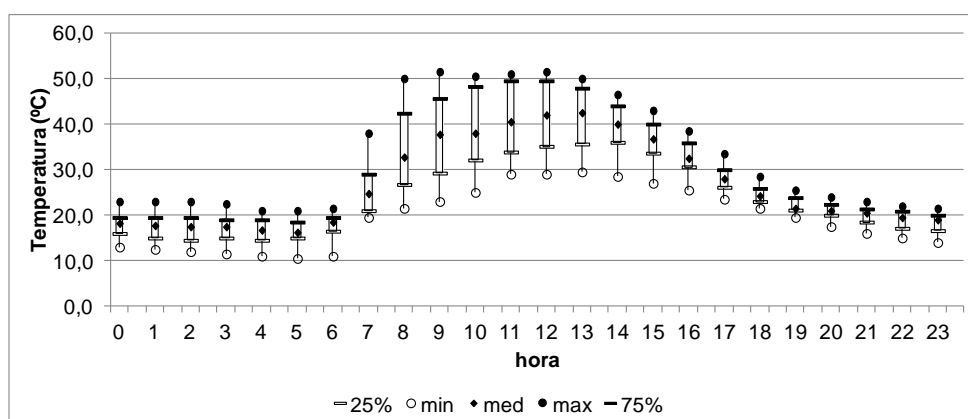


Figura 40 – Variação da temperatura do ar dentro da estufa da ETE Violeira durante o experimento de inoculação de colifagos (12/09/11 a 28/09/11) ($n = 816$; 34 dados de cada hora).

Na Tabela 43 são apresentados os coeficientes de decaimento de colifagos somáticos e de *E.coli* para a temperatura média de operação (T), calculados nos itens 5.3.1. e 5.3.2, e suas respectivas transformações para 20°C .

Para os dados do experimento de inoculação na estufa da ETE Violeira, os resultados de $K_{\text{cs } 20}$ dos cinco tratamentos estudados, foram relativamente próximos entre si com valores entre $0,19$ e $0,25 \text{ d}^{-1}$. No experimento de inoculação realizado em laboratório (temperatura controlada), os valores de $K_{\text{cs } 20}$ nos três tratamentos foram bem menores, de $0,03$ a $0,08 \text{ d}^{-1}$ (Tabela 43). A temperatura média dentro da estufa de campo durante o experimento ($26,8^{\circ}\text{C}$) foi menor que a temperatura na estufa em

laboratório (30,0°C), porém, como já citado, foram registrados picos de temperatura máxima em campo em torno de 50°C, o que pode explicar os valores mais elevados de $K_{cs\ T}$ e $K_{cs\ 20}$ na estufa da ETE Violeira. No caso da *E.coli*, os valores de $K_{b\ T}$ e $K_{b\ 20}$ de cada experimento foram semelhantes, com valores médios em torno de 0,21 e 0,12 d^{-1} , respectivamente.

Tabela 43 – Coeficientes de decaimento de *E.coli* e de colifagos somáticos à temperatura média de operação (T) e à temperatura padronizada de 20°C, experimentos de inoculação de colifagos somáticos.

Experimentos de inoculação na estufa na ETE Violeira			
Lote	K_T (d^{-1})	T (°C)	K_{20} (d^{-1})
P _T	0,393	26,8	0,248
P _{A1}	0,355	26,8	0,224
P _{A2}	0,297	26,8	0,187
P _{B1}	0,349	26,8	0,220
P _{B2}	0,390	26,8	0,246
Geral	0,355	26,8	0,224
P _T (<i>E.coli</i>)	0,197	26,8	0,124
Experimentos de Inoculação na estufa de laboratório com temperatura controlada			
Lote	K_T (d^{-1})	T (°C)	K_{20} (d^{-1})
P _T	0,055	30,0	0,028
P _A	0,154	30,0	0,078
P _B	0,109	30,0	0,055
Geral	0,109	30,0	0,055
P _T (<i>E.coli</i>)	0,218	30,0	0,111

P_T = pote testemunha (estufa ETE Violeira e estufa de laboratório); P_{A1} = pote 1 com lodo e 1,0 mL de inóculo (estufa ETE Violeira); P_{A2} = pote 2 com lodo e 1,0 mL de inóculo (estufa ETE Violeira); P_{B1} = pote 1 com lodo e 5,0 mL de inóculo (estufa ETE Violeira); P_{B2} = pote 2 com lodo e 5,0 mL de inóculo (estufa ETE Violeira); P_A = pote com lodo e 1,0 mL de inóculo (estufa de laboratório); P_B = pote com lodo e 5,0 mL de inóculo (estufa de laboratório).

5.4. Considerações finais sobre o decaimento microbiano durante secagem do lodo em estufa

A partir dos coeficientes de decaimento à temperatura padronizada de 20°C de *E.coli* (Tabela 26) e ovos totais de helmintos (Tabela 32) (obtidos do monitoramento dos lotes de lodo na estufa da ETE Violeira), e de colifagos somáticos (obtidos dos experimentos de inoculação de colifagos na estufa da ETE Violeira) (Tabela 43), foram calculados valores médios de K_{20} para cada microrganismo ($K_{b\ 20\ médio} = 0,061\ d^{-1}$; $K_{oh\ 20\ médio} = 0,021\ d^{-1}$; $K_{cs\ 20\ médio} = 0,225\ d^{-1}$). Com base nesses valores de coeficientes de decaimento (e extrapolando o coeficiente de decaimento de ovos totais para ovos viáveis de helmintos), considerando concentrações iniciais de 10^6 *E.coli*/gST, de 2,5 OVH/gST e de 10^6 CS/gST (similares às observadas durante o monitoramento dos lotes de lodo e dos experimentos de inoculação na estufa da ETE Violeira), o

decaimento desses três microrganismos ao longo do tempo de secagem em estufa foi modelado a partir da Equação 8 e ilustrado na Figura 41.

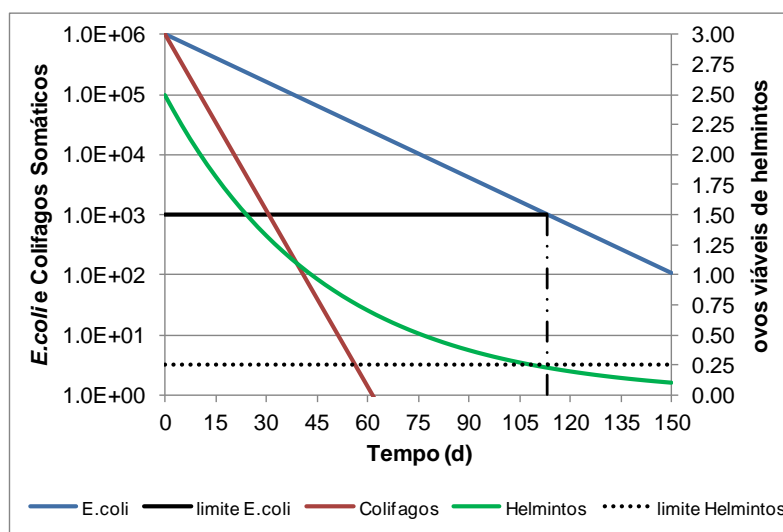


Figura 41 – Ilustração esquemática do decaimento de *E.coli*, ovos viáveis de helmintos e colifagos somáticos em lodo de esgoto submetido a secagem em estufa.

Observa-se que, sob as condições estabelecidas neste exercício, os padrões de *E.coli* e de ovos viáveis de helmintos estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 para biossólidos Classe A (10^3 *E.coli*/gST e 0,25 ovos/gST) seriam alcançados praticamente no mesmo tempo de secagem em estufa (110-115 dias).

Com o decaimento bem mais intenso dos colifagos somáticos, decorridos cerca de 60 dias de tratamento esse microrganismo já não seria detectado. Como os colifagos somáticos são encontrados em abundância em lodos de esgotos (STRAUB et al., 1993; LASOBRAS et al., 1999) e, diante de informações de que a inativação de colifagos seja ligeiramente menor que a inativação de poliovírus, rotavírus e coxsackievírus em tratamento térmico de lodo de esgoto (MOCE-LLIVINA et al., 2003), especula-se que vírus entéricos também poderiam eliminados em aproximadamente 60 dias.

Assim, a julgar pelos resultados deste trabalho, há indícios de que o padrão Classe A de biossólidos possa servir de indicador também do alcance do padrão correspondente de ovos de helmintos. Há ainda indícios que o padrão 10^3 *E.coli*/gST poderia também ser um indicador adequado de atendimento de qualidade Classe A em termos de vírus entéricos, mas isso como discutido anteriormente requer investigação mais cuidadosa.

Por fim, é preciso esclarecer que a discussão aqui desenvolvida se limita a avaliação comparativa do decaimento dos três microrganismos, sem se ater aos tempos (dias) necessários para o alcance de determinada qualidade microbiológica de biossólidos. Isso porque o presente exercício foi feito em referência à temperatura de 20°C. Estimativas de qualidade de biossólidos em função do tempo de secagem em estufa devem ser feitas com base na discussão apresentada nos itens 5.2.4, 5.2.5 e 5.3.1.

Não obstante, em exercício similar, considerando agora coeficientes de decaimento de *E.coli*, ovos totais de helmintos e de colifagos somáticos obtidos com os dados gerais sem distinção de lotes para a temperatura de operação ($K_{b,T} = 0,095 \text{ d}^{-1}$, $K_{oh,T} = 0,033 \text{ d}^{-1}$ e $K_{cs,T} = 0,355 \text{ d}^{-1}$) (Tabelas 25, 31 e 39), estimar-se-ia que o padrão Classe A de *E.coli*, de ovos viáveis de helmintos seria alcançado em aproximadamente 75 dias.

5.5. Estimativa da qualidade microbiológica de biossólidos

Como referido no item 4.4, com vistas à estimativa da concentração de microrganismos em biossólidos (C_{bs}) - lodo de reator UASB tratado por desaguamento em leito de secagem seguido de secagem em estufa - foi adotado um modelo em função da concentração do microrganismo no esgoto bruto (C_{eb}), da relação entre a concentração observada no esgoto bruto e no lodo (f_{transf}), da remoção no leito de secagem (Remoção_{LS}) e da remoção durante a secagem em estufa (Remoção_{EST}) (ver Equação 4). Com base nesse modelo, e por meio de modelagem estocástica, foram realizados exercícios de estimativa da concentração de *E.coli*, ovos totais de helmintos e colifagos somáticos em biossólidos.

Como descrito no item 4.4, para fins de determinação das concentrações de *E.coli*, ovos totais de helmintos (OTH) e colifagos somáticos no esgoto bruto e no lodo no interior do reator UASB, foi implementado um programa de monitoramento, com realização de 19 amostragens entre 08/09/2011 e 10/11/2011. As Figuras 42 a 44 mostram os resultados obtidos. As concentrações de *E.coli*, OTH e colifagos somáticos no esgoto bruto estão expressas, respectivamente, em termos de NMP/100mL, ovos/L e de UFP/100mL. Já para o lodo do reator, as concentrações dessas variáveis, na mesma ordem, são dadas em NMP/gST, ovos/gST e UFP/gST. Em geral, numericamente, as concentrações dos três microrganismos em questão foram mais elevadas no esgoto bruto do que no lodo do reator UASB.

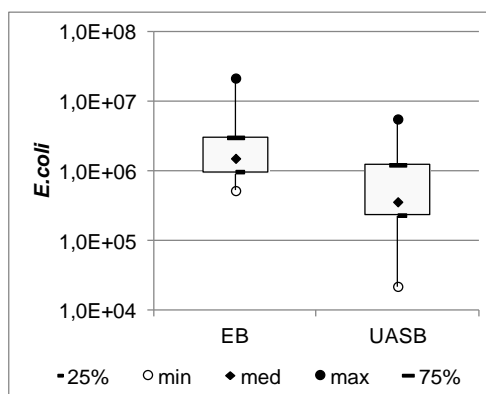


Figura 42 – Variação das concentrações de *E.coli* no esgoto bruto (NMP/100mL) e no lodo no interior do reator UASB (NMP/gST) (n = 19).

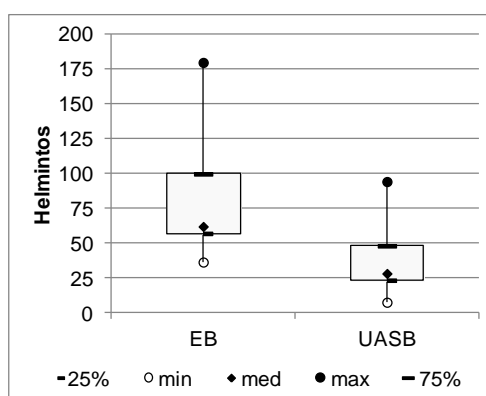


Figura 43 – Variação das concentrações de ovos totais de helmintos no esgoto bruto (ovos/L) e no lodo no interior do reator UASB (ovos/gST) (n = 19).

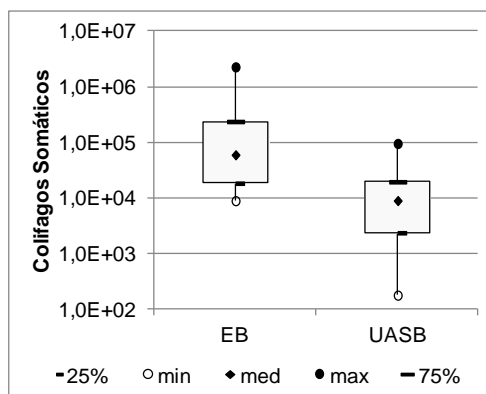


Figura 44 – Variação das concentrações de colifagos somáticos no esgoto bruto (UFP/100mL) e no lodo no interior do reator UASB (UFP/gST) (n = 19).

Testes de aderência realizados com o programa @Risk (teste do Chi²), bem como a análise visual de gráficos P-P, indicaram o ajuste das seguintes funções densidade de probabilidade (FDP) para os dados de concentração dos microrganismos no esgoto bruto: exponencial para *E.coli* e lognormal para OTH e colifagos somáticos (Figuras 45 a 47).

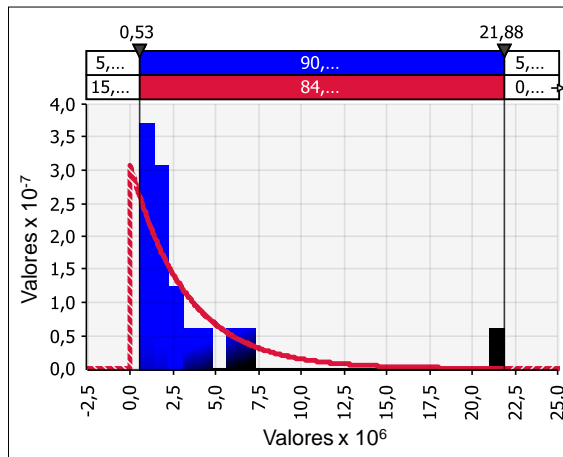


Figura 45 – Histograma de frequência e curva da função exponencial ajustada aos dados de *E.coli* no esgoto bruto.

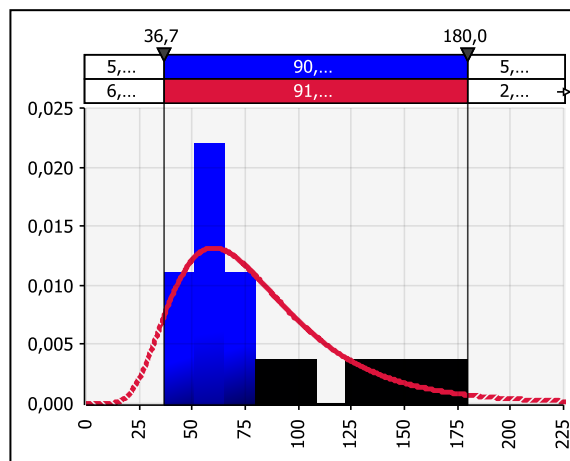


Figura 46 – Histograma de frequência e curva da função lognormal ajustada aos dados de ovos totais de helmintos no esgoto bruto.

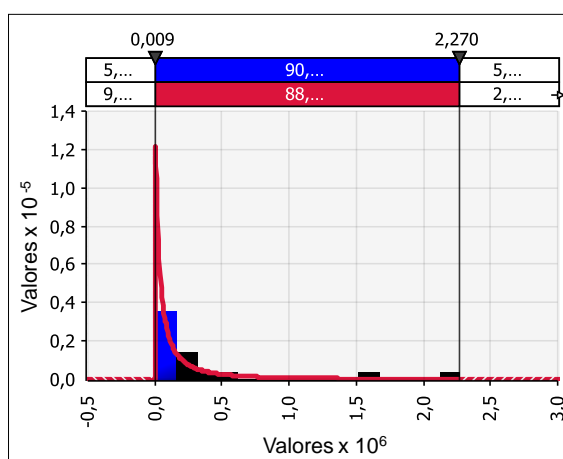


Figura 47 – Histograma de frequência e curva da função lognormal ajustada aos dados de colifagos somáticos no esgoto bruto.

O fator de transformação (f_{transf}) foi obtido a partir do cômputo, para cada evento de amostragem, da razão (relação numérica, sem preocupação com uniformização de unidades) entre os dados de concentração dos microrganismos no esgoto bruto e no lodo do reator UASB. As incertezas em torno dessa variável foram então descritas por distribuições uniformes, sendo os limites dos intervalos os valores máximos e mínimos das relações calculadas para cada microrganismo. Para *E.coli*, OTH e colifagos somáticos, os intervalos da distribuição uniforme foram respectivamente: 0,025-3,208, 0,139-1,537 e 0,005-2,217. Nota-se assim que, apesar dos dados das concentrações no esgoto bruto terem sido, em geral, numericamente maiores que no lodo, em algumas situações essa relação se inverteu.

Para o termo do modelo referente à remoção de microrganismos no leito de secagem (Remoção_{LS}), em vista dos dados muito variáveis verificados no item 5.1 do presente trabalho, não foi possível modelar o decaimento de *E.coli* e de ovos totais de helmintos; além disso, o comportamento de colifagos somáticos no leito de secagem não foi acompanhado. Assim, com base nos dados de campo, optou-se por considerar o decréscimo dos microrganismos no leito de secagem variando entre 0 e 1 unidade logarítmica, de acordo com distribuição uniforme.

No que diz respeito à remoção durante a secagem do lodo em estufa (Remoção_{EST}), com base nos resultados experimentais obtidos neste trabalho, foi considerado decaimento exponencial e os coeficientes de decaimento a 20°C (K_{20}) calculados para *E.coli* (item 5.2.4), helmintos (item 5.2.5) e colifagos somáticos (item 5.3). Nos três casos, a variação de K_{20} foi assumida em distribuição uniforme tendo como limites os valores mínimos e máximos obtidos experimentalmente (*E.coli*: $K_{b\ 20} = 0,004-0,142\ d^{-1}$; ovos totais de helmintos: $K_{oh\ 20} = 0,008-0,036\ d^{-1}$; colifagos somáticos: $K_{cs\ 20} = 0,187-0,248\ d^{-1}$). Para efeito das simulações, foi considerado tempo de secagem em estufa de 60 dias.

Para o coeficiente de temperatura, foi assumida variação de acordo com distribuição triangular (mín = 1,00; média = 1,07; máx = 1,19) (ver item 4.4)

Para a temperatura, optou-se por ajustar uma FDP aos dados de temperatura do ar dentro da estufa registrados em *datalogger* durante 143 dias, entre outubro de 2010 e setembro de 2011, o que resultou em função triangular (mín = 7,2; média = 33,5; máx = 63,0).

A Tabela 44 resume as faixas de valores e as distribuições de probabilidades adotadas para as variáveis de entrada do modelo de estimativa de concentração de microrganismos em bioossólidos (Equação 7).

Tabela 44 – Caracterização das variáveis de entrada do modelo⁽¹⁾ de estimativa de concentrações de microrganismos em biossólidos (lodo de reator UASB tratado por desaguamento em leito de secagem seguido de secagem em estufa).

<i>E.coli</i>					
Variáveis de entrada	Distribuição	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
C_{eb}	exponencial	$3,26 \times 10^6$	0,00	$+\infty$	$3,26 \times 10^6$
$f_{\text{.transf}}$	uniforme	-	0,025	3,208	-
x	uniforme	-	0,00	1,00	-
$K_{b\ 20}$	uniforme	-	0,004	0,142	-
θ	triangular	1,07	1,00	1,20	-
T	triangular	33,5	7,2	63,0	-
t	-	60	-	-	-
ovos totais de helmintos					
Variáveis de entrada	Distribuição	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
C_{eb}	lognormal	81,77	0,00	$+\infty$	39,25
$f_{\text{.transf}}$	uniforme	-	0,139	1,537	-
x	uniforme	-	0,00	1,00	-
$K_{oh\ 20}$	uniforme	-	0,008	0,036	-
θ	triangular	1,07	1,00	1,20	-
T	triangular	33,5	7,2	63,0	-
t	-	60	-	-	-
Colifagos somáticos					
Variáveis de entrada	Distribuição	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
C_{eb}	lognormal	$3,26 \times 10^5$	0,00	$+\infty$	$1,29 \times 10^6$
$f_{\text{.transf}}$	uniforme	-	0,005	2,217	-
x	uniforme	-	0,00	1,00	-
$K_{cs\ 20}$	uniforme	-	0,187	0,248	-
θ	triangular	1,07	1,00	1,20	-
T	triangular	33,5	7,2	63,0	-
t	-	60	-	-	-

⁽¹⁾ $C_{bs} = C_{eb} \times f_{\text{.transf}} \times 10^{-x} \times \exp [-K_{b,20} \times \theta^{(T-20)} \times t]$; C_{eb} = concentração do microrganismo no esgoto bruto; $f_{\text{.transf}}$ = fator de conversão (concentração no lodo em relação a concentração no esgoto bruto); 10^{-x} = decaimento no leito de secagem; $K_{b\ 20}$ = decaimento em estufa a 20°C; θ = coeficiente de temperatura; T = temperatura; t = tempo de secagem em estufa.

A Tabela 45 apresenta os resultados (estatística descritiva) das estimativas das concentrações de *E.coli*, ovos totais de helmintos e colifagos somáticos no biossólido tratado, realizadas com simulação por amostragem aleatória em 10.000 iterações utilizando o programa @Risk. Nas Figuras 48 a 50 são apresentados os histogramas com as distribuições de probabilidades das concentrações estimadas.

Tabela 45 – Estatística descritiva da estimativa da qualidade do biossólido submetido a desaguamento em leito de secagem e secagem em estufa.

Variável	Microrganismo		
	<i>E.coli</i> ^(a)	ovos totais de helmintos ^(b)	Colifagos Somáticos ^(c)
mínimo	0,00	0,00	0,00
5%	0,00	0,00	0,00
25%	$2,29 \times 10^{-6}$	0,00	$4,06 \times 10^{-32}$
50%	$1,31 \times 10^1$	0,43	$7,19 \times 10^{-12}$
75%	$5,59 \times 10^3$	2,91	$1,07 \times 10^{-04}$
95%	$3,51 \times 10^5$	14,61	$2,15 \times 10^0$
máximo	$1,33 \times 10^7$	211,44	$8,20 \times 10^4$
média	$8,47 \times 10^4$	3,09	$3,09 \times 10^1$
desvio padrão	$4,66 \times 10^5$	7,34	$1,09 \times 10^3$
variância	$2,17 \times 10^1$	53,83	$1,20 \times 10^6$

^(a) *E.coli* em NMP/gST; ^(b) ovos totais de helmintos em ovos/gST; ^(c) colifagos somáticos em UFP/gST.

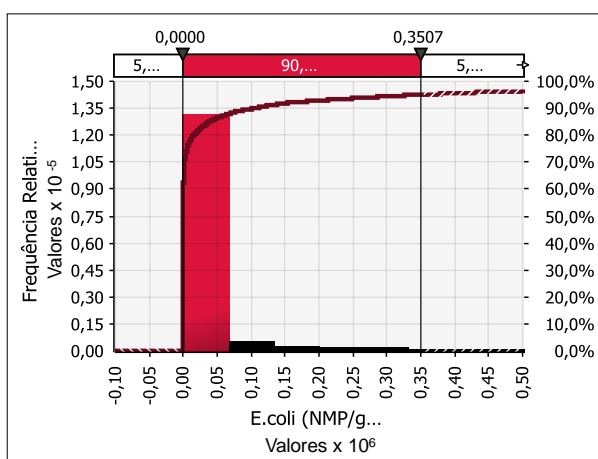


Figura 48 – Histograma e curva de frequência acumulada da concentração estimada de *E.coli* no biossólido tratado.

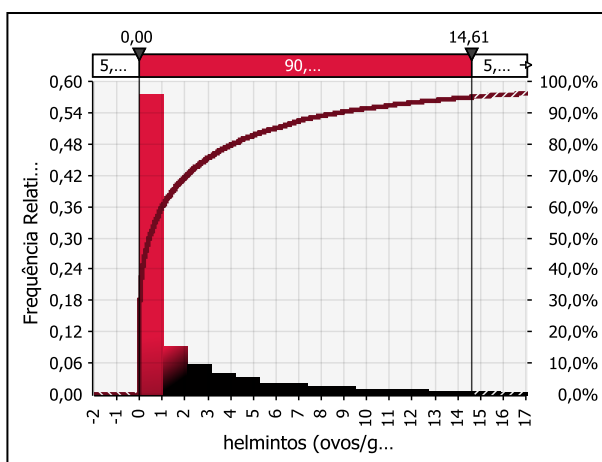


Figura 49 – Histograma e curva de frequência acumulada da concentração estimada de ovos totais de helmintos no biossólido tratado.

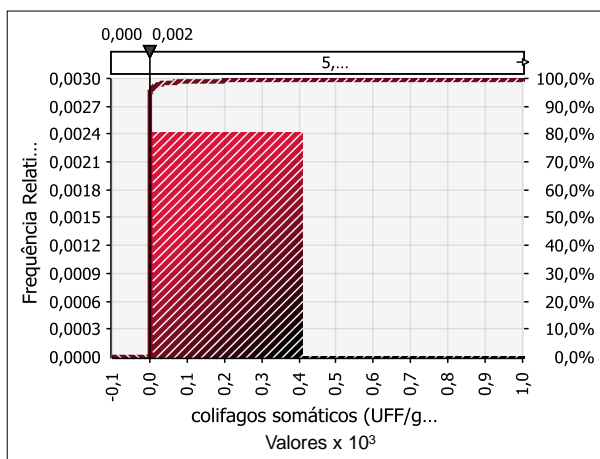


Figura 50 – Histograma e curva de frequência acumulada da concentração estimada de colifagos somáticos no biossólido tratado.

Confirmando tendência registrada na literatura (OLIVEIRA, 2006; PAVIONE, 2010), a variabilidade da concentração dos três microrganismos no esgoto bruto foi descrita por distribuições assimetricamente positivas (exponencial e lognormal), ou seja, grande parte dos dados está agrupada à esquerda na curva de densidade probabilidade. Isso, decerto, determinou distribuições similares das estimativas de concentrações dos microrganismos no biossólido, uma vez que as demais variáveis de entrada do modelo foram descritas por funções uniformes ou triangulares.

A mediana das estimativas de concentração de *E.coli* no biossólido foi igual a $1,31 \times 10^1$ NMP/gST. O valor de 10^3 *E.coli*/gST (biossólido Classe A) correspondeu ao quantil 66,2% da distribuição de probabilidades das estimativas da qualidade bacteriológica do biossólido. Os resultados sugerem, assim, estabilidade e confiabilidade consideráveis do processo de tratamento por secagem em estufa do lodo de reator UASB, pois, sob as condições experimentais e de modelagem aqui consideradas (por exemplo, 60 dias de secagem em estufa) a probabilidade de não alcançar o padrão Classe A seria de 33,8%; além disso, mesmo considerando as amplas variações das variáveis de entrada do modelo, a começar, principalmente, pelas características do esgoto bruto, 50% das estimativas indicaram qualidade do biossólido tão boa quanto $1,3 \times 10^1$ *E.coli*/gST. Por sua vez, concentrações de *E.coli* abaixo de 10^6 NMP/gST (biossólido Classe B) teriam 97% de chances de ocorrência.

Em geral, esses resultados parecem bem expressar o observado nos experimentos de campo, pois após 60 dias de tratamento foram encontradas concentrações de *E.coli* menores que 10^3 /gST. em quatro dos sete lotes de lodo avaliados.

Tendo como base todo o banco de dados de ovos de helmintos do presente estudo (Anexos 1 a 7), os ovos viáveis corresponderam, em média, a 18% do número de ovos totais. Assim, considerando os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA

375/2006 para biossólidos Classe A e B (<0,25 e <10 OVH/gST, respectivamente), as concentrações máximas permitidas de OTH no presente estudo seriam 1,39 ovos/gST (biossólido Classe A) e 55,6 ovos/ST (biossólido Classe B). Dessa forma, o padrão de biossólidos Classe A seria atendido em 64,3% das iterações realizadas, enquanto o padrão Classe B em 99,8%. A mediana das estimativas de ovos totais de helmintos no biossólido foi de 0,43 ovos/gST, o que equivaleria a 0,08 OVHgST, valor este bem inferior ao limite da Classe A. É ainda de se notar que enquanto as simulações indicaram 65% dos dados situados abaixo de 2,0 ovos/gST, nos dados dos experimentos de campo não foram observadas concentrações de OTH acima de 2,0 em nenhuma amostragem realizada a partir de 60 dias de tratamento por secagem em estufa (tempo este considerado nas simulações).

Em relação aos colifagos somáticos, as simulações com 60 dias de secagem em estufa resultarem em estimativas de concentrações no biossólidos muito baixas, entre 0,0 e 2,15 UFP/gST (5º e 95º percentis, respectivamente), sendo a mediana igual a $7,19 \times 10^{-12}$ UFP/gST. Em contrapartida, a média resultante da simulação mostrou-se bem mais alta, igual a $3,09 \times 10^1$ UFP/gST. Utilizando as estimativas de colifagos para verificar o atendimento da Resolução CONAMA 375/2006, 95,2% dos resultados do modelo foram menores do que o padrão Classe A de vírus entéricos (<0,25 UFP/gST).

Cabe citar, no entanto, que, como o monitoramento dos experimentos de inoculação de colifagos somáticos não se estendeu por períodos tão longos quanto 60 dias, comparações entre os resultados de concentrações observadas e estimadas pelo modelo ficam limitadas.

Esse resultados são decorrentes das simulações terem sido feitas com os coeficientes de decaimento de colifagos dos experimentos de campo, que resultaram em valores elevados. Cabe lembrar que, entretanto, os experimentos de laboratório resultaram em valores de coeficientes de decaimento bem mais baixos (ver item 5.3.2). Fica, portanto, em aberto, uma melhor apropriação dessa variável com vista ao emprego dos colifagos como indicadores de vírus no modelo proposto.

Nas Figuras 51 a 53 encontram-se os resultados da análise de sensibilidade, realizada para identificar as variáveis de entrada do modelo que mais impactaram a variável de saída, ou seja, as estimativas de qualidade microbiológica do biossólido. Como variáveis de entrada foram consideradas: (i) concentração do microrganismo no esgoto bruto (Ceb); (ii) fator de transformação (f_{transf}); (iii) remoção no leito de secagem (X); (iv) coeficiente de decaimento na estufa (K); (v) coeficiente de temperatura (θ) e (vi) temperatura.

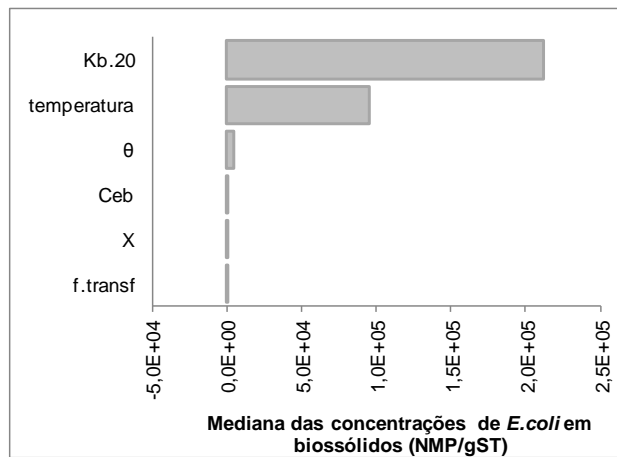


Figura 51 – Amplitude de variação das medianas das estimativas de concentração de *Escherichia coli* no biossólido para a simulação do modelo com cada uma das variáveis de entrada fixada em determinados percentis.

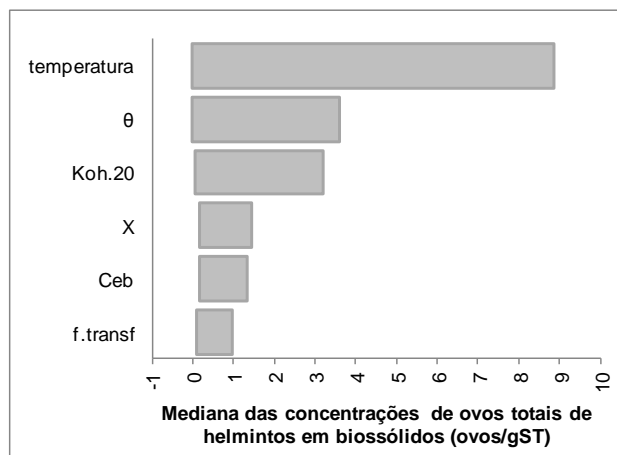


Figura 52 – Amplitude de variação das medianas das estimativas de concentração de ovos totais de helmintos para a simulação do modelo com cada uma das variáveis de entrada fixada em determinados percentis.

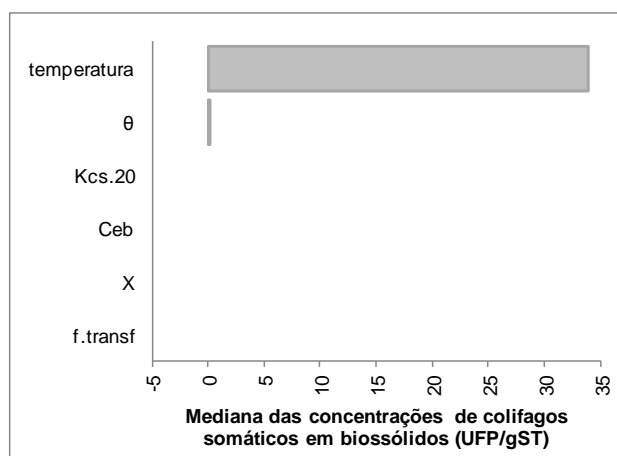


Figura 53 – Amplitude de variação das medianas das estimativas de concentração de colifagos somáticos para a simulação do modelo com cada uma das variáveis de entrada fixada em determinados percentis.

No modelo de estimativa de *E.coli*, a variável de entrada que demonstrou maior impacto sobre a variável resposta foi o coeficiente de decaimento bacteriano a 20°C ($K_{b\ 20}$), seguido pela temperatura; as demais variáveis, comparativamente, mostraram impactos bem menores.

Na estimativa de ovos de helmintos, a temperatura apareceu como a variável de maior impacto, seguida, com impactos semelhante entre si e bem menores que o da temperatura, pelo coeficiente de temperatura (θ) e pelo coeficiente de decaimento a 20°C ($K_{oh\ 20}$); na sequência, também com impactos semelhante entre si e bem menores que os da demais variáveis, apareceram a concentração de ovos no esgoto bruto (C_{eb}), o fator de transformação (f_{transf}) e a remoção no leito de secagem (X) (Figura 52)

No modelo de colifagos somáticos, a temperatura aparece novamente como a variável de entrada de maior impacto. As demais variáveis parecem pouco interferir nas estimativas de concentração de colifagos no biossólido.

O destaque da temperatura como variável de entrada das mais importantes é, naturalmente, reflexo da dependência inerente do processo de secagem em estufa aos efeitos da temperatura e das amplas variações de temperatura registradas na estufa. Para efeito da estimativa da qualidade do biossólido, é preciso, então, conhecimento prévio e adequado das temperaturas alcançáveis na estufa, o que pode ser eventualmente determinado a partir de estimativas com base nas condições climáticas locais, por meio de modelos preditivos como os das Equações 11 e 12.

A importância do coeficiente de decaimento microbiano durante a secagem do lodo em estufa na determinação da qualidade microbiológica do biossólido revela a necessidade de melhor apropriação dessa variável para os microrganismos de interesse. Isso é válido inclusive para os colifagos, para os quais, no caso do presente estudo, o coeficiente de decaimento não se mostrou variável determinante, pois isso provavelmente se deu pela pequena variação aqui assumida para esta variável (ver Tabela 44); de mais a mais já se discutiu aqui sobre os resultados díspares obtidos nos experimentos de campo e de laboratório e, portanto, as incertezas em torno dessa variável.

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES DE PESQUISAS COMPLEMENTARES

O tratamento por secagem em estufa se mostrou eficiente como processo de condicionamento e higienização de lodo de esgoto. Possibilitou a secagem efetiva do lodo (teores de umidade abaixo de 20 e 10% em cerca de 45 e 75 dias, respectivamente), facilitando o manejo e diminuindo os possíveis gastos relacionados a transporte e disposição final. Além disso, o sistema se apresentou capaz de produzir biossólidos Classe A de acordo com as especificações da Resolução CONAMA 375/2006 no que tange a *E.coli* e ovos viáveis de helmintos, em aproximadamente 60-75 dias.

Resultados muito semelhantes de teores de umidade foram obtidos quando esta variável foi medida em laboratório como tal e quando foi calculada a partir dos dados de sólidos totais. Sugere-se, assim, que apenas um destes parâmetros (umidade ou sólidos totais) tenha de ser monitorado no acompanhamento da secagem do lodo em estufa.

Apesar de tendências de decaimento (exponenciais) de *E.coli* e de ovos de helmintos similares às de redução de umidade terem sido observadas, não foi possível modelar matematicamente o decaimento microbiano em função dos teores de umidade (ou de sólidos totais). Ou seja, os resultados deste trabalho não permitiram a utilização do teor de umidade, ou da concentração de sólidos totais, com indicador da qualidade microbiológica do lodo seco em estufa.

O decaimento de coliformes totais e de *Escherichia coli* foi bastante intenso e muito variável, tendo sido obtidos valores de coeficientes de decaimento ($K_{b\ 20}$) em faixas tão amplas quanto 0,004-0,142 d^{-1} . O decaimento de ovos (viáveis e totais) de helmintos foi menos intenso, mas também muito variável entre os lotes monitorados. O cálculo de $K_{oh\ 20}$ foi possível apenas para os ovos totais de helmintos, sendo obtidos valores entre 0,008 e 0,035 d^{-1} . Não obstante, em função das concentrações iniciais bem diferentes de *E.coli* e de ovos de helmintos, a modelagem do decaimento dessas duas variáveis indicou o alcance dos respectivos padrões Classe A estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (10^3 *E.coli* e 0,25 ovos viáveis de helmintos por grama de ST) em tempos muito próximos, o que sugere a possibilidade da comprovação de atendimento do padrão Classe A, bacteriano e de helmintos, com base no monitoramento de *E.coli* apenas.

Os dois experimentos de inoculação de colifagos somáticos apresentaram resultados muito divergentes: decaimento lento no lodo submetido a tratamento sob condições de temperatura controlada (30°C) ($K_{cs\ 20} = 0,028-0,078\ d^{-1}$), e bem mais intenso no lodo tratado em estufa ($K_{cs\ 20} = 0,187-0,248\ d^{-1}$). A possibilidade da utilização de colifagos

como indicadores da qualidade virológica de biossólidos tratados por secagem em estufa fica, portanto, sujeita a investigações complementares, incluindo a pesquisa comparada de decaimento de vírus entéricos e de bacteriófagos diversos, por exemplo, colifagos somáticos, colifagos F-específicos e fagos de *B.fragilis*.

Guardadas as devidas ressalvas ou limitações deste estudo, os resultados obtidos disponibilizam informações importantes que podem ser utilizadas, ou adaptadas, em condições similares: projetos de tratamento por secagem em estufa podem se valer dos dados dos coeficientes de decaimento microbiano à 20°C aqui sugeridos e de valores de projeto de temperatura na estufa, os quais, por sua vez, poderiam ser estimados com base em condições climáticas locais e por meio de modelos preditivos como os aqui propostos.

Este trabalho traz também como contribuição a proposição de um modelo de estimativa da qualidade microbiológica de biossólidos (lodo de reator UASB tratado por desaguamento em leito de secagem seguido de secagem em estufa) a partir do conhecimento da qualidade microbiológica do esgoto bruto, modelo este que leva em consideração variações plausíveis, e esperadas, de ocorrer em torno das variáveis de entrada: a concentração do microrganismo no esgoto bruto, a concentração do microrganismo no lodo (estimada em função da ocorrência no esgoto bruto), a remoção no leito de secagem, o coeficiente de decaimento na estufa, e a temperatura na estufa

No cenário-base do modelo proposto, as variáveis que se mostraram mais nitidamente determinantes das estimativas da qualidade do biossólido foram a temperatura e o coeficiente de decaimento bacteriano, sugerindo a necessidade da adequada apropriação dessas variáveis. Sugere-se que em estudos futuros se procure refinar o modelo ora proposto, bem como testá-lo em e adequá-lo à cenários outros, por exemplo, de tipo de lodo e de tratamento de lodo.

Por fim, outro ponto que ainda merece ser foco de pesquisas é a avaliação comparativa, desde os pontos de vista técnico, operacional e de custo, de variantes do processo de tratamento por secagem em estufa, como, por exemplo: presença ou não de sistema de renovação de ar; revolvimento mecânico e manual do lodo; e utilização de biogás como fonte adicional de calor.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAS – Agricultural Development and Advisory Service. *The sewage sludge matrix. Guidelines for the application of sewage sludge to agricultural land.* Wolverhampton, 2001. Disponível em: <http://www.assuredproduce.co.uk/_code/common/item.asp?id=4033093>. Acesso em: 21 out 2009
- AHMED, A. U.; SORENSEN, D. W.. Kinetics of pathogen destruction during storage of dewatered biosolids. *Water Environment Research*. Vol. 67, 143-150 p. 1995.
- AITKEN, M. D.; SOBSEY, M. D.; BLAETH, K. E.; SHEHEE, M.; CRUNK, P. L.; WALTERS, G. W.. Inactivation of *Ascaris suum* and poliovirus in biosolids under thermophilic anaerobic digestion conditions. *Environmental Science & Technology*. Vol. 39(15), 5804-5809 p. 2005.
- ALBINANA-GIMENEZ, N.; CLEMENTE-CASARES, P.; BOFILL-MAS, S.; HUNDESA, A.; RIBAS, F.; GIRONES, R.. Distribution of human polyomavirus, adenovirus and hepatitis E virus in the environment and in a drinking water treatment plant. *Environmental Science & Technology*. Vol. 40(23), 7416-7422 p. 2006.
- ANDERSON, E. J.; WEBER, S. G.. Rotavirus infection in adults. *The Lancet Infectious Diseases*. Vol. 4, 91-99 p. 2004.
- ANDREOLI, C. V. (coordenador). *Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final*. Rio de Janeiro: RiMa, ABES. 1ª ed. 282 p. 2001.
- ANDREOLI, C. V.. *Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 278 p.1999.
- ANDREOLI, C. V.; von SPERLING, M.; FERNANDES, F.. *Lodos de esgoto: tratamento e disposição final*. 1ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental (UFMG); Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 6). 2001.
- APHA – American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 20ª ed. Washington. 1998.
- ARRAJ, A.; BOHATIER, J.; LAVERAN, H.; TRAORE, O.. Comparison of bacteriophage and enteric virus removal in pilot scale activated sludge plants. *Journal of Applied Microbiology*. Vol. 98, 516-524 p. 2005.
- AVERY, S.; MOORE, A.; HURCHISON, M. L.. Fate of *Escherichia coli* originating from livestock faeces deposited directly onto pasture. *Letters in Applied Microbiology*. Vol. 35, 355-359 p. 2004.

- AYRES, R. M.; MARA, D. D. *Analysis of Wastewater for Use in Agriculture - A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques*. Department of Civil Engineering, University of Leeds, England. World Health Organization: Geneva. 1996.
- BARBIER, D.; PERRINE, D.; DUHAMEL, C.; DOUBLET, R.; GEORGES, P.. Parasitic hazard with sewage sludge applied to land. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 56(5), 1420-1422 p. 1990.
- BASTOS, R. K. X. et al. Análise crítica da legislação brasileira para uso agrícola de lodos de esgotos na perspectiva da avaliação quantitativa de risco microbiológico. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. Vol. 2 (1), 143-159 p. 2009.
- BASTOS, R. K. X.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; ROSA, A. P.; HENRIQUE, C. S.; SOUZA, A. C. S.. Gerenciamento do lodo em um sistema UASB+BF. *Revista AIDIS de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*. Vol. 1(2), 1-7 p. 2007
- BOFILL-MAS, S. et al.. Quantification and stability of human adenovirus and polyomavirus JCPyV in wastewater matrices. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 72(12), 7894-7896 p. 2006.
- BON, F. et al.. Molecular epidemiology of caliciviruses detected in sporadic and outbreak cases of gastroenteritis in France from December 1998 to February 2004. *Journal of Clinical Microbiology*. Vol. 43, 4659-4664 p. 2005.
- BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 30 ago. 2006.
- BREWSTER, J.; OLESZKIEWICZ, J.; COOMBS, K. M.; NARTEY, A.. Enteric virus indicators: reovirus versus poliovirus. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 131(7), 1010-1013 p. 2005.
- BSI – British Standard. BS EN ISO 10705-2:2001. *Water quality – Detection and enumeration of bacteriophages – Part 2: Enumeration of somatic coliphages*. Londres. 2001.
- BUX, M.; BAUMANN, R.; QUADT, S.; PINNEKAMP, J.; MÜHLBAUER, W.. Volume reduction and biological stabilization of sludge in small sewage plants by solar drying. *Drying Technology*, Vol. 20, 829-837 p. 2002.

- CACCIO, S.M.; GIACOMO, M. D.; AULICINO, F. A.; POZIO, E.. Giardia cysts in wastewater treatment plants in Italy. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 69(6), 3393–3398 p. 2003.
- CAMPOS, J. R. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: RiMa, ABES. 1ª ed. 464 p. 1999.
- CASAS, N.; SUNEN, E.. Detection of enteric viruses, hepatitis A virus and rotaviruses in sewage by means of an immunimagnetic capture reverse transcription-PCR assay. *Microbiological Research*. Vol. 157, 169-175 p. 2002.
- CASTAGNINO, W. A.. *Poluicion de agua. Modelos y control*. Lima, CEPIS. 234 p. 1997.
- CDC – Centers for Disease Control and Prevention. *Foodborne infections*. 2001.
- CEC – Council of the European Communities. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal L, Vol. 181, 6-12 p. 1986.
- CHAURET, C.; SPRINGTHROPE, S.; SATTAR, S.. Fate of Cryptosporidium oocysts, Giardia cysts and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion. *Canadian Journal of Microbiology*. Vol. 45, 257-262 p. 1999.
- CHERNICHARO, C. A. L.. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: RiMa, ABES. 544 p. 2001.
- CHERNICHARO, C. A. L.. *Reatores anaeróbios*. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental (UFMG). 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 5). 2007.
- COMPARINI, J. B.. *Estudo do decaimento de patógenos em biossólidos estocados em valas e em biossólidos submetidos à secagem em estufa agrícola*. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.
- COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R; PIRES, A. M. M.. *Uso agrícola de lodo de esgoto: avaliação após a resolução nº 375 do CONAMA*. Botucatu: FEPAF. 407 p. 2010.
- DAHAB, M. F.; SURAMPALLI, R. Y.. Effects of aerobic and anaerobic digestion systems on pathogen indicator reduction in municipal sludge. *Water Science and Technology*. Vol. 46(10), 181-187 p. 2002.

- de LEÓN, C.; JENKINS, D.. Removal of fecal coliforms by thermophilic anaerobic digestion processes. *Water Science and Technology*. Vol. 46(10):147-252 p. 2002.
- DoE – Department of The Environment. *Code of practice for agricultural use of sewage sludge*. Ruislip, 20 p. 1996.
- DUBOIS, E.; LE GUYADER, F.; HAUGARREAU, L.; KOPECKA, H.; CORMIER, M.; POMMEPUY, M.. Molecular epidemiological survey of rotaviruses in sewage by reverse transcriptase seminested PCR and restriction fragment length polymorphism assay. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 63(5), 1794-1800 p. 1997.
- DUDLEY, D. J.; GUENTZEL, M. N.; IBARRA, M.J.; MOORE, B. M.; SAGIK, B. P.. Enumeration of potentially pathogenic bacteria from sewage sludges. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 39(1), 118-126 p. 1980.
- EAMENS, G. J.; LAVIS A. M.; ROSS, A. D.. *Survival of pathogenic indicator bacteria in biosolids applied to agricultural land. Biosolids research in NSW. Organic Waste Recycling* Richmond: NSW Agriculture. 1996.
- EISENBERG, J. N. S. et al.. Microbial Risk Assessment Framework for Exposure to Amended Sludge Projects. *Environmental Health Perspectives*. Vol. 116 (6), 727-733 p. 2008.
- ELLIS, K. V.; HURST, C. J.; GOMEZ, C. L.. Parasite ova and cysts in waste stabilisation ponds. *Water Research*. Vol. 27, 1455-1460 p. 1993.
- ENRIQUEZ, C. E.; HURST, C. J.; GERBA, C. P.. Survival of the enteric adenovirus 40 and 41 in tap, sea and waste water. *Water Research*. Vol. 29(11), 2548-2553 p. 1995.
- ENVIRONMENT AGENCY. *The Microbiology of Sewage Sludge (2003) - Part 3 - Methods for the isolation and enumeration of Escherichia coli, including verocytotoxigenic Escherichia coli*. UK, 2003.
- FERNANDES, F.. *Uso e manejo do lodo de esgotos na agricultura*. Rio de Janeiro: RiMa, ABES. 1999.
- FRADKIN, L.; GOYAL, S. M.; BRUINS, R. J. F.; GERBA, C. P.; SCARPINO, P.; STARA, J. F.. Municipal wastewater sludge: the potential public health impact of common pathogens. *Journal of Environmental Health*. Vol. 51(3), 148-152 p. 1989.
- FREY, H. C.; PATIL, S. R.. Identification and review of sensitivity analysis methods. *Risk Analysis*. vol. 22(3), 553-578 p. 2002.

- FUNDBERG, S. W.; SORBER, C. A.. Coliphage as indicators of enteric viruses in activated sludge. *Water Research*. Vol. 19(5), 547-555 p. 1985.
- FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Tamworth. Vol, 12. 116-140 p. 2008.
- GALE, P.. Land application of treated sewage sludge: quantifying pathogen risks from consumption of crops. *Journal of Applied Microbiology*. Vol. 98, 380-396 p.. 2005.
- GANTZER, C.; GASPARD, P.; GALVEZ, L.; HUYARD, A.; DUMOUTHIER, N.; SCHWARTZBROD, J.. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research*. Vol. 35(16), 3763-3770 p. 2001.
- GANTZER, C.; MAUL, A.; AUDIC, J. M.; SCHWARTZBROD, J.. Infectious enteroviruses, enterovirus genomes, somatic coliphages, and *Bacteroides fragilis* phages in treated wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 664(11), 4307-4312 p. 1998.
- GASPARD, P. WIART, J.; SCHWARTZBROD, J.. Parasitological contamination of urban sludge for agricultural purpose. *Waste Management and Research*. Vol. 15, 429-436 p. 1997.
- GERBA, C. P.; PEPPER, I. L.; WHITEHEAD, L. F.. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. *Water Science and Technology*. Vol. 46(10), 225-230 p. 2002.
- GERBA, C.P.; GRAMOS, D. M.; NWACHUKU, N.. Comparative inactivation of enteroviruses and adenovirus 2 by UV light. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 68(10), 5167-5169 p. 2002.
- GIBBS, R. A.; HU, C. J.; HO, G. E.; UNKOVICH, I.. Regrowth of faecal coliforms and *Salmonella* in the stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Science and Technology*. Vol. 35(11-12), 269-275 p. 1997.
- GIBBS, R. A.; HU, C. J.; HO, G. E.; UNKOVICH, I.; PHILLIPS, P.. *Die-off of human pathogens in stored wastewater sludge and sludge applied to land*. UWRAA Research Project nº 55-51 (91/58). 1994.
- GODINHO, V. M.. *Estudo sobre a ocorrência de ovos de helmintos e viabilidade de *Ascaris sp.* em lodos anaeróbios in natura e submetidos à higienização por caleação e por tratamento térmico*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 122 p. 2003.

- GRABOW, W. O. K.. Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*. Vol. 27 (2), 251-268 p. 2001.
- HAAS, C. N.; ROSE, J. B.; GERBA, C. P.. *Quantitative microbial risk assessment*. New York: John Wiley and Sons. 1999
- HARWOOD, V. J. et al. Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 71(60), 3163-3170 p. 2005.
- HE, J. W.; JIANG, S.. Quantification of enterococci and human adenoviruses in environmental samples by real-time PCR. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 71(5), 2250-2255 p. 2005.
- HELTON, J. C.; DAVIS, F. J.; JOHNSON, J. D.. A comparison of uncertainty and sensitivity analysis results obtained with random and Latin hypercube sampling. *Reliability Engineering and System Safety*. Vol. 89(3), 305-330 p. 2005.
- HMSO - Her Majesty Stationary Office. Statutory Instrument No. 1263. *The Sludge (Use in Agriculture) Regulation*. London, 1989. Disponível em: <http://www.opsi.gov.uk/si/si1989/Uksi_19891263_en_1.htm>. Acesso em: 21 out 2009
- HORAN, N. J.; FLETCHER, L.; BETMAL, S.; WILKS, S. A.; KEEVIL, C. W.. Die-off of enteric pathogens during mesophilic anaerobic digestion. *Water Research*. Vol. 38(5), 1113-1120 p. 2004.
- HURST, C. J.; CRAWFORD, R. L.; KNUDSEN, G. R.; MCINERNEY, M. J.; STETZENBACH, L. D.. *Manual of environmental microbiology*. 2ª ed. Washington, D. C. ASM Press. 2002.
- HUSSONG, D.; BURGER, W. D.; ENKIRI, N. K.. Occurrence, growth, and suppression of Salmonellae in composted sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 50(4), 887-893 p. 1985.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
- IRANPOUR, R. et al. Regulations for biosolids land application in US and European Union. *Journal of Residuals Science and Technology*. Vol. 1 (4), 209-222 p. 2004.
- IRVING, L. G.; SMITH, F. A.. One-year survey of enteroviruses, adenoviruses and reoviruses isolated from effluent at an activated-sludge purification plant. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 41(1), 51-59 p. 1981.

- JIMENEZ, B.; BARRIOS, J. A.; MAYA, C.. Class B biosolids production from wastewater sludge with high pathogenic content generated in an advanced primary treatment. *Water Science and Technology*. Vol. 42(9), 103-110 p. 2000.
- JOHNSON, P. W.; DIXON, R.; ROSS, A. D.. An in-vitro test for assessing the viability of *Ascaris suum* eggs exposed to various sewage treatment processes. *International Journal for Parasitology*. Vol. 28, 627-633 p. 1998.
- JONES, K.. *Campylobacter* in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology*. Vol. 90, 68-79 p. 2001.
- KALDERIS, D.; AIVALIOTI, M.; GIDARAKOS, E.. Options for sustainable sewage sludge management in small wastewater treatment plants on islands: The case of Crete. *Desalination*. Vol. 260, 211-217 p. 2010.
- KATO, S.; FOGARTY, E.; BOWMAN, D.. Effect of aerobic and anaerobic digestion on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Ascaris suum* eggs. *International Journal of Environmental Health Research*. Vol. 13(2), 169-179 p. 2003.
- KETRATANAKUL, A.; OHGAKI, S.. Indigenous coliphages and RNA-F-specific coliphages associated to suspended solid in activated sludge process. *Water Science and Technology*. Vol. 21, 73-78 p. 1988.
- KIRKWOOD, C.; BOGDANOVIC-SAKRAN, N.; BARNES, G.; BISHOP, R.. Rotavirus serotype G9P[8] and acute gastroenteritis outbreak in children, northern Australia. *Emerging Infectious Diseases*. Vol. 10(9), 1593-1600 p. 2004.
- KRIKELIS, V.; SPYROU, N.; MARKOULATOS, P.; SERIE, C.. Seasonal distribution of enteroviruses and adenoviruses in domestic sewage. *Canadian Journal of Microbiology*. Vol. 31, 24-25 p. 1985.
- LAFITTE-TROUQUE, S.; FORSTER, C. F.. Dual anaerobic co-digestion of sewage sludge and confectionery waste. *Bioresource Technology*. Vol. 71(1) 77-82 p. 2000.
- LASOBARS, J.; DELLUNDE, J.; JOFRE, J.; LUCENA, F.. Occurrence and levels of phages proposed as surrogate indicators of enteric viruses in different types of sludges. *Journal of Applied Microbiology*. Vol. 86, 723-729 p. 1999.
- LIMA, M. R. P.. *Uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto*. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2010.
- LODDER, W. J.; VINJE, J.; van de HEIDE, R.; de RODA HUSMAN, A. M.; LEENEN, E. J. T. M.; KOOPMANS, M. P. G.. Molecular detection of Norwalk-like caliciviruses

- in sewage. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 65(12), 5624-5627 p. 1999.
- MACHADO, M. F. S.. *A situação brasileira dos biossólidos*. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp, São Paulo. 2001
- MACHADO, M. F. S.; FIGUEIREDO, R. F.; FILHO, B. C.. Produção brasileira de lodos de esgoto. *Sanare*. Vol. 22 (22), 66-74 p. 2004.
- MARAI, G. v. R.. Faecal bacteria kinetics in stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*. Vol. 100(1), 119-139 p. 1974.
- MARAI, G. v. R.; EKAMA, G. A.. The activated sludge process. Part I – Steady state behavior. *Water SA*. Vol. 2 (4), 164-200 p. 1976.
- MARTIN, J. H.; BOSTAIN, H. E.; STERN, G.. Reduction of enteric microorganisms during aerobic sludge digestion. *Water Research*. Vol. 24, 1377-1385 p. 1990.
- MATHIOUDAKIS, V. L.; KAPAGIANNIDIS, A. G.; ATHANASOULIA, E.; DIAMANTIS, V. I.; MELIDIS, P.; AIVASIDIS, A.. Extended Dewatering of Sewage Sludge in Solar Drying Plants. *Desalination*. Vol. 248, 733-739 p. 2009.
- MAYER, C. L.; PALMER, C. J.. Evaluation of PCR, nested PCR, and fluorescent antibodies for detection of Giardia and Cryptosporidium species in wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 62(6), 2081-2085 p. 1996.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. 4ª ed. New York: Metcalf & Eddy, 1819 p. 2003.
- METCALF e EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. 3ª ed. 1334 p. 1991.
- MEYER, K. B.; MILLER, K. D.; KANESHIRO, E. S.. Recovery of Ascaris eggs from sludge. *The Journal of Parasitology*, Vol. 64 (2), 380-383 p. 1978.
- MIGNOTTE-CADIERGUES, B.; GANTZER, C.; SCHWARTZBROD, L.. Evaluation of bacteriophages during the treatment of sludge. *Water Science and Technology*. Vol. 46(10), 189-194 p. 2002.
- MOCE-LLIVINA, L.; MUNIESA, M.; PIMENTA-VALE, H.; LUCENA, F.; JOFRE, J.. Survival of bacterial Indicator species and bacteriophages after thermal treatment of sludge and sewage. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 69(3), 1452-1456 p. 2003.
- MONTEMAYOR, M.; VALERO, F.; JOFRE, J.; LUCENA, F.. Occurrence of Cryptosporidium spp. oocysts in raw and treated sewage and river water in north-eastern Spain. *Journal of Applied Microbiology*. Vol. 99, 1455-1462 p. 2005.
- MONTGOMERY, D. C.; PECK, E. A.. *Introduction to linear regression analysis*. 2ª ed. 527p. 1992.

- MORGAN, M. G.; HERION, M.. Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. *Cambridge University Press*. Vol. 28(11-12), 219-222 p. 2007.
- NEBRA - NORTH EAST BIOSOLIDS AND RESIDUALS ASSOCIATION. *A National Biosolids. Regulation, Quality, End Use and Disposal Survey, Final Report, North East Biosolids and Residuals Association*. Tamworth: NEBRA. 2007.
- NELSON, K. L.. Concentrations and inactivation of *Ascaris* eggs and pathogen indicator organisms in wastewater stabilization pond sludge. *Water Science and Technology*. Vol. 48(2), 89-95 p. 2003.
- NELSON, K. L.; DARBY, J. L.. Determination of the inactivation rate of *Ascaris* eggs in wastewater stabilization pond sludge using dialysis chambers and sludge cores. *Water Environment Research*. Vol. 4(4), 362-369 p. 2002.
- NICHOLSON, F. A.; GROVES, S. J.; CHAMBERS, B. J.. Pathogen survival during livestock manures storage and following land application. *Bioresource Technology*. Vol. 96, 135-143 p. 2005.
- NRC - National Research Council. *Committee on toxins and pathogens in biosolids applied to land: advancing standards and practices*. Washington, DC. 2002.
- O'DONNELL, C. J.; MEYER, K. B.; JONES, J. V.. Survival of parasite eggs upon storage in sludge. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 28, 627-633 p. 1984.
- ÖĞLENI, N.; ÖZDEMİ, S.. Pathogen reduction effects of solar drying and soil application in sewage sludge. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*. Vol. 34, 509-515 p. 2010.
- OLIVEIRA, S. M. A. C.. *Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos*. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte-MG. 214 f. 2006.
- PALISADE CORPORATION. *Add-In do Microsoft® Excel para Simulação e Análise de Riscos*. Versão 5.7 [S.l.]. 2010.
- PARMAR, N.; SINGH, A.; WARD, P.. Characterization of the combined effect of enzymes, pH and temperature for removal of pathogens from sewage sludge. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. Vol. 17, 169-172 p. 2001.
- PAVIONE, D. M. S.. *Análise de incertezas e de sensibilidade e Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico aplicadas ao dimensionamento de lagoas de polimento e à utilização de efluentes para irrigação*. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. 143 f. 2010.

- PAYAN, A. et al.. Method for isolation of bacteroides bacteriophage host strains suitable for tracking sources of fecal pollution in water. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 71(9), 5659–5662 p. 2005.
- PAYMENT, P.; PLANTE, R.; CEJKA, P.. Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, Giardia cysts, and Cryptosporidium oocysts at a large wastewater primary treatment facility. *Canadian Journal of Microbiology*. Vol. 47, 188-193 p. 2001.
- PENG, X.; LUO, W.; ZANG, J.; WANG, S.; LIN, S.. Rapid detection of Shigella species in environmental sewage by an immunocapture PCR with universal primers. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 68(5), 2580-2583 p. 2002.
- PIETRONAVE, S.; FRACCHIA, L.; RINALDI, M.; MARTINOTTI, M. G.. Influence of biotic and abiotic factors on human pathogens in a finished compost. *Water Research*. Vol. 38, 1963-1970 p. 2004.
- PMV – Prefeitura Municipal de Viçosa, Viçosa-MG. <http://www.vicosamg.gov.br>. Acesso em 18 de dezembro de 2010.
- POURCHER, A. M. et al.. Decrease of enteric microorganisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture. *Journal of Applied Microbiology*. Vol. 99(3), 528-539 p. 2005.
- QUINTERO-BETANCOURT, W.; GENNACCARO, A. L.; SCOTT, T. M.; ROSE, J. B.. Assessment of methods for detection of infectious Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in reclaimed effluents. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 69(9), 5380-5388 p. 2003.
- REY, I.. *Parasitas e doenças parasitárias do homem nas Américas e na África*. 2ª .ed. Rio de Janeiro, RJ, Guanabara Koogan S.A., 731p. 1991.
- REYNOLDS, K. A.. Adenovirus: balancing water treatment challenges. *Water Conditioning Purification*. Setembro, p. 42-43. 2004.
- RIMHANEN-FINNE, R.; VUORINEN, A.; MARMO, S.; MALBERG, S.; HANNINEN, M. L.. Comparative analysis of Cryptosporidium, Giardia and indicator bacteria during sewage hygienization in various composting processes. *Letters in Applied Microbiology*. Vol. 38, 301-305 p. 2004.
- RUSS, C. F.; YANKO, W. A.. Factors affecting Salmonellae repopulation in composted sludges. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 41(3), 597–602 p. 1981.
- SAHLSTROM, L.; ASPA, A.; BAGGE, E.; THAM, M. L. D.; ALBIHN, A.. Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*. Vol. 38, 1989-1994 p. 2004.

- SALIBY, E.; MOREIRA, F. F. P.. *Estudo comparativo dos métodos de quasi-Monte Carlo, amostragem descritiva, hipercubo latino e Monte Carlo clássico na análise de risco*. 2002. Disponível em: <<http://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/>> Acesso em abril de 2012.
- SALIHOGU, N. K.; PINARLI, V., SALIHOGU, G.. Solar drying in sludge management in Turkey. *Renewable Energy*. Vol .32, 1661-1675 p. 2007.
- SANGUINETTI, G. S.; TORTUL, C.; GARCIA, M. C.; FERRER, V.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M.. Investigating helminth eggs and Salmonella spp. in stabilization ponds treating septage. *Water Science and Technology*. Vol. 51(12), 239-247 p. 2005.
- SCHWARTZBROD, J.; MATHIEU, C.; THEVENOT, M. T.; BARADEL, J. M.; SCHWARTZBROD, L.. Wastewater sludge: parasitological and virological contamination. *Water Science and Technology*. Vol. 19(8), 33-40 p. 1987.
- SCHWARTZBROD, J.; MATHIEU, L.. Virus recovery from wastewater treatment plant sludges. *Water Research*. Vol. 20(8), 1011-1013 p. 1986.
- SEGINER, I.; BUX, M.. Modeling solar drying rate of wastewater sludge. *Drying Technology*. Vol. 24, 1353-1363 p. 2006.
- SHANAHAN, E. F.; ROIKO, A.; TINDALE, N. W.; THOMAS, M. P.; WALPOLE, R.; KURTBÖKE, D. I.. Evaluation of pathogen removal in a solar sludge drying facility using microbial indicators. *Environmental Research and Public Health*. Vol. 7, 565-582 p. 2010.
- SHARMA, S.; SACHDEVA, P.; VIRDI, J. S.; Emerging water-borne pathogens. *Applied Microbiology and Biotechnology*. Vol. 61, 424-428 p. 2003.
- SIDHU, J. P. S.; TOZE, S. G.. Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review. *Environment International*. Vol. 35, 187-201 p. 2009.
- SIDHU, J.; GIBBS, G. A.; HO, G. E.; UNKOVICH, I. The role of indigenous microorganisms in suppression of Salmonella regrowth in composted biosolids. *Water Research*. Vol. 35(4), 913-920 p. 2001.
- SKANAVIS, C.; YANKO, W. A.. Evaluation of composted sewage sludge based soil amendments for potential risks of salmonellosis. *Journal of Environmental Health*. Vol. 56(7), 19-23 p. 1994.
- SMITH, H. V.. Detection of parasites in the environment. *Parasitology*. Vol. 117, 113-141 p. 1998.
- SOARES, A. C. et al.. Effect of anaerobic digestion on the occurrence of enteroviruses, Giardia cysts and indicator bacteria in sewage sludge. In: IAWPRC CONFERENCE, 7. *Anais...* Washington DC., 1992.

- SOARES, A. C.; STRAUB, T. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.. Effect of anaerobic digestion on the occurrence of enteroviruses and Giardia cysts in sewage sludge. *Journal of Environmental Science and Health*. Vol. A 29, 1887-1897 p. 1994.
- SORBER, C. A.; MOORE, B. E.. *Survival and transport of pathogens in sludge-amended soil: a critical literature review*. EPA/600/S2-87/028. USEPA, Cincinnati, Ohio. 1987.
- SPELLMANN, S. K.; TRAUB, F.; SCHWYZER, M.; WYLER, R.. Inactivation of animal viruses during sewage sludge treatment. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 53(9), 2077-2081 p. 1987.
- STAMPI, S. O.; DE LUCA, G.; VAROLI, O.; ZANETTI, F.. Occurrence, removal and seasonal variation of thermophilic Campylobacters and Arcobacter in a sewage sludge. *Zentralbl Hyg Umweltmed*. Vol. 202(1), 19-27 p. 1999.
- STRAUB, T. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.. Hazards from pathogenic microorganisms in landdisposed sewage sludge. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 132, 55-91 p. 1993.
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A.. *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper International edition. 644 p. 1987.
- TRAUB, F.; SPILLMANN, S. K.; WYLER, R.. Method for determining virus inactivation during sludge treatment processes. *Applied and Environmental Microbiology*.;Vol. 52(3),498-503 p. 1986.
- TSAI, Y. L.; PARKER, S. L.. Quantification of poliovirus in seawater and sewage by competitive reverse transcriptase-polymerase chain reaction. *Canadian Journal of Microbiology*. Vol. 44, 35-41 p. 1998.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule*. Washington, DC: EPA, Office of Wastewater Management, 1995.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40 CFR part 503*. Washington, DC: EPA, 186 p. 2003.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Edition of the drinking water standards and health advisories*. Washington, DC: EPA, 2006.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Pathogen risk assessment for land application of municipal sludge: methodology and computer model*. Washington, DC: EPA, Vol. 1, 1989.

- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *The standards for the use or disposal of sewage sludge*. Washington, DC: Federal Register, Code of Federal Regulations [CFR], Title 40, Part 503. 1993.
- USEPA: UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Test Methods for Evaluating Solid Waste: Physical/Chemical Methods*. 3^a ed. Washington, DC: EPA, 910 p. 2004.
- van HAANDEL, A. V.; LETTING, G.. *Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente*. 1994.
- VILLENA, C.; EL-SENOUSY, W. M.; ABAD, F. X.; PINTO, R. M.; BOSCH, A.. Group A rotavirus in sewage samples from Barcelona and Ciaro: emergence of unusual genotypes. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 69(7), 3919-3923 p. 2003.
- von SPERLING, M.. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG). 588 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 7). 2007.
- von SPERLING, M.. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3^a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG). 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 1). 2005.
- von SPERLING, M.. *Lagoas de estabilização*. 2^a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental (UFMG). 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 3). 2002.
- von SPERLING, M.. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental (UFMG). 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 3). 1996.
- von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOARES, A. M. E.; ZERBINI, A. M.. Evaluation and modelling of helminth eggs removal in baffled and unbaffled ponds treating anaerobic effluent. *Water Science and Technology*. Vol. 48(2), 113-120 p. 2003.
- VOSE, D. *Risk Analysis: A Quantitative Guide*. 3^a ed. Chichester: John Wiley & Sons. 2008.
- WARD, R. L.; YEAGER, J. G.; ASHLEY, C. S.. Response of bacteria in wastewater sludge to moisture loss by evaporation and effect of moisture content on bacterial inactivation by ionizing radiation. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 45, 1123-1127 p. 1981.

- WATANABE, H.; KITAMURA, T.; OCHI, S.; OZAKI, M.. Inactivation of pathogenic bacteria under mesophilic and thermophilic conditions. *Water Science and Technology*. Vol. 36(6-7), 25-32 p. 1997.
- WHEELER, A. L.; HARTEL, P. G.; GODFERY, D. G.; HILL, J. L.; SEGARS, W. I.. Potential of *Enterococcus faecalis* as a human faecal indicator for microbial source tracking. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 31, 1286-1293 p. 2002.
- WHITMORE, T. N.; ROBERTSON, L. J.. The effect of sewage sludge treatment processes on oocysts of *Cryptosporidium parvum*. *Journal of Applied Bacteriology*. Vol. 78, 34-38 p. 1995.
- WHO – World Health Organization. *Guidelines for Drinking Water Quality*. 4ª edição. Geneva, 2011.
- WHO – World Health Organization. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater: Wasterwater use in agriculture*. WHO, Vol. 2, 213 p. Geneva. 2006.
- YANES, F. Lagunas de estabilizacion. Teoria, diseño y mantenimiento. ETAPA, Cuenca, Ecuador. 421 p. 1993.
- ZABRANSKA, J.; DOHANYOS, M.; JENICEK, P.; RUZICKOVA, H.; VRANOVA, A.. Efficiency of autothermal thermophilic anaerobic digestion of municipal wastewater sludge in removing *Salmonella* spp. and indicator bacteria. *Water Science and Technology*. Vol. 47(3), 151–156 p. 2003.
- ZALESKI, K. J.; KAREN, I. J.; GERBA, C. P.; PEPPER, I. L.. Potential regrowth and recolonization of *Salmonellae* and indicators in biosolids and biosolid-amended soil. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 71(7), 3701-3708 p. 2005.
- ZWIETERING, M. H.; VAN GERWEN, J. C. Sensitivity analysis in quantitative microbial risk assessment. *International Journal of Food Microbiology*. Vol. 58(3), 213–221 p. 2000.

ANEXOS

ANEXO 1 – Dados obtidos a partir do monitoramento do lodo lote 1 (L1).

Lote 1									
Data do descarte: 24/02/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
25/02/10	1	7,47	-	52,27	$1,69 \times 10^7$	$5,45 \times 10^6$	-	-	-
08/03/10	12	5,26	62,85	56,44	$3,88 \times 10^6$	$2,18 \times 10^5$	-	-	-
09/03/10	13	5,29	43,14	37,00	$4,68 \times 10^6$	$2,88 \times 10^5$	-	-	-
Data de transporte do lodo para a estufa agricola: 10/03/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
15/03/10	5	6,62	56,90	62,88	-	-	-	-	-
16/03/10	6	7,00	50,38	42,36	-	$1,20 \times 10^7$	-	-	-
24/03/10	14	6,57	52,73	41,62	$2,35 \times 10^6$	$2,40 \times 10^5$	-	-	-
29/03/10	19	6,99	18,31	77,28	$7,12 \times 10^3$	-	-	-	-
06/04/10	27	6,48	32,57	70,38	$3,44 \times 10^5$	$6,55 \times 10^3$	-	-	-
14/04/10	35	6,38	32,28	60,09	$6,04 \times 10^4$	$3,34 \times 10^3$	-	-	-
27/04/10	48	5,98	17,46	80,24	$9,97 \times 10^3$	$3,38 \times 10^2$	-	-	-

* nos casos em que não ovos viáveis ou não viáveis de helmintos não foram detectados, foi considerado o valor de 0,05 ovos/gST para o calculo dos ovos totais.

ANEXO 2 – Dados obtidos a partir do monitoramento do lodo lote 2 (L2).

Lote 2									
Data do descarte: 08/03/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
09/03/10	1	7,46	47,07	28,46	4,46 x 10 ⁶	5,53 x 10 ⁵	ND	2,81	2,86
15/03/10	7	6,55	48,29	64,17	5,37 x 10 ⁷	1,09 x 10 ⁷	-	-	-
16/03/10	8	6,39	52,02	45,24	-	1,87 x 10 ⁷	ND	0,44	0,49
Data de transporte do lodo para a estufa agrícola: 22/03/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
24/03/10	2	6,33	36,55	61,59	3,60 x 10 ⁷	9,49 x 10 ⁶	-	-	-
29/03/10	7	6,19	22,92	72,22	1,14 x 10 ⁷	1,58 x 10 ⁶	-	-	-
06/04/10	15	5,95	21,56	70,54	3,29 x 10 ⁶	9,79 x 10 ⁴	-	-	-
14/04/10	23	5,97	15,14	84,03	2,65 x 10 ⁶	3,25 x 10 ⁴	-	-	-
27/04/10	36	5,61	6,17	92,51	9,82 x 10 ⁴	1,08 x 10 ²	-	-	-
04/05/10	43	5,69	5,53	89,22	2,59 x 10 ³	-	-	-	-
11/05/10	50	5,32	9,70	87,88	-	8,53 x 10 ⁰	ND	0,74	0,79
19/05/10	58	5,60	9,15	88,89	-	1,02 x 10 ¹	-	-	-
24/05/10	63	5,46	13,50	84,66	-	1,18 x 10 ⁰	-	-	-
08/06/10	78	5,58	8,61	84,37	-	-	0,13	1,64	1,77
15/06/10	85	5,82	11,15	89,29	-	1,12 x 10 ⁰	ND	1,34	1,39
22/06/10	92	5,47	8,79	92,00	-	2,53 x 10 ¹	-	-	-
06/07/10	106	5,63	5,80	93,33	-	1,82 x 10 ¹	ND	0,05	0,10
13/07/10	113	5,93	5,02	93,74	-	3,20 x 10 ⁰	ND	ND	0,10
28/07/10	128	5,27	4,38	94,87	2,54 x 10 ³	1,05 x 10 ⁰	-	-	-

* nos casos em que não ovos viáveis ou não viáveis de helmintos não foram detectados, foi considerado o valor de 0,05 ovos/gST para o calculo dos ovos totais.

ANEXO 3 – Dados obtidos a partir do monitoramento do lodo lote 3 (L3).

Lote 3									
Data do descarte: 23/05/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
24/05/10	1	7,03	73,59	13,20	1,86 x 10 ⁸	1,37 x 10 ⁶	-	-	-
Data de transporte do lodo para a estufa agricola: 06/06/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
08/06/10	2	5,55	67,83	26,90	7,13 x 10 ⁶	7,08 x 10 ³	0,45	7,14	7,59
15/06/10	9	5,71	65,50	32,88	2,14 x 10 ⁵	1,01 x 10 ⁴	1,22	3,04	4,26
22/06/10	16	6,24	-	33,06	7,32 x 10 ⁶	4,59 x 10 ⁴	-	-	-
06/07/10	30	6,16	42,52	54,25	-	2,48 x 10 ³	-	-	-
13/07/10	37	6,92	47,78	47,53	-	7,91 x 10 ³	ND	0,76	0,81
28/07/10	52	5,62	38,05	58,54	1,49 x 10 ⁵	8,25 x 10 ²	ND	0,14	0,19
04/08/10	59	5,76	19,55	73,99	-	2,23 x 10 ²	ND	0,11	0,16
10/08/10	65	5,82	12,65	89,94	-	1,09 x 10 ⁴	0,10	0,10	0,20
17/08/10	72	5,72	12,21	86,20	-	1,20 x 10 ³	ND	0,32	0,37
24/08/10	79	5,43	4,77	93,71	1,85 x 10 ⁵	5,81 x 10 ²	ND	ND	0,10
31/08/10	86	5,81	5,75	95,96	-	4,75 x 10 ²	ND	0,35	0,40
08/09/10	94	5,43	4,18	-	-	-	-	-	-

* nos casos em que não ovos viáveis ou não viáveis de helmintos não foram detectados, foi considerado o valor de 0,05 ovos/gST para o calculo dos ovos totais.

ANEXO 4 – Dados obtidos a partir do monitoramento do lodo lote 4 (L4).

Lote 4									
Data do descarte: 14/06/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
15/06/10	1	7,12	82,63	13,54	1,73 x 10 ⁷	9,50 x 10 ⁵	4,43	11,82	16,25
22/06/10	8	6,29	75,33	21,42	7,24 x 10 ⁶	1,89 x 10 ⁵	-	-	-
Data de transporte do lodo para a estufa agrícola: 28/06/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
06/07/10	8	5,97	58,11	36,50	2,11 x 10 ⁶	4,05 x 10 ³	ND	0,58	0,63
13/07/10	15	6,06	54,56	40,33	-	2,50 x 10 ³	0,30	1,19	1,49
28/07/10	30	5,95	40,28	63,05	-	3,84 x 10 ⁴	-	-	-
04/08/10	37	5,98	17,06	73,49	-	8,85 x 10 ²	ND	0,11	0,16
10/08/10	43	6,06	11,24	90,48	-	4,43 x 10 ³	ND	0,07	0,12
17/08/10	50	5,65	4,96	96,82	-	2,60 x 10 ⁴	ND	0,33	0,38
24/08/10	57	5,49	2,74	96,33	-	2,57 x 10 ³	ND	0,14	0,19
31/08/10	64	5,50	5,33	97,40	-	5,95 x 10 ²	ND	0,41	0,46
08/09/10	72	5,45	4,60	85,00	-	9,92 x 10 ²	ND	0,56	0,61
14/09/10	78	5,34	2,33	97,10	-	1,08 x 10 ³	0,14	0,82	0,96
22/09/10	86	5,46	4,12	95,87	-	1,26 x 10 ⁴	ND	0,08	0,13
27/09/10	91	5,44	4,31	95,24	-	-	-	-	-

* nos casos em que não ovos viáveis ou não viáveis de helmintos não foram detectados, foi considerado o valor de 0,05 ovos/gST para o calculo dos ovos totais.

ANEXO 5 – Dados obtidos a partir do monitoramento do lodo lote 5 (L5).

Lote 5									
Data do descarte: 05/07/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
06/07/10	1	7,15	85,21	18,80	6,69 x 10 ⁶	7,13 x 10 ⁴	0,64	3,83	4,47
13/07/10	8	6,23	74,91	17,32	1,13 x 10 ⁶	2,77 x 10 ⁵	1,23	3,70	4,93
Data de transporte do lodo para a estufa agrícola: 19/07/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
28/07/10	9	8,03	73,40	23,07	2,31 x 10 ⁵	4,23 x 10 ⁴	-	-	-
04/08/10	16	7,65	66,41	34,21	3,84 x 10 ⁵	4,68 x 10 ⁴	0,23	0,70	0,93
10/08/10	22	7,72	57,79	42,12	1,05 x 10 ⁵	2,68 x 10 ⁴	ND	0,79	0,84
17/08/10	29	6,28	49,26	46,56	1,56 x 10 ⁶	8,30 x 10 ⁴	ND	0,29	0,34
24/08/10	36	6,42	42,54	54,05	-	2,54 x 10 ⁵	ND	0,67	0,72
31/08/10	43	6,88	46,44	54,44	-	8,08 x 10 ⁴	ND	2,20	2,25
08/09/10	51	6,22	18,46	79,52	-	8,58 x 10 ⁴	ND	0,91	0,96
14/09/10	57	6,06	15,88	89,44	-	2,40 x 10 ⁴	ND	1,07	1,12
22/09/10	65	6,21	7,89	94,80	1,87 x 10 ⁴	1,05 x 10 ²	ND	0,07	0,12
27/09/10	70	5,30	4,50	98,40	4,17 x 10 ⁵	1,95 x 10 ⁵	-	-	-

* nos casos em que não ovos viáveis ou não viáveis de helmintos não foram detectados, foi considerado o valor de 0,05 ovos/gST para o cálculo dos ovos totais.

ANEXO 6 – Dados obtidos a partir do monitoramento do lodo lote 6 (L6).

Lote 6									
Data do descarte: 27/07/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
28/07/10	1	6,97	43,38	13,66	1,80 x 10 ⁶	3,06 x 10 ⁵	0,68	1,37	2,05
04/08/10	8	7,33	71,49	26,46	7,61 x 10 ⁵	8,34 x 10 ⁴	1,01	4,03	5,04
10/08/10	14	7,36	72,77	34,01	2,74 x 10 ⁵	2,18 x 10 ⁴	ND	0,88	0,93
Data de transporte do lodo para a estufa agrícola: 10/08/10									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
17/08/10	7	7,90	65,53	28,11	6,16 x 10 ⁶	1,53 x 10 ⁵	ND	1,23	1,28
24/08/10	14	8,00	68,81	29,90	4,73 x 10 ⁶	7,50 x 10 ⁴	ND	1,61	1,66
31/08/10	21	7,78	65,08	32,07	-	1,91 x 10 ⁵	ND	0,37	0,42
08/09/10	29	6,40	53,09	38,42	2,40 x 10 ⁶	1,25 x 10 ⁴	-	-	-
14/09/10	35	6,12	19,11	78,22	-	2,25 x 10 ⁴	ND	0,31	0,36
22/09/10	43	6,88	22,91	86,74	3,38 x 10 ⁴	3,62 x 10 ²	ND	0,15	0,20
27/09/10	48	5,46	18,85	86,30	-	1,30 x 10 ³	-	-	-

* nos casos em que não ovos viáveis ou não viáveis de helmintos não foram detectados, foi considerado o valor de 0,05 ovos/gST para o calculo dos ovos totais.

ANEXO 7 – Dados obtidos a partir do monitoramento do lodo lote 7 (L7).

Lote 7									
Data do descarte: 13/02/11									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
15/02/11	2	7,20	-	14,00	-	4,50 x 10 ⁵	1,43	8,57	10,00
22/02/11	9	8,30	-	25,02	-	1,02 x 10 ⁵	1,60	0,80	2,40
Data de transporte do lodo para a estufa agrícola: 27/02/11									
DATA	Tempo (d)	pH	Umidade (%)	Sólidos Totais (%)	CT (NMP/gST)	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Ovos viáveis (ovos/gST)	Ovos não viáveis (ovos/gST)	Ovos totais* (ovos/gST)
28/02/12	1	7,20	-	32,22	-	4,39 x 10 ⁵	0,83	6,21	7,03
14/03/12	16	6,91	-	37,06	-	5,57 x 10 ⁵	ND	3,89	3,94
21/03/12	23	6,15	-	44,36	-	1,69 x 10 ⁴	ND	1,92	1,97
28/03/12	30	5,45	-	51,51	-	4,10 x 10 ³	ND	0,62	0,67
04/04/12	37	5,70	-	59,12	-	1,52 x 10 ³	ND	1,35	1,40
25/04/12	58	5,43	-	93,30	-	2,92 x 10 ¹	ND	0,09	0,14
03/05/12	66	5,47	-	93,08	-	-	ND	0,86	0,91

* nos casos em que não ovos viáveis ou não viáveis de helmintos não foram detectados, foi considerado o valor de 0,05 ovos/gST para o calculo dos ovos totais.