

TIAGO DE BRITO MAGALHÃES

**USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS: ANÁLISE CRÍTICA DA RESOLUÇÃO
CONAMA 375/2006 NA PERSPECTIVA DA METODOLOGIA DE
AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO**

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

M188u
2012

Magalhães, Tiago de Brito, 1985-

Uso agrícola de biossólidos: análise crítica da Resolução
CONAMA 375/2006 na perspectiva da metodologia de
avaliação de risco microbiológico / Tiago de Brito Magalhães.
– Viçosa, MG, 2012.

xx, 180f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexo.

Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Lodo residual como fertilizante. 2. Avaliação de riscos.
 3. Microorganismos patogênicos. 4. Indicadores biológicos.
- I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 631.869

TIAGO DE BRITO MAGALHÃES

**USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS: ANÁLISE CRÍTICA DA RESOLUÇÃO
CONAMA 375/2006 NA PERSPECTIVA DA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO
QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO**

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: 06 de fevereiro de 2012.



Paula Dias Bevilacqua
(Coorientadora)



Maria Inês Zanoli Sato



Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(Orientador)

*“A mente que se abre a uma nova ideia jamais
voltará ao seu tamanho original.” (Albert
Einstein)*

AGRADECIMENTOS

À Deus por minha vida, família e amigos.

Aos meus pais Eliana e Landoaldo e à minha irmã Mariana, que mesmo de longe, me incentivaram e confortaram durante esse período, sendo, portanto, fundamentais para a conclusão dessa etapa de vida.

Ao professor Rafael Bastos, pelo aprendizado e amadurecimento adquiridos em tantos trabalhos desenvolvidos juntos, pela oportunidade concedida para trabalhar em um tema tão importante e por sua valiosa orientação.

À professora Paula Dias Bevilacqua, também pelo apoio nos trabalhos desenvolvidos juntos e pela contribuição para conclusão do trabalho.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de mestrado, essencial para o desenvolvimento do presente trabalho.

À SABESP, pelo financiamento e confiança no projeto desenvolvido.

Ao CNPq e à FAPEMIG, pela concessão de bolsas de Iniciação Científica, as quais possibilitaram o envolvimento de estudantes de graduação na pesquisa.

À Divisão de Água e Esgotos (DAG/UFV) e aos funcionários, colegas e amigos, pelo convívio, colaboração e amizade.

Aos amigos da “salinha”, nas pessoas de Demétrius, Edgard, Endrik, João, Isaias, Cleuber, Mario, Rosane, Grazi e Juliana, pois contribuíram, em diversos momentos, para a conclusão desse trabalho.

Aos integrantes do “projeto Biossólidos”, Flávio, Ketty, Maísa, Luciana, Cauê, Gustavo e Renata, pela dedicação nas atividades realizadas, e, principalmente, ao Edgard, parceiro nas muitas dificuldades durante a pesquisa.

Ao SAAE Viçosa pela longa e proveitosa parceria.

A todos os colegas e professores da pós-graduação.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Civil.

Aos amigos e companheiros de república.

Enfim, a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

BIOGRAFIA

TIAGO DE BRITO MAGALHÃES, filho de Landoaldo Magalhães Silveira Filho e Eliana Ferraz de Brito, nascido no dia 15 de outubro de 1985, em Vitória – ES.

Em março de 2004, iniciou o curso de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa, graduando-se em Janeiro de 2009.

Em março de 2010, iniciou o Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, área de concentração Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação em fevereiro de 2012.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	VIII
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	X
LISTA DE TABELAS	XIII
RESUMO.....	XVII
ABSTRACT.....	XIX
INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO 1 - PERIGOS ASSOCIADOS AO CULTIVO DE HORTALIÇAS COM A UTILIZAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS TRATADOS POR SECAGEM EM ESTUFA	4
1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	4
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1. LODO DE ESGOTOS E BIOSSÓLIDOS - TERMINOLOGIA.....	5
2.2. PRODUÇÃO E COMPOSIÇÃO GERAL DE LODO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	5
2.3. TRATAMENTO E HIGIENIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTOS	7
2.4. DISPOSIÇÃO FINAL DE LODO DE ESGOTOS NO BRASIL	9
2.5. EXPERIÊNCIAS BRASILEIRAS DE USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS.....	11
2.6. PERIGOS MICROBIOLÓGICOS ASSOCIADOS AO USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS	14
2.7. QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DE BIOSSÓLIDOS TRATADOS POR SECAGEM EM ESTUFA	18
2.8. GRAU DE CONTAMINAÇÃO E DECAIMENTO DE MICRORGANISMOS PATOGENICOS E INDICADORES EM SOLOS ADUBADOS COM COMPOSTOS ORGÂNICOS OU BIOSSÓLIDOS	20
2.9. OCORRÊNCIA DE PATÓGENOS E INDICADORES EM HORTALIÇAS ADUBADAS COM COMPOSTOS ORGÂNICOS OU BIOSSÓLIDOS	21
2.10. OCORRÊNCIA DE PATÓGENOS E INDICADORES EM HORTALIÇAS COMERCIALIZADAS.....	22
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1. TRATAMENTO DO LODO PROVENIENTE DE REATOR UASB POR SECAGEM EM ESTUFA	24
3.2. CULTIVO DE HORTALIÇAS COM USO DE LODO E DE BIOSSÓLIDOS TRATADOS POR SECAGEM EM ESTUFA	26
3.2.1. DECAIMENTO MICROBIANO APÓS INCORPORAÇÃO DO BIOSSÓLIDO NO SOLO	28
3.2.2. CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DAS HORTALIÇAS	29
3.3. ESTIMATIVA DA QUANTIDADE DE SOLO ADERIDO ÀS HORTALIÇAS NO MOMENTO DE COLHEITA.....	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1. OCORRÊNCIA E DECAIMENTO DE <i>E. COLI</i> E OVOS VIÁVEIS DE HELMINTOS NO SOLO	32
4.2. OCORRÊNCIA DE <i>E. COLI</i> E OVOS DE HELMINTOS NAS HORTALIÇAS	41
4.3. ESTIMATIVA DA QUANTIDADE DE SOLO ADERIDO ÀS HORTALIÇAS NO MOMENTO DE COLHEITA.....	43
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	44
6. REFERÊNCIAS	45

CAPÍTULO 2 - APLICAÇÃO DA METODOLOGIA DE AQRM NA ESTIMATIVA DE RISCOS ASSOCIADOS AO USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS	51
1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	51
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	53
2.1. ESTABELECIMENTO DE NORMAS E CRITÉRIOS DE QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DE BIOSSÓLIDOS COMO MEDIDA DE PROTEÇÃO À SAÚDE	53
2.2. REGULAMENTAÇÃO DO USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS	54
2.2.1. REGULAMENTAÇÃO VIGENTE NOS EUA - “NORMA 503”	54
2.2.2. A REGULAMENTAÇÃO BRASILEIRA – RESOLUÇÃO CONAMA N° 375/2006	56
2.2.3. AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE AS PEÇAS REGULATÓRIAS VIGENTES NOS ESTADOS UNIDOS E NO BRASIL	57
2.3. AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM) - FUNDAMENTOS, VANTAGENS E LIMITAÇÕES.....	60
2.3.1. IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO	62
2.3.1.1. BACTÉRIAS.....	63
2.3.1.2. VÍRUS	64
2.3.1.3. PROTOZOÁRIOS	65
2.3.1.4. HELMINTOS	66
2.3.2. MODELO DE EXPOSIÇÃO APLICADO AO USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS	68
2.3.3. AVALIAÇÃO DA DOSE-RESPOSTA	69
2.3.4. CARACTERIZAÇÃO DO RISCO.....	75
2.3.5. MODELOS DETERMINÍSTICOS E ESTOCÁSTICOS	77
2.3.6. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	78
2.3.7. CARACTERIZAÇÃO DAS DISTRIBUIÇÕES DE PROBABILIDADES.....	79
2.5. INFORMAÇÕES SOBRE AS VARIÁVEIS DE ENTRADA NOS MODELOS DE EXPOSIÇÃO.....	81
2.5.1. CONCENTRAÇÃO DE ORGANISMOS PATOGENICOS E INDICADORES EM BIOSSÓLIDOS	81
2.5.2. DEMANDA DE NUTRIENTES E CICLOS DE CULTURAS ANUAIS E HORTÍCOLAS	87
2.5.3. DECAIMENTO NATURAL DE ORGANISMOS PATOGENICOS NO SOLO	90
2.5.4. QUANTIDADE DE SOLO PRESENTE NAS CULTURAS	92
2.5.5. REMOÇÃO DE PATÓGENOS POR PROCESSOS DE HIGIENIZAÇÃO DE HORTALIÇAS	92
2.5.6. CONSUMO DE HORTALIÇAS NO BRASIL	93
2.5.7. FREQUÊNCIA DE EXPOSIÇÃO DOS AGRICULTORES E INGESTÃO ACIDENTAL DE PARTÍCULAS DE SOLO OU BIOSSÓLIDO	96
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	98
3.1. ESTIMATIVA DE RISCOS AOS CONSUMIDORES DE HORTALIÇAS E AOS AGRICULTORES	100
3.1.1. ESTIMATIVA DE RISCOS AOS CONSUMIDORES DE HORTALIÇAS.....	101
3.1.1.1. FATOR DE DILUIÇÃO RESULTANTE DA INCORPORAÇÃO DO BIOSSÓLIDO NO SOLO	103
3.1.1.2. DECAIMENTO NATURAL DOS ORGANISMOS PATOGENICOS NO SOLO	105
3.1.1.3. QUANTIDADE DE SOLO ADERIDO ÀS CULTURAS NO MOMENTO DE COLHEITA	107
3.1.1.4. REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGENICOS ENTRE A COLHEITA E O CONSUMO	107
3.1.1.5. CONSUMO DE HORTALIÇAS	108

3.1.2. ESTIMATIVA DE RISCOS AOS AGRICULTORES ENVOLVIDOS EM ATIVIDADES DE APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO OU DE MANEJO DO SISTEMA SOLO-PLANTA DURANTE O CULTIVO.	109
3.1.2.1. FATOR DE DILUIÇÃO RESULTANTE DA INCORPORAÇÃO DO BIOSSÓLIDO NO SOLO	111
3.1.2.2. DECAIMENTO DOS ORGANISMOS PATOGÊNICOS NO SOLO	113
3.1.2.3. INFORMAÇÕES SOBRE INGESTÃO ACIDENTAL DE PARTÍCULAS DE SOLO OU BIOSSÓLIDO E FREQUÊNCIA DE EXPOSIÇÃO DE AGRICULTORES	113
3.1.3. RESUMO DOS MODELOS CONSTRUÍDOS	114
3.2. ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE PATÓGENOS NO BIOSSÓLIDO QUE RESULTARIA EM DETERMINADOS NÍVEIS DE RISCO TIDOS COMO TOLERÁVEIS.....	121
3.2.1. RESUMO DOS MODELOS CONSTRUÍDOS	123
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	128
4.1. RISCOS AOS CONSUMIDORES DE HORTALIÇAS ADUBADAS COM BIOSSÓLIDOS DE DIFERENTES NÍVEIS DE QUALIDADE MICROBIOLÓGICA (CLASSES 1, 2 E 3).....	128
4.2. RISCOS AOS AGRICULTORES ENVOLVIDOS EM ATIVIDADES DE APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS.....	132
4.3. RISCOS AOS AGRICULTORES ENVOLVIDOS EM ATIVIDADES DE MANEJO DO SISTEMA SOLO-PLANTA.	134
4.4. CONCENTRAÇÕES DE PATÓGENOS NO BIOSSÓLIDO QUE RESULTARIAM EM NÍVEIS DE RISCO TOLERÁVEIS.	138
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	141
6. REFERÊNCIAS	143
CONCLUSÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES	159
ANEXO I	162
ANEXO II	166

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
AQRM	Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico
BS	Biossólido
Conama	Conselho Nacional de Meio Ambiente
C_t	Coliformes termotolerantes
DAG	Divisão de Água e Esgoto
DALY	Disability Adjusted Life Years
DI ₅₀	dose infectante média
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EAP	Estabilização Alcalina Prolongada
ECEA	<i>Escherichia coli</i> enteroagregativa
ECEH	<i>Escherichia coli</i> entero-hemorrágica
ECEI	<i>Escherichia coli</i> enteroinvasoras
ECEP	<i>Escherichia coli</i> enteropatogênica
ECET	<i>Escherichia coli</i> toxigênica
EPA	Environmental Protection Agency
EPI	Equipamentos de Proteção Individual
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FDP	Função Densidade de probabilidade
gST	gramas de sólidos totais
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K_b	coeficiente de decaimento bacteriano
K_{b20}	coeficiente de decaimento bacteriano à 20°C
K_{bT}	coeficiente de decaimento bacteriano à temperatura T
LQCA	Laboratório de Controle da Qualidade da Água
ND	não detectado
NMP	número mais provável
NMPUC	número mais provável de unidades citopáticas
NPK	nitrogênio, fósforo e potássio
NR	não realizado
OMS	Organização Mundial da Saúde
PCR	Reação em Cadeia de Polimerase
pppa	por pessoa por ano
S	solo
Sabesp	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Sanepar	Companhia de Saneamento do Estado do Paraná
ST	sólidos totais
tST	toneladas de sólidos totais
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFC	unidades formadoras de colônia
UFF	unidade formadora de foco
UFP	unidade formadora de placa
UFV	Universidade Federal de Viçosa
UGL	Unidades de Gerenciamento de Lodo
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VHA	Vírus da Hepatite A
VHE	Vírus da Hepatite E

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1.1 - APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO NO SOLO (ESQUERDA) PARA LAVOURA DE SOJA (DIREITA), LAPA, PR.	12
FIGURA 1.2 - (A) VISTA GERAL DAS INSTALAÇÕES DA ETE FRANCA; (B) TRATAMENTO DO LODO; (C) CARREGAMENTO DO BIOSSÓLIDO; (D) ÁREAS ADUBADAS COM BIOSSÓLIDOS.	13
FIGURA 1.3 - ETE JUNDIAÍ: ETAPAS DE CONDICIONAMENTO DO LODO DE ESGOTO.	13
FIGURA 1.4 - ETE LAVAPÉS: TRATAMENTO DO LODO ATRAVÉS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM E APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS EM CULTIVO DE CITRUS.	14
FIGURA 1.5 - 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.	25
FIGURA 1.6 - UNIDADE INTEGRADA DE TRATAMENTO E UTILIZAÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS DA VIOLEIRA, VIÇOSA – MG. (A) LODO IMEDIATAMENTE APÓS O DESCARTE DO REATOR UASB NOS LEITOS DE SECAGEM. (B) LOTES DE LODO EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE TRATAMENTO NA ESTUFA.	25
FIGURA 1.7 - ESTUFA PARA CULTIVO DE HORTALIÇAS. (A) PREPARO DOS CANTEIROS DE SOLO + BIOSSÓLIDO PARA PLANTIO DE HORTALIÇAS; (B) CANTEIROS COM HORTALIÇAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTO.	28
FIGURA 1.8 - ESTUFA PARA CULTIVO DE HORTALIÇAS. (A) MUDAS DE COUVE E SEMEITEIRA COM MUDAS DE ALFACE; (B) PREPARO DA LEIRA PARA O PLANTIO; (C) PLANTIO DE COUVE.	28
FIGURA 1.9 - AMOSTRAGEM DE HORTALIÇAS PARA ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS. (A) COLETA DE FOLHAS DE ALFACE; (B) COLETA DE CENOURAS.	30
FIGURA 1.10 - EXPERIMENTO DE QUANTIFICAÇÃO DA QUANTIDADE DE SOLO PRESENTE NAS HORTALIÇAS NO MOMENTO DE COLHEITA. (A) CENOURA RECÉM-COLHIDA; (B) LAVAGEM DA CENOURA PARA COLETA DA ÁGUA; (C) CANTEIRO DE ALFACE UTILIZADO PARA O EXPERIMENTO; (D) ALFACE COLHIDA PARA LAVAGEM.	31
FIGURA 1.11 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E.COLI</i> NAS MISTURAS SOLO + BIOSSÓLIDO (10^3 A 10^4 <i>E.COLI</i> /GST) UTILIZADAS NO CULTIVO DAS HORTALIÇAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) (N = 11) E REGRESSÃO EXPONENCIAL.	35
FIGURA 1.12 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E.COLI</i> NAS MISTURAS SOLO + BIOSSÓLIDO (10^4 A 10^5 <i>E.COLI</i> /GST) UTILIZADAS NO CULTIVO DAS HORTALIÇAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) (N = 25) E REGRESSÃO EXPONENCIAL.	35
FIGURA 1.13 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E.COLI</i> NAS MISTURAS SOLO + BIOSSÓLIDO (10^5 A 5×10^5 <i>E.COLI</i> /GST) UTILIZADAS NO CULTIVO DAS HORTALIÇAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) (N = 31) E REGRESSÃO EXPONENCIAL.	35
FIGURA 1.14 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E.COLI</i> NAS MISTURAS SOLO + BIOSSÓLIDO ($> 5 \times 10^5$ <i>E.COLI</i> /GST) UTILIZADAS NO CULTIVO DAS HORTALIÇAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) (N = 21) E REGRESSÃO EXPONENCIAL.	35

FIGURA 1.15 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E.COLI</i> NAS MISTURAS SOLO + BIOSSÓLIDO UTILIZADAS NO CULTIVO DAS HORTALIÇAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) (N = 88) E REGRESSÃO EXPONENCIAL.	36
FIGURA 1.16 - CONCENTRAÇÃO REMANESCENTE DE <i>E.COLI</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) - BIOSSÓLIDOS COM $< 10^4$ <i>E.COLI</i> /GST E EQUAÇÃO OBTIDA POR REGRESSÃO LINEAR (N = 9).	37
FIGURA 1.17 - CONCENTRAÇÃO REMANESCENTE DE <i>E.COLI</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) - BIOSSÓLIDOS COM $10^4 - 10^5$ <i>E.COLI</i> /GST E EQUAÇÃO OBTIDA POR REGRESSÃO LINEAR (N = 21).	37
FIGURA 1.18 - CONCENTRAÇÃO REMANESCENTE DE <i>E.COLI</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) - BIOSSÓLIDOS COM $10^5 - 5 \times 10^5$ <i>E.COLI</i> /GST E EQUAÇÃO OBTIDA POR REGRESSÃO LINEAR (N = 27).	37
FIGURA 1.19 - CONCENTRAÇÃO REMANESCENTE DE <i>E.COLI</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) - BIOSSÓLIDOS COM $> 5 \times 10^5$ <i>E.COLI</i> /GST E EQUAÇÃO OBTIDA POR REGRESSÃO LINEAR (N = 18).	37
FIGURA 1.20 - CONCENTRAÇÃO REMANESCENTE DE <i>E.COLI</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS) - CONJUNTO DE RESULTADOS E EQUAÇÃO OBTIDA POR REGRESSÃO LINEAR (N = 75).	37
FIGURA 1.21 - VARIAÇÃO DA TEMPERATURA (°C) DO AR NO INTERIOR DA ESTUFA AO LONGO DAS 24 HORAS DO DIA, MAIO A JUNHO DE 2011 (N = 1355). 25% = PRIMEIRO QUARTIL; 75% = TERCEIRO QUARTIL.	38
FIGURA 1.22 - VARIAÇÃO DA QUANTIDADE DE SOLO ADERIDO À SUPERFÍCIE DE ALFACES E CENOURAS NO MOMENTO DA COLHEITA. 25% = PRIMEIRO QUARTIL; 75% = TERCEIRO QUARTIL; MED = MEDIANA.	43
FIGURA 2.1 - FUNÇÃO DISTRIBUIÇÃO ACUMULADA DE TAXAS DE INGESTÃO DE SOLO POR CRIANÇAS (MG.D ⁻¹).	98
FIGURA 2.2 - ESQUEMA REPRESENTATIVO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO AO CONSUMO DE HORTALIÇAS PRODUZIDAS COM USO DE BIOSSÓLIDOS.	102
FIGURA 2.3 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA DISTRIBUIÇÃO TRIANGULAR UTILIZADA PARA CARACTERIZAR A VARIÁVEL FATOR DE DILUIÇÃO DE BIOSSÓLIDOS NO SOLO PARA O CULTIVO DE TUBÉRCULOS.	104
FIGURA 2.4 - HISTOGRAMA E CURVA DE FREQUÊNCIA ACUMULADA DOS DADOS DE DECAIMENTO DE ROTAVÍRUS NO SOLO DURANTE CULTIVO DE HORTALIÇAS FRUTOSAS ($10^{-K.T}$).	107
FIGURA 2.5 - DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES EMPÍRICA E RESPECTIVA CURVA DE FREQUÊNCIA ACUMULADA AJUSTADA AOS DADOS DE CONSUMO DE HORTALIÇAS FOLHOSAS POR UNIDADES DE FEDERAÇÃO.	109
FIGURA 2.6 - ESQUEMA REPRESENTATIVO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO AO CENÁRIO DE INGESTÃO DE PARTÍCULAS DE BIOSSÓLIDOS DURANTE ATIVIDADES DE ADUBAÇÃO.	110
FIGURA 2.7 - ESQUEMA REPRESENTATIVO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO AO CENÁRIO DE INGESTÃO DE PARTÍCULAS DE SOLO DURANTE ATIVIDADES DE MANEJO DOS CULTIVOS APÓS INCORPORAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS.	110

FIGURA 2.8 - ESQUEMA REPRESENTATIVO DO MODELO UTILIZADO PARA ESTIMAR A CONCENTRAÇÃO DE PATÓGENOS NO BIOSSÓLIDO A PARTIR DO NÍVEL DE RISCO TOLERÁVEL.	122
FIGURA 2.9 - HISTOGRAMA DA DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES E CURVA DE FREQUÊNCIA ACUMULADA DA ESTIMATIVA DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO POR <i>ASCARIS LUMBRICOIDES</i> DECORRENTES DO CONSUMO DE HORTALIÇAS FOLHOSAS CULTIVADAS COM BIOSSÓLIDO CLASSE 2.....	129
FIGURA 2.10 – HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES E CURVAS DE FREQUÊNCIA ACUMULADA DE ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO DECORRENTES DO CONSUMO DE HORTALIÇAS CULTIVADAS COM BIOSSÓLIDOS CLASSE 3: (A) HORTALIÇAS TUBEROSAS E INFECÇÃO POR <i>ASCARIS LUMBRICOIDES</i>; (B) HORTALIÇAS FRUTOSAS E INFECÇÃO POR ROTAVÍRUS.....	131
FIGURA 2.11 – HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES E CURVAS DE FREQUÊNCIA ACUMULADA DAS ESTIMATIVAS DE RISCOS DE INFECÇÃO POR ROTAVÍRUS (A) E <i>CRYPTOSPORIDIUM PARVUM</i> (B) DECORRENTES DA APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO CLASSE 1 EM PEQUENAS PROPRIEDADES.	133
FIGURA 2.12 – HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES E CURVAS DE FREQUÊNCIA ACUMULADA DAS ESTIMATIVAS DE RISCOS DE INFECÇÃO POR <i>ASCARIS LUMBRICOIDES</i> (A) E ROTAVÍRUS (B) DURANTE CULTIVOS DE HORTALIÇAS COM BIOSSÓLIDOS CLASSE 1.....	135
FIGURA 2.13 – HISTOGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES E CURVAS DE FREQUÊNCIA ACUMULADA DAS ESTIMATIVAS DE RISCOS DE INFECÇÃO POR <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> (A) E <i>GIARDIA</i> (B) DURANTE O CULTIVO DE HORTALIÇAS COM BIOSSÓLIDOS CLASSE 2.	136

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 - PRODUÇÃO DE LODO DE ESGOTO NO BRASIL POR REGIÃO, 2000-2001.	6
TABELA 1.2 - COMPOSIÇÃO MÉDIA DE LODO DE ESGOTO NO BRASIL, 2000-2001.	7
TABELA 1.3 - DESTINO FINAL DO LODO DE ESGOTO PRODUZIDO NO BRASIL (2000-2001).	10
TABELA 1.4 - PORCENTAGEM DE NUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA EM LODOS DE ESGOTOS (BASE SECA).	11
TABELA 1.5 - PRINCIPAIS PATÓGENOS ENCONTRADOS EM LODO DE ESGOTO.....	15
TABELA 1.6 - CONCENTRAÇÕES DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS E INDICADORES EM LODOS DE ESGOTO.	17
TABELA 1.7 - RESUMO DOS CULTIVOS DE HORTALIÇAS COM BIOSSÓLIDOS REALIZADOS DE MAIO DE 2010 A ABRIL DE 2011.....	29
TABELA 1.8 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E. COLI</i> EM BIOSSÓLIDOS, SOLOS E MISTURAS BIOSSÓLIDO + SOLO (BS + S) UTILIZADOS NO CULTIVOS DE HORTALIÇAS, BIOSSÓLIDOS COM ATÉ 10^4 <i>E.COLI</i> .(GST) ⁻¹	32
TABELA 1.9 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E. COLI</i> EM BIOSSÓLIDOS, SOLOS E MISTURAS BIOSSÓLIDO + SOLO (BS + S) UTILIZADOS NO CULTIVOS DE HORTALIÇAS,BIOSSÓLIDOS COM 10^4 A 10^5 <i>E.COLI</i> .(GST) ⁻¹	33
TABELA 1.10 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E. COLI</i> EM BIOSSÓLIDOS, SOLOS E MISTURAS BIOSSÓLIDO + SOLO (BS + S) UTILIZADOS NO CULTIVOS DE HORTALIÇAS,BIOSSÓLIDOS COM 10^5 A 5×10^5 <i>E.COLI</i> .(GST) ⁻¹	33
TABELA 1.11 - CONCENTRAÇÕES DE <i>E. COLI</i> EM BIOSSÓLIDOS, SOLOS E MISTURAS BIOSSÓLIDO + SOLO (BS + S) UTILIZADOS NO CULTIVOS DE HORTALIÇAS,BIOSSÓLIDOS COM $> 5 \times 10^5$ <i>E.COLI</i> .(GST) ⁻¹	34
TABELA 1.12 – VALORES DE K_{BT} E K_{B20} CALCULADOS PARA <i>E.COLI</i> A PARTIR DO USO DE BIOSSÓLIDOS SEGUNDO AS FAIXAS DE CONTAMINAÇÃO PRÉ-DEFINIDAS E DOS CONJUNTO DE RESULTADOS.....	38
TABELA 1.13 - CONCENTRAÇÕES DE OVOS VIÁVEIS DE HELMINTOS NAS AMOSTRAS DE BIOSSÓLIDOS (BS) E SOLOS (S) UTILIZADOS NOS PLANTIOS E NAS MISTURAS BIOSSÓLIDO + SOLO (BS + S) DURANTE O CULTIVO DE HORTALIÇAS.....	40
TABELA 1.14 - CONCENTRAÇÕES DE <i>ESCHERICHIA COLI</i> E OVOS DE HELMINTOS EM ALFACES PRODUZIDAS COM APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS DE QUALIDADE MICROBIOLÓGICA VARIADA....	42
TABELA 1.15 - CONCENTRAÇÕES DE <i>ESCHERICHIA COLI</i> E OVOS DE HELMINTOS EM CENOURAS PRODUZIDAS COM APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS DE QUALIDADE MICROBIOLÓGICA VARIADA....	42
TABELA 1.16 - CONCENTRAÇÕES DE <i>ESCHERICHIA COLI</i> E OVOS DE HELMINTOS EM COUVES PRODUZIDAS COM APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS DE QUALIDADE MICROBIOLÓGICA VARIADA....	42
TABELA 2.1 - PADRÕES MICROBIOLÓGICOS DOS EUA E BRASIL PARA APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS NO SOLO.	58
TABELA 2.2 - CARACTERIZAÇÃO DOS MODELOS DOSE-RESPOSTA UTILIZADOS POR GALE (2005) EM ESTUDO DE AVALIAÇÃO DE RISCO ASSOCIADO AO USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS.	72

TABELA 2.3 PRINCIPAIS ESTUDOS DE DOSE RESPOSTA EM HUMANOS DISPONÍVEIS NA LITERATURA E CARACTERIZAÇÃO DOS RESPECTIVOS MODELOS DE ESTIMATIVA DE RISCO.	74
TABELA 2.4 - ORGANISMOS IDENTIFICADOS EM BIOSSÓLIDOS E LODOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS.	82
TABELA 2.5 – CONCENTRAÇÕES DE PATÓGENOS E INDICADORES EM BIOSSÓLIDOS GERADOS POR DIFERENTES PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LODO NO BRASIL (2000-2001).	86
TABELA 2.6 - RECOMENDAÇÕES PARA CULTURAS ANUAIS DE NITROGÊNIO, E DE FÓSFORO E POTÁSSIO PARA DIFERENTES TEORES DESTES DOIS NUTRIENTES NO SOLO, SEGUNDO O SISTEMA ADOTADO NO ESTADO DE MINAS GERAIS.	87
TABELA 2.7 – RECOMENDAÇÕES PARA CULTURAS ANUAIS DE NITROGÊNIO, E DE FÓSFORO E POTÁSSIO PARA DIFERENTES TEORES DESTES DOIS NUTRIENTES NO SOLO, SEGUNDO O SISTEMA ADOTADO NO ESTADO DE SÃO PAULO.	87
TABELA 2.8 - RECOMENDAÇÕES PARA CULTURAS HORTÍCOLAS DE NITROGÊNIO, E DE FÓSFORO E POTÁSSIO, PARA TEORES BAIXOS DESTES DOIS NUTRIENTES NO SOLO, SEGUNDO O SISTEMA ADOTADO NO ESTADO DE MINAS GERAIS.	88
TABELA 2.9 - CICLOS DE CULTIVO DE HORTALIÇAS.	88
TABELA 2.10 - RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO MINERAL PARA CULTIVO DE ALFACE.	89
TABELA 2.11 - RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO MINERAL PARA CULTIVO DE CENOURA EM FUNÇÃO DA DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES E DA TEXTURA DO SOLO.	89
TABELA 2.12 - TEMPO DE SOBREVIVÊNCIA DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS NO SOLO E SOBRE A SUPERFÍCIE DE PLANTAS.	90
TABELA 2.13 - DECAIMENTO MICROBIANO EM SOLOS E EM DEJETOS ANIMAIS DISPOSTOS NO SOLO.	91
TABELA 2.14 - REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS ALCANÇADA POR MEDIDAS DE PREPARAÇÃO DE ALIMENTOS.	92
TABELA 2.15 - BACTÉRIAS DO GRUPO COLIFORME EM ÁGUAS DE IRRIGAÇÃO E NA LAVAGEM DA ALFACE COM ÁGUA CORRENTE, VALORES MÉDIOS DE 50 AMOSTRAS.	93
TABELA 2.16 - AQUISIÇÃO ALIMENTAR DOMICILIAR <i>PER CAPITA</i> ANUAL DE HORTALIÇAS (TUBEROSAS, FOLHOSAS E FRUTOSAS) E POPULAÇÃO RESIDENTE POR UNIDADES DE FEDERAÇÃO E GRANDES REGIÕES, 2008-2009.	94
TABELA 2.17 - AQUISIÇÃO ALIMENTAR DOMICILIAR <i>PER CAPITA</i> ANUAL DE HORTALIÇAS (TUBEROSAS, FOLHOSAS E FRUTOSAS) E POPULAÇÃO RESIDENTE POR CLASSES DE RENDIMENTO TOTAL E VARIAÇÃO PATRIMONIAL MENSAL FAMILIAR, SEGUNDO OS PRODUTOS; E RESIDENTE POR GRANDES REGIÕES, 2008-2009.	95
TABELA 2.18 - ESTIMATIVA DE TAXAS DE INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE SOLO POR FAIXA ETÁRIA....	96
TABELA 2.19 - NÍVEIS ESTIMADOS DE INGESTÃO DE SOLO RELATADOS NA LITERATURA.	97
TABELA 2.20 - RESUMO DOS MODELOS DE DOSE-RESPOSTA ASSUMIDOS PARA AS ESTIMATIVAS DE RISCO.	99
TABELA 2.21 - CONCENTRAÇÕES DE PATÓGENOS NAS CLASSES DEFINIDAS DE BIOSSÓLIDOS (CLASSES 1, 2 E 3).	101

TABELA 2.22 – TAXAS DE APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO (T.HA^{-1}) PARA ATENDER ÀS DEMANDAS DE N, P_2O_5 E K_2O DE DIFERENTES HORTALIÇAS.	103
TABELA 2.23 – FATORES DE DILUIÇÃO RELATIVOS À INCORPORAÇÃO DO BIOSSÓLIDO NO SOLO, SEGUNDO RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO DE DIFERENTES HORTALIÇAS.....	104
TABELA 2.24 – VALORES MÍNIMOS E MÁXIMOS DAS DISTRIBUIÇÕES UNIFORMES DEFINIDAS PARA A VARIÁVEL COEFICIENTE DE DECAIMENTO MICROBIANO DOS MODELOS DE AQRM.....	106
TABELA 2.25 – CICLOS DE CULTIVO DE HORTALIÇAS (EMBRAPA, 2010).	106
TABELA 2.26 – VALORES MÍNIMOS E MÁXIMOS DAS DISTRIBUIÇÕES UNIFORMES DEFINIDAS PARA A VARIÁVEL ‘REMOÇÃO DE PATÓGENOS ALCANÇADA POR MEDIDAS DE HIGIENIZAÇÃO DE ALIMENTOS’ NOS MODELOS DE AQRM.	108
TABELA 2.27 – TAXAS DE APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO (T.HA^{-1}) PARA ATENDER ÀS DEMANDAS DE N, P_2O_5 E K_2O DE CULTURAS ANUAIS.....	112
TABELA 2.28 – FATORES DE DILUIÇÃO RELATIVOS À INCORPORAÇÃO DO BIOSSÓLIDO NO SOLO SEGUNDO RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO PARA CULTURAS ANUAIS EM SÃO PAULO E MINAS GERAIS.....	112
TABELA 2.29 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE BIOSSÓLIDOS DURANTE A APLICAÇÃO EM ATIVIDADES DE PLANTIO EM PEQUENAS PROPRIEDADES.	114
TABELA 2.30 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE BIOSSÓLIDOS DURANTE A APLICAÇÃO EM ATIVIDADES DE PLANTIO EM LARGA ESCALA.....	114
TABELA 2.31 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE SOLO ADUBADOS COM BIOSSÓLIDOS DURANTE O CULTIVO DE HORTALIÇAS.	115
TABELA 2.32 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE SOLO ADUBADOS COM BIOSSÓLIDOS DURANTE O CULTIVO DE CULTURAS ANUAIS EM PEQUENAS PROPRIEDADES.....	116
TABELA 2.33 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE SOLO ADUBADOS COM BIOSSÓLIDOS DURANTE O CULTIVO DE CULTURAS ANUAIS EM LARGA ESCALA.....	117
TABELA 2.34 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO AO CONSUMO DE HORTALIÇAS TUBEROSAS ADUBADAS COM BIOSSÓLIDOS.....	118
TABELA 2.35 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO AO CONSUMO DE HORTALIÇAS FOLHOSAS ADUBADAS COM BIOSSÓLIDOS.....	119
TABELA 2.36 – RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO RELATIVO AO CONSUMO DE HORTALIÇAS FRUTOSAS ADUBADAS COM BIOSSÓLIDOS.....	120
TABELA 2.37 – RESUMO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA DE CONCENTRAÇÕES DE PATÓGENOS EM BIOSSÓLIDOS ASSOCIADAS A NÍVEIS DE RISCO TOLERÁVEIS DECORRENTES DA INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE BIOSSÓLIDOS EM ATIVIDADE DE ADUBAÇÃO DE PLANTIO.	123
TABELA 2.38 – RESUMO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA DE CONCENTRAÇÕES DE PATÓGENOS EM BIOSSÓLIDOS ASSOCIADAS A NÍVEIS DE RISCO TOLERÁVEIS DECORRENTES DO CONSUMO DE	

HORTALIÇAS CULTIVADAS COM USO DE BIOSSÓLIDOS (INTERVALO DE 48 MESES ENTRE A APLICAÇÃO E O PLANTIO).....	124
TABELA 2.39 - RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO REFERENTE AO CONSUMO DE HORTALIÇAS COM USO DE BIOSSÓLIDOS (INTERVALO DE 2 MESES ENTRE APLICAÇÃO E PLANTIO).	125
TABELA 2.40 - RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO REFERENTE À INGESTÃO DE SOLO DURANTE O CULTIVO (INTERVALOS DE 48 MESES ENTRE APLICAÇÃO E CULTIVO).....	126
TABELA 2.41 - RESUMO DO MODELO DE EXPOSIÇÃO REFERENTE À INGESTÃO DE SOLO DURANTE O CULTIVO (INTERVALO DE 5 A 7 MESES ENTRE APLICAÇÃO E CULTIVO).	127
TABELA 2.42 – ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO (PPPA) ASSOCIADOS AO CONSUMO DE HORTALIÇAS CULTIVADAS COM BIOSSÓLIDO CLASSE 1.	128
TABELA 2.43 - ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO (PPPA) ASSOCIADOS AO CONSUMO DE HORTALIÇAS CULTIVADAS COM BIOSSÓLIDO CLASSE 2.	129
TABELA 2.44 - ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO (PPPA) ASSOCIADOS AO CONSUMO DE HORTALIÇAS CULTIVADAS COM BIOSSÓLIDO CLASSE 3.	130
TABELA 2.45 - ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO (PPPA) ASSOCIADOS À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE BIOSSÓLIDOS DURANTE A APLICAÇÃO EM ATIVIDADES DE PLANTIO.	132
TABELA 2.46 – ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO (PPPA) ASSOCIADOS À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE SOLO ADUBADO COM BIOSSÓLIDOS CLASSE 1 DURANTE ATIVIDADES DE MANEJO DO SISTEMA SOLO-PLANTA.	134
TABELA 2.47 - ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO (PPPA) ASSOCIADOS À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE SOLO ADUBADO COM BIOSSÓLIDOS CLASSE 2 DURANTE ATIVIDADES DE MANEJO DO SISTEMA SOLO-PLANTA.	136
TABELA 2.48 – ESTIMATIVAS DE RISCOS ANUAIS DE INFECÇÃO (PPPA) ASSOCIADOS À INGESTÃO INVOLUNTÁRIA DE PARTÍCULAS DE SOLO ADUBADO COM BIOSSÓLIDOS CLASSE 3 DURANTE ATIVIDADES DE MANEJO DO SISTEMA SOLO-PLANTA.	137
TABELA 2.49 - CONCENTRAÇÕES DE PATÓGENOS [ORG.(GST) ⁻¹] NOS BIOSSÓLIDOS QUE RESULTARIAM EM 10 ⁻⁶ DALY PPPA COMO RESULTADO DA INGESTÃO DE PARTÍCULAS DE BIOSSÓLIDOS DURANTE A APLICAÇÃO EM ATIVIDADES DE ADUBAÇÃO DE PLANTIO EM PEQUENAS E GRANDES PROPRIEDADES.....	139
TABELA 2.50 - CONCENTRAÇÕES DE PATÓGENOS [ORG.(GST) ⁻¹] NOS BIOSSÓLIDOS RESULTARIAM EM 10 ⁻⁶ DALY PPPA EM COMO RESULTADO DA INGESTÃO DE PARTÍCULAS DE SOLO DURANTE O CULTIVO EM PEQUENA E LARGA ESCALA, INICIADO 48 OU 5 MESES APÓS APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS.....	139
TABELA 2.51 - CONCENTRAÇÃO DE PATÓGENOS QUE RESULTARIAM EM 10 ⁻⁶ DALY PPPA EM COMO RESULTADO DO CONSUMO DE HORTALIÇAS CULTIVADAS 48 E 2 MESES APÓS APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS.....	140

RESUMO

MAGALHÃES, Tiago de Brito. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2012. **Uso agrícola de bio sólidos: análise crítica da Resolução CONAMA 375/2006 na perspectiva da metodologia de avaliação quantitativa de risco microbiológico.** Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Coorientadora: Paula Dias Bevilacqua.

O presente estudo teve como objetivo principal contribuir para a discussão crítica, sob a perspectiva da avaliação de risco microbiológico à saúde humana, da Resolução Conama 375/2006 que dispõe sobre o uso agrícola de bio sólidos no Brasil. No primeiro capítulo são apresentados resultados de experimentos de campo de aplicação de bio sólidos produzidos por secagem de lodo de esgoto em estufa no cultivo de hortaliças consumidas cruas: 15 experimentos em estufa com alface, cenoura e couve utilizando bio sólidos com diferentes níveis de qualidade microbiológica. A aplicação de bio sólidos contendo $8,1$ a 2×10^6 *E.coli*.(gST)⁻¹ e $0,45$ a $1,52$ ovos viáveis de *Ascaris* por g ST resultou, quase sempre, por simples efeito de diluição decorrente da incorporação dos bio sólidos no solo, no ‘desaparecimento’ de ovos viáveis de *Ascaris* e em reduções de 1-3 unidades logarítmicas de *E. coli*. O decaimento de *E. coli* no solo durante o período de cultivo foi intenso, com coeficientes de decaimento K_{b20} entre $0,0283$ e $0,1543$ d⁻¹ e alcançando concentrações da ordem de 10 *E. coli*.(gST)⁻¹ quase sempre em menos de 21 dias após o plantio. O uso de bio sólidos com até 2×10^6 *E. coli*.(gST)⁻¹ resultou em níveis de contaminação muito abaixo do limite estipulado pela Anvisa para hortaliças consumidas cruas (10^2 C_t.g⁻¹). O segundo capítulo envolveu a aplicação da metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM), cujos modelos foram formulados com base nos resultados dos experimentos de campo complementados por informações de literatura. Foram definidas três classes de bio sólidos em termos de *Salmonella*, rotavírus, *Cryptosporidium*, *Giardia* e *Ascaris lumbricoides* e estimados os riscos de infecção associados a esses patógenos e a três cenários de exposição: consumo de hortaliças produzidas com uso de bio sólidos, ingestão acidental de partículas de bio sólidos durante sua aplicação em atividades de plantio, e ingestão acidental de partículas de solo adubado com bio sólidos em atividades de manejo agrícola durante o cultivo. Os resultados evidenciaram estimativas de risco ao consumidor, em geral, baixas. Por outro lado, as estimativas de risco ocupacional associadas a atividades de aplicação de bio sólidos sem qualquer medida de proteção ao

trabalhador foram elevadas. Por sua vez, os riscos ocupacionais mostraram-se controláveis por meio da observação de intervalos de tempo entre a incorporação de biossólidos ao solo e o cultivo. Conclui-se que os resultados permitem apontar aspectos da Resolução CONAMA 375/2006 que merecem revisão, como, por exemplo, as restrições impostas para os usos das duas classes de biossólidos, bem como a própria definição dos critérios de qualidade microbiológica definidores dessas classes.

ABSTRACT

MAGALHÃES, Tiago de Brito, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2012. **Agricultural use of biosolids: a critical analysis of the CONAMA Resolution 375/2006 on the basis of Quantitative Microbial Risk Assessment.** Adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Co-adviser: Paula Dias Bevilacqua.

The present study aimed to criticize, from the perspective of microbial risk assessment to human health, the Brazilian piece of regulation on agricultural use of biosolids (Conama Resolution 375/2006). The first chapter presents the results of field experiments involving the application of biosolids produced by sewage sludge drying in a greenhouse to grow vegetables eaten raw: 15 greenhouse experiments with lettuce, carrot and kale using biosolids with different levels of microbiological quality. The dilution effect from the mixing of biosolids containing 8.1 to 2×10^6 *E. coli* (g TS)⁻¹ and 0.45 to 1.52 viable *Ascaris* eggs per g TS in the soil, resulted, nearly always, in the 'disappearance' of viable eggs of *Ascaris* and reductions of 1-3 log units of *E. coli*. The decay of *E. coli* in the soil during the growing period was intense, with K_{b20} decay coefficients between 0.0283 and 0.1543 d⁻¹, and reaching concentrations around 10 *E. coli* (g TS)⁻¹, with a few exceptions, in less than 21 days after planting. The use of biosolids with up to 2×10^6 *E. coli* (g TS)⁻¹ resulted in contamination levels well below the Brazilian microbiological standard for vegetables consumed raw (10^2 Ct.g⁻¹). The second chapter involved the application of Quantitative Microbiological Risk Assessment (QMRA) methodology, whose models were formulated based on the results from the field experiments complemented with information from the literature. We have defined three classes of biosolids in terms of *Salmonella*, rotavirus, *Cryptosporidium*, *Giardia* and *Ascaris lumbricoides* and the risk of infection associated with these pathogens were estimated for three exposure scenarios: consumption of vegetables produced with biosolids, accidental ingestion of biosolids particles during its application in planting activities, and ingestion of particles of soil fertilized with biosolids in agricultural activities during cultivation. The results showed that the consumer's risk estimates were, in general, low. On the other hand, the risk estimates associated with occupational activities of biosolids application without any protection measures for workers were high. In turn, occupational hazards were shown to be controllable when allowing time to elapse between the last application of the biosolids in the soil and cultivation. It is concluded that the results point out aspects of the Resolution Conama 375/2006

ought to be revised, such as the restrictions on the use of the two classes of biosolids, as well as the very defining criteria of the microbiological quality of these classes.

INTRODUÇÃO GERAL

A produção de lodo de esgotos vem crescendo em todo o mundo como resultado do crescimento populacional e das exigências cada vez mais restritivas de tratamento de efluentes. Paralelamente, vem crescendo o interesse pelo uso benéfico desse lodo, por exemplo na recuperação de áreas degradadas, camadas de cobertura de aterros sanitários e, principalmente, como condicionador de solos agrícolas.

Por um lado, o lodo de esgotos sanitários constitui fonte de matéria orgânica e de nutrientes para as plantas e, sendo assim, sua aplicação em solos agrícolas é vista como opção bastante interessante do ponto de vista de reciclagem de nutrientes e economia de insumos. Por outro, uma vez que é produto do tratamento de esgotos sanitários, o lodo apresenta características potencialmente nocivas, com destaque para a presença de microrganismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos). Portanto, para que a utilização agrícola seja segura do ponto de vista de saúde pública, é necessário que o lodo seja submetido a processos de tratamento capazes de eliminar ou reduzir os patógenos a níveis seguros. Nesse sentido, o termo “biossólidos” foi introduzido na área do saneamento para designar o lodo de esgotos suficientemente processado a fim de permitir, de forma segura, sua reciclagem e aplicação como fertilizante.

A regulamentação que dispõe sobre o controle da utilização agrícola de lodo de esgotos no Brasil (Resolução Conama 375/2006) estipula duas Classes de lodo em função de sua qualidade microbiológica, e determina, ainda, uma série de restrições de uso, algumas até mesmo mais rigorosas do que as adotadas em países como Estados Unidos e Reino Unido. Adicionalmente, a aplicação de lodo Classe B poderia ser banida em 2011, a não ser que fossem propostos novos critérios ou limites, baseados em estudos de avaliação de risco e dados epidemiológicos nacionais, que demonstrassem a segurança do seu uso.

Além da indiscutível semelhança existente entre as peças regulatórias vigentes nos EUA e no Brasil, a regulamentação nacional não faz menção a qualquer estudo científico realizado no país que sustente os padrões e restrições impostos, o que sugere que os valores presentes na regulamentação nacional foram basicamente adotados a partir da norma norte-americana, inclusive de forma mais conservadora e rigorosa em algumas situações. Tal fato pode ter decorrido da necessidade iminente de regulamentar o uso de biossólidos no país aliada à escassez de trabalhos científicos que permitissem à época a realização de estudos consistentes

de avaliação de risco. Fato é que, passados mais de cinco anos desde sua publicação, a regulamentação nacional não sofreu qualquer mudança, o que tende a desestimular, devido ao rigor excessivo, a aplicação agrícola de lodo de esgotos no Brasil.

Nesse sentido, torna-se evidente a importância de estudos que verifiquem a possibilidade de flexibilizar e, ou, melhor aferir tal regulamentação. Questionamentos dessa natureza devem ser fundamentados na perspectiva de avaliação de risco e, nesse sentido, a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) se destaca como uma metodologia apropriada, sendo inclusive a metodologia utilizada por órgãos como a Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) no estabelecimento de normas e diretrizes de qualidade da água para consumo humano e para uso agrícola de águas residuárias.

Genericamente, essa metodologia permite estimar riscos de infecção ou doença com base em um cenário de exposição a determinado organismo patogênico e em informações sobre dose-resposta. É preciso, entretanto, ressaltar que a formulação de cenários consistentes e condizentes com a realidade nacional depende da disponibilidade de um banco de dados suficientemente vasto para abastecer o modelo de exposição e suprir as lacunas ainda existentes de maneira confiável. Contudo, sabe-se que a disponibilidade desses dados é bastante limitada, principalmente em países em desenvolvimento (como o Brasil), o que exige a busca criteriosa por essas informações, de preferência através de experimentos realizados com alto rigor científico.

O presente estudo, dividido em dois capítulos, teve como objetivo principal reunir subsídios para a discussão da regulamentação que dispõe sobre o uso agrícola de biossólidos no Brasil (Resolução Conama 375/2006), tendo como referência a AQRM.

O primeiro capítulo apresenta resultados de experimentos de campo realizados com o intuito de reunir informações sobre perigos associados ao uso de biossólidos higienizados por secagem em estufa na produção de hortaliças consumidas cruas. O objetivo principal dos experimentos foi obter o máximo possível de informações dentre as necessárias para abastecer o modelo de avaliação de risco aplicado no capítulo 2.

O segundo capítulo abordou a aplicação da metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) a fim de estimar riscos aos consumidores de

produtos agrícolas cultivados com uso de biossólidos e aos agricultores envolvidos nessas atividades. Para a aplicação desses modelos, foram utilizadas as informações das variáveis de entrada obtidas a partir dos experimentos descritos no capítulo I e dados de literatura. A AQRM foi aplicada de duas maneiras: (i) na estimativa de riscos aos consumidores de hortaliças adubadas com biossólidos e aos trabalhadores envolvidos em atividades de aplicação e de manejo dos cultivos em áreas de uso desse material e (ii) na estimativa das concentrações de patógenos no biossólido que resultariam em níveis de risco tidos como toleráveis.

CAPÍTULO 1 - PERIGOS ASSOCIADOS AO CULTIVO DE HORTALIÇAS COM A UTILIZAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS TRATADOS POR SECAGEM EM ESTUFA

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

O lodo de esgoto sanitário é constituído, dentre outros contaminantes, por microrganismos de transmissão fecal-oral (bactérias, vírus, protozoários e helmintos), os quais podem resultar em doenças e agravos se o manejo desse resíduo for realizado de modo inadequado. Portanto, para garantir a disposição final segura, é necessário que o lodo seja submetido a processos de tratamento capazes de eliminar ou reduzir esses patógenos a níveis considerados seguros. Se a opção adotada para destinação final do lodo for a utilização agrícola, os cuidados devem ser ainda maiores, uma vez que não só os indivíduos envolvidos em atividades de transporte do lodo estariam expostos aos riscos de contaminação por esses patógenos, mas também os agricultores envolvidos no cultivo e os consumidores de produtos adubados com tal material.

O presente capítulo teve como objetivo principal a obtenção de informações necessárias para abastecer o modelo de Avaliação de Risco utilizado no Capítulo 2, tais como: concentrações de patógenos e indicadores de contaminação fecal presentes em bio sólidos, taxas de decaimento de patógenos no solo e quantificação do teor de solo presente na superfície das culturas no momento de colheita. Buscou-se, como objetivos específicos, obter informações sobre:

- qualidade microbiológica de bio sólidos tratados por secagem em estufa agrícola;
- níveis de contaminação de solos adubados com lodo de esgotos e bio sólidos de qualidade microbiológica variada;
- descontaminação natural de solos adubados com lodo de esgotos e bio sólidos de qualidade microbiológica variada;
- quantidade de solo presente nas hortaliças no momento de colheita;
- níveis de contaminação de hortaliças adubadas com lodo de esgotos e bio sólidos de qualidade microbiológica variada.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Lodo de esgotos e bioossólidos - terminologia

Andreoli et al. (1999) definem lodo de esgotos como o resíduo do tratamento de esgotos sanitários que se apresenta em forma líquida ou líquida semissólida, dependendo da operação e processo utilizados, e com teores de sólidos totais entre 0,25 a 12%. É chamado lodo primário o material gerado nos processos de tratamento primário e lodo secundário o material produzido nos sistemas de tratamento biológico. Ambos possuem alto teor de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo e, a princípio, podem ser utilizados como fertilizante na agricultura após tratamento adequado (ANDREOLI et al., 2006). Outros constituintes do lodo são os metais pesados e os microrganismos (dentre os quais, diversos patogênicos), presentes em quantidade variada em função de diversos fatores, como as características do efluente, tipo de tratamento empregado e produtos químicos utilizados.

O termo “bioossólidos” foi introduzido na área do saneamento nos anos 1990, sendo empregado para designar o lodo de esgotos que foi suficientemente processado a fim de permitir, de forma segura, sua reciclagem e aplicação como fertilizante, com o intuito de melhorar e manter, de maneira sustentável, a produtividade dos solos e estimular o crescimento de plantas (USEPA, 2005). O uso desse termo objetiva destacar o potencial uso benéfico, de aproveitamento da matéria orgânica, nutrientes, umidade e outras qualidades que os bioossólidos possam conter, ao invés de ser visto apenas como resíduo a ser disposto, por exemplo, por incineração ou em aterro sanitário (NEBRA, 2007).

O termo é hoje documentado em dicionários como *Merriam-Webster's Collegiate Dictionary* (1998), e *New Oxford Dictionary of English* (1998).

Merriam-Webster's Collegiate Dictionary, 10 ed. (1998); “bioossólidos: matéria orgânica sólida recuperada através de um processo de tratamento de esgoto e utilizada especialmente como fertilizante.”

New Oxford Dictionary of English, 1998 edition: “bioossólidos: matéria orgânica do esgoto reciclada especialmente para uso na agricultura.”

2.2. Produção e composição geral de lodo de esgotos sanitários

A produção de lodo de esgotos vem crescendo em todo o mundo como resultado do crescimento populacional e das exigências cada vez mais restritivas de

tratamento de esgotos. Nos Estados Unidos, estima-se que foram produzidas em 2004 aproximadamente 7,2 milhões de toneladas de lodo de esgotos (base seca), provenientes de cerca de 16.600 ETEs (NEBRA, 2007). Na Europa, o total de lodo produzido em 2005 era estimado em torno de 10 milhões de toneladas (base seca) (IRANPOUR, 2004; FYTILI e ZABANIOTOU, 2006).

Nos países em desenvolvimento, o manejo do lodo de esgotos talvez não seja ainda alvo de muita preocupação, já que as águas residuárias são tratadas em menor escala, mas em futuro próximo, inevitavelmente, será. Por exemplo, no Brasil, dados de 2009 informam que aproximadamente 45% de todo o esgoto sanitário gerado é coletado e menos de 40% deste efluente é tratado (SNIS, 2009). Em um dos poucos estudos que abordam a produção de lodo de esgotos no Brasil, Machado (2001), com base em banco de dados de 275 ETEs tratando esgotos de aproximadamente 12,8 milhões de habitantes, estimaram que 151.700 toneladas de lodo (base seca) eram produzidas por ano, o que corresponde à média *per capita* de 33 gramas por dia. A autora apresenta os dados agrupados por regiões geográficas (Tabela 1.1), podendo-se verificar que a região Sudeste responde por cerca de 65% do lodo produzido no país, apesar de possuir menor número de ETEs, isso porque concentra as unidades de maior atendimento populacional e os sistemas que produzem maiores quantidades de lodo *per capita*.

Tabela 1.1 - Produção de lodo de esgoto no Brasil por região, 2000-2001.

Região	Nº de ETEs	Vazão de esgoto tratado ^(a)	Vazão de projeto ^(a)	População atendida	Produção informada de lodo ^(b)	Produção estimada de lodo ^(c)
Norte	03	12.183	56.127	56.000	-	328
Nordeste	66	228.056	184.590	1.620.906	-	15.668
Centro-Oeste	66	324.776	505.761	2.025.252	11.385	19.497
Sudeste	48	1.033.307	1.445.106	7.286.044	274.719	98.139
Sul	92	279.294	120.040	1.789.772	22.529	18.092
Brasil	275	1.877.616	2.311.624	12.777.974	308.633	151.724

(a): m³.d⁻¹; (b): produção em t.ano⁻¹ (peso úmido); (c): produção estimada em tST.ano⁻¹ (peso seco).

Fonte: Machado (2001).

Machado (2001) reuniu, ainda, dados sobre a composição média do lodo de esgoto no Brasil, obtidos em consultas apenas a ETEs localizadas nas regiões Sul e Sudeste e no Distrito Federal; isso porque a maior parte dos prestadores de serviço de saneamento não dispunha de tais informações (Tabela 1.2).

Tabela 1.2 - Composição média de lodo de esgoto no Brasil, 2000-2001.

Parâmetro	Média	Desvio padrão	Mediana
pH	7,33	2,02	6,60
Sólidos totais (%)	32,12	37,78	13,00
Matéria orgânica (%)	56,19	7,96	57,40
Nitrogênio amoniacal (%)	2,02	2,39	2,51
Nitrogênio nitrato/nitrito (%)	1,46	1,87	0,96
Nitrogênio total (% N)	5,75	8,88	3,01
Carbono total (% C)	28,16	6,00	25,74
Relação C/N	8,50	3,54	8,50
Enxofre total (% SO ₃)	0,30	0,25	0,24
Fósforo total (% P ₂ O ₄)	1,82	1,58	1,48
Potássio hidrossolúvel (% K ₂ O)	0,36	0,53	0,14
Cálcio total (% CaO)	4,27	6,55	1,35
Coliformes termotolerantes (NMP)	2,03x10 ⁴	3,94x10 ⁵	3,78x10 ⁴
<i>Salmonella</i> sp. (NMP)	1,00	1,73	0,00
Ovos de helmintos (NMP)	13,47	18,66	6,94

Fonte: Machado (2001).

Nota-se que o lodo produzido no Brasil é constituído em sua maior parte por matéria orgânica, além de nutrientes necessários para a produção agrícola (como nitrogênio, fósforo e potássio). Além disso, pode-se perceber a presença de organismos patogênicos, como ovos de helmintos e bactérias do gênero *Salmonella*.

2.3. Tratamento e higienização de lodo de esgotos

O lodo gerado pelos processos convencionais de tratamento de esgotos apresenta uma série de características indesejáveis, como presenças de microrganismos patogênicos e matéria orgânica não estabilizada, além de altos teores de umidade. A fim de minimizar ou eliminar os respectivos inconvenientes, como a disseminação de doenças e a geração de maus odores, o lodo é submetido a processos de tratamento físicos, químicos e, ou, biológicos que visam o preparo desse material para sua destinação final (ANDREOLI et al., 2001).

Segundo Andreoli e Ferreira (2001), a gestão do lodo de esgotos é bastante complexa e responsável por 20% a 60% dos custos operacionais de uma ETE. Via de regra, o gerenciamento desse resíduo inclui etapas de adensamento, estabilização, desidratação, higienização e disposição final, tendo como principal

finalidade a obtenção de um produto cuja destinação possa ser realizada adequadamente e com baixo custo operacional. Em poucas palavras, a estabilização tem como objetivo a mineralização da matéria orgânica e é comumente realizada mediante digestão aeróbia ou anaeróbia. Alguns desses processos promovem redução considerável do número de microrganismos presentes, porém, muitas vezes não alcançam níveis de inativação dos patógenos suficientes para o atendimento de exigências legais. A desidratação, bem como o adensamento, objetiva a redução do teor de umidade e de volume do lodo, o que facilita o manuseio e reduz os custos relativos ao transporte. Por fim, caso a reciclagem agrícola seja a opção adotada para destinação final, as concentrações dos patógenos presentes devem ser reduzidas a níveis seguros (através de processos de higienização) de modo a minimizar a possibilidade de transmissão de doenças (ANDREOLI et al., 2001).

Segundo Comparini (2001), dentre os processos de higienização usualmente empregados, os mais utilizados são a digestão aeróbia, digestão anaeróbia, estabilização alcalina, compostagem e a secagem térmica.

A estabilização alcalina consiste na adição de um composto químico básico (geralmente cal virgem ou a cal hidratada) em quantidade suficiente para elevar o pH do lodo a valores iguais ou superiores a 12. Tal mistura deve ser realizada quando o lodo apresenta teor de umidade próximo a 65%, permitindo que as reações químicas de hidratação da cal (exotérmicas) elevem a temperatura da massa de lodo a mais de 50°C. Os altos valores de pH e temperaturas atingidos são responsáveis pela inativação ou destruição da maior parte dos microrganismos presentes no material, inclusive os patógenos (ANDREOLI et al., 1999; ANDREOLI et al., 2001).

A compostagem consiste na inativação dos microrganismos patogênicos através do aumento da temperatura da massa de lodo, o qual é resultado do processo de biodegradação da matéria orgânica. Como a relação C/N presente em lodos de esgotos é usualmente inferior à faixa recomendada para o processo de compostagem (entre 20 e 30), pode haver necessidade de adicionar materiais com alto teor de carbono, como palhas, serragem ou resíduos de podas (ANDREOLI et al., 1999; ANDREOLI e FERREIRA, 2001).

Pode-se dizer que a estabilização alcalina e a compostagem são técnicas de tratamento de baixo custo e de simples operação, porém apresentam como principal desvantagem o aumento do volume final do biossólido, principalmente a

estabilização alcalina (a compostagem, no caso da necessidade de adição de material como fonte de carbono). Já a secagem térmica é um processo que alia eficiência na higienização com redução do volume do lodo, provocado pela perda de água do mesmo. A técnica se baseia no uso da energia solar e, ou, calor proporcionado por outras fontes, para elevar a temperatura da massa de lodo a valores que permitam sua desidratação, estabilização e desinfecção. Dentre os sistemas de secagem térmica existentes, os mais comuns são os secadores de contato direto, nos quais, como o próprio nome indica, o ar quente entra em contato direto com o lodo; e os secadores de contato indireto, nos quais a fonte de calor é externa, por exemplo, placas de troca térmica (ANDREOLI et al., 2001).

Apesar de documentada na literatura ainda de forma tímida e não consolidada como processo convencional de higienização, a secagem em estufa é um mecanismo capaz de alcançar elevada eficiência na inativação de patógenos e atender a rigorosos padrões de qualidade. O processo é baseado na formação do efeito estufa no ambiente interno, com consequente aquecimento da massa de lodo e otimização da perda de umidade do mesmo. A estrutura consiste em uma superfície impermeável, totalmente coberta por material transparente (vidro ou lona plástica), de modo a permitir a entrada dos raios solares.

Segundo Andreoli e Ferreira (2001), o aumento da temperatura e a redução da umidade são os principais fatores responsáveis pela remoção de bactérias nesses sistemas. Além disso, sabe-se que a inativação desses microrganismos segue tendência exponencial, sendo o tempo necessário para a inativação inversamente proporcional à temperatura média no interior da estufa. Contudo, ressalta-se como principal desvantagem o limitado aumento de temperatura alcançado nesses ambientes se comparados ao que se observa nos processos convencionais de higienização e, por isso, são necessários períodos de tempo consideravelmente longos para inativação de patógenos mais resistentes, como ovos de helmintos. Tal fato se torna particularmente importante no inverno, quando as temperaturas são mais baixas, acarretando maior demanda de área.

2.4. Disposição final de lodo de esgotos no Brasil

Como consequência do intenso processo de urbanização verificado no país, a disposição final de lodo de esgotos depara-se com limitações devido aos problemas de tráfego nessas áreas e aos custos de transporte, favorecendo as alternativas de tratamento e disposição final na própria ETE ou em áreas próximas. Existem várias opções para tratamento e disposição do lodo, sendo a digestão anaeróbia seguida

da destinação final em aterros sanitários a mais comum; a incineração e a reciclagem agrícola são opções menos utilizadas.

Segundo Sampaio (2010), a grande maioria das ETEs no Brasil envia o lodo gerado para aterros sanitários, muito embora a aplicação em agricultura venha crescendo consideravelmente nos últimos anos, principalmente nos estados do Paraná, São Paulo, Rio Grande do Sul e no Distrito Federal. O estudo realizado por Machado et al. (2004) mostra que cerca de 45% do lodo produzido no país é encaminhado para aterros sanitários, 5,6% são destinados à agricultura, e os 49,4% restantes possuem destino indefinido, mas os autores acreditam que, em grande parte, essa parcela é também disposta em aterros (Tabela 1.3).

Tabela 1.3 - Destino final do lodo de esgoto produzido no Brasil (2000-2001).

Destino final	Quantidade informada ^(*) (t/ano)	Quantidade informada (%)
Aterro sanitário	138.418	44,9
Agricultura	17.333	5,6
Indefinido	152.882	49,5
Brasil	308.633	-

(*) lodo úmido

Fonte: Machado (2001).

Quando aplicado na agricultura, o lodo promove melhorias físicas nos solos e viabiliza a reciclagem de nutrientes, incorporando, assim, fatores ambientais, sociais e econômicos à destinação final. Já o descarte do material utiliza o solo apenas como local de estocagem, sem tirar proveito das suas propriedades benéficas; é o caso da disposição em aterros sanitários (ANDREOLI et al., 1998).

Do ponto de vista da reciclagem, o interesse pelo uso agrícola de bio sólidos está associado aos teores de matéria orgânica e de nutrientes presentes (principalmente nitrogênio e fósforo). Os efeitos da matéria orgânica podem ser notados em longo prazo, sendo expressos na melhoria da resistência dos solos à erosão, na ativação da vida microbiana e no aumento da resistência das plantas a pragas e doenças. Já os efeitos relacionados aos teores de nutrientes são observados a curto e médio prazo, exigindo um planejamento cuidadoso para evitar o comprometimento da qualidade das águas superficiais ou subterrâneas, bem como da capacidade produtiva do solo. Em geral, observa-se aumento da produtividade agrícola quando da utilização do bio sólido, podendo causar efeitos sociais e econômicos positivos na região onde tal prática é adotada (ANDREOLI et al., 1998).

A utilização do biossólido em solos agrícolas tem sido particularmente recomendada em áreas de pastagem e de reflorestamento e também em culturas perenes e anuais cujas partes comestíveis não entram em contato com o material (ANDREOLI et al., 1999; BETTIOL e CAMARGO, 2000). Segundo Tsutiya (2002), o uso desse material pode ser valioso também na recuperação de áreas degradadas, já que a matéria orgânica possui grande capacidade de estruturação física do solo, o que melhora as condições de circulação de água e ar, e, com isso, favorece o reaparecimento da vegetação.

Andreoli et al. (1999) aponta que o uso de biossólidos na agricultura é uma opção particularmente promissora em países como o Brasil, onde se faz necessária a reposição do estoque de matéria orgânica dos solos devido ao intenso intemperismo que ocorre nas condições climáticas existentes no país.

Sampaio (2010) apresenta as quantidades proporcionais de fósforo, nitrogênio, potássio e matéria orgânica encontradas em lodos de esgotos produzidos em diversas ETEs no Brasil (Tabela 1.4). Observa-se que o teor de nitrogênio varia de 2,2 a 5,5%, o teor de fósforo entre 0,6 a 3,7% e o de potássio entre 0,01 a 0,36%, e mesmo que esses valores representem pequenos percentuais da constituição total do lodo, as quantidades absolutas são significativas e valiosas em termos da potencial economia de insumos agrícola.

Tabela 1.4 - Porcentagem de nutrientes e matéria orgânica em lodos de esgotos (base seca).

Parâmetro	Nitrogênio (%)	Fósforo (%)	Potássio (%)	Matéria orgânica (%)
ETE Barueri (Barueri-SP)	2,25	1,48	0,01	44,0
ETE Franca (Franca-SP)	5,53	0,93	0,26	65,2
ETE Suzano (Suzano-SP)	2,31	2,65	0,10	41,0
ETE Lavapés (S.J. dos Campos-SP)	4,50	2,59	0,39	52,6
ETE Bertioga (Bertioga-SP)	3,93	2,60	0,35	68,3
ETE Humaitá (São Vicente-SP)	4,10	0,60	0,15	63,43
ETE Bichoró (Monagaguá-SP)	4,84	2,89	0,10	71,35

Fonte: Tsutiya et al. (2001).

2.5. Experiências brasileiras de uso agrícola de biossólidos

A Companhia de Saneamento do Estado do Paraná (Sanepar) desenvolveu em 1998, na região metropolitana de Curitiba, um projeto de uso agrícola de lodo de esgotos em escala piloto. Visando consolidar o programa, foram iniciados em 2007 procedimentos para licenciar Unidades de Gerenciamento de Lodo de Esgoto (UGLs) nas demais regiões do estado. Foram definidas 88 UGLs, com 26

licenciadas e 38 aguardando emissão de autorização até o ano de 2009. A exceção do lodo gerado na ETE-Belém, o restante é proveniente de tratamento anaeróbio e higienizado pelo processo de estabilização alcalina prolongada (EAP), processo esse bastante eficiente na inativação de ovos e larvas de helmintos, e que gera como produto um biossólido capaz de corrigir acidez do solo, substituindo o calcário geralmente utilizado para esse fim, trazendo vantagens agronômicas aos agricultores que o utilizam (BITTENCOURT et al., 2010).

Segundo Bittencourt et al. (2010), foram aplicados cerca de 105 mil toneladas de lodo de esgoto na região metropolitana de Curitiba entre 2000 e 2008 no cultivo de feijão, milho, soja, adubos verdes, trigo, aveia, etc., beneficiando 120 agricultores com redução média no custo da adubação de R\$545,00.ha⁻¹, além de aumento médio de 25% na produtividade em cultivos de milho, soja, trigo e feijão. Uma aplicação em lavoura de soja é ilustrada na Figura 1.1. No interior do estado, a regional de Foz do Iguaçu destinou cerca de 915 toneladas de lodo a áreas agrícolas entre 2002 e 2008. A respeito da qualidade do produto, todos os lotes de lodo produzidos e disponibilizados aos agricultores na região metropolitana de Curitiba, de 2004 a 2008, apresentaram níveis de agentes patogênicos abaixo dos limites impostos pela Resolução Conama para lodo Classe A (BRASIL, 2006), com a ressalva de que as análises de *Salmonella* e vírus entéricos começaram a ser realizadas no ano de 2008.



Figura 1.1 - Aplicação de lodo de esgoto no solo (esquerda) para lavoura de soja (direita), Lapa, PR.

Fonte: Bittencourt et al. (2010).

No estado de São Paulo, destacam-se as experiências de quatro ETEs: ETE Franca; ETE Jundiaí; ETE Lavapés e ETE Limoeiro. Na ETE Franca, entre 1999 e 2007, foram elaborados cerca de 80 projetos para aplicação de biossólido em propriedades agrícolas, com total de 87.285 toneladas do produto aplicados em 2.225 ha, sendo o café a principal cultura cultivada, seguida de milho, citros e cana-de-açúcar (Figura 1.2) (OLIVEIRA et al., 2010).

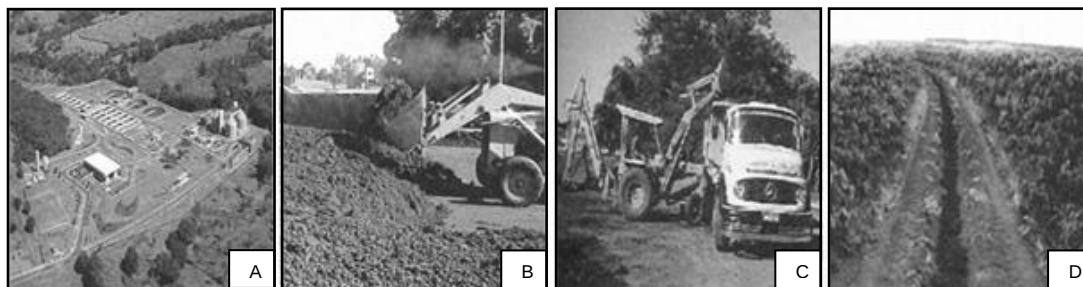


Figura 1.2 - (A) vista geral das instalações da ETE Franca; (B) tratamento do lodo; (C) carregamento do biossólido; (D) áreas adubadas com biossólidos.

Fonte: Comparini (2008), citado por Oliveira et al. (2010).

Segundo Oliveira et al. (2010), a ETE Jundiaí produzia lodo Classe B a partir de condicionamento em estufas agrícolas, o qual era aplicado em plantios de eucalipto e cana-de-açúcar. Foram aplicadas 23.500 toneladas de biossólidos em cultivo de eucalipto numa área de 6.846 ha entre 2001 e 2009 e 79.500 toneladas do material no cultivo de cana-de-açúcar em uma área de 3.000 ha entre 2001 e 2007 (Figura 1.3). Em 2007 foram realizados alguns testes piloto de compostagem do lodo, e já em 2008 mais de 50% do biossólido enviado para utilização em áreas agrícolas eram tratados por essa técnica.



Figura 1.3 - ETE Jundiaí: Etapas de condicionamento do lodo de esgoto.

Fonte: Biossolo Agricultura e Ambiente S/C Ltda, (2007), citada por Oliveira et al. (2010).

A ETE Lavapés, por sua vez, tratava o lodo por estabilização alcalina e o dispunha em aterros sanitários até o ano de 2006, quando foi implantado o sistema de compostagem com vista à aplicação agrícola. A partir de 2008 o produto começou a ser destinado aos cultivos de rosas de corte, pinhão manso e citros, com utilização de aproximadamente 1.500 toneladas de biossólidos entre julho de 2008 a março de 2009 (Figura 1.4).



Figura 1.4 - ETE Lavapés: tratamento do lodo através do processo de compostagem e aplicação de biossólidos em cultivo de citrus.

Fonte: Biossólido Agricultura e Ambiente S/C Ltda (2009), citada por Oliveira et al. (2010).

Já na ETE Limoeiro, a situação relatada é um tanto quanto peculiar. A estação tratava o lodo por estabilização alcalina e o estocava em “Geo Bags” por falta de aterro sanitário devidamente licenciado para receber os biossólidos, o que culminou num passivo ambiental em decorrência da estocagem de 22.000 toneladas de biossólido. Foi então desenvolvido e aprovado pelo órgão ambiental competente um projeto agrônomo para destinação agrícola desse biossólido em evento único (OLIVEIRA et al., 2010).

Oliveira et al. (2010) chama atenção para o fato de que, mesmo existindo inúmeras ETES produzindo grandes quantidades de lodo em regiões eminentemente agrícolas, existem hoje no estado de São Paulo pouquíssimas experiências de aplicação de biossólidos na agricultura em larga escala. O autor atribui tal fato a entraves como: (i) a proibição do uso do lodo Classe B em cultivo de cana-de-açúcar; (ii) banimento do uso do lodo Classe B prevista para o ano de 2011, caso não seja demonstrada a segurança de tal uso; (iii) obrigatoriedade da análise de vírus entéricos; e (iv) indefinição dos procedimentos para licenciamento de UGLs. Para ilustrar as dificuldades relacionadas à pesquisa de vírus entéricos, que engloba análises de adenovírus e enterovírus, a ETE limoeiro não conseguiu classificar o biossólido produzido como Classe A, pois ainda que apresentasse densidades de coliformes termotolerantes, *Salmonella* e ovos viáveis de helmintos abaixo do limite referido, não havia à época no Brasil laboratórios acreditados pelo Inmetro que pudessem realizar essa determinação.

2.6. Perigos microbiológicos associados ao uso agrícola de biossólidos

Se por um lado o uso agrícola do lodo de esgotos apresenta grandes vantagens devido ao aproveitamento dos altos teores de nutrientes e matéria orgânica, por outro, a presença de organismos patogênicos é um dos principais fatores limitantes dessa utilização. Bactérias, fungos, vírus, (oo)cistos de protozoários e ovos de helmintos podem ser introduzidos no sistema de esgotamento sanitário de diversas

maneiras, como pela contribuição na rede coletora de excretas de indivíduos infectados ou efluentes de abatedouros ou indústrias. No tratamento dos esgotos, grande parte desses microrganismos se sedimenta junto ao material particulado, concentrando-se no lodo (ENVIRONMENT AGENCY, 2003a). Alguns patógenos potencialmente presentes em esgotos sanitários são citados na Tabela 1.5.

Tabela 1.5 - Principais patógenos encontrados em lodo de esgoto.

Bactérias	Vírus
<i>Campylobacter Jejuni</i>	Adenovirus (vários tipos)
<i>Escherichia coli</i>	Astrovirus (vários tipos)
<i>E. coli</i> O157:H7	Echovirus
<i>Leptospira</i> spp.	Enterovirus (vários tipos)
<i>Salmonella</i> (vários sorovares)	Vírus da Hepatite A ou E
<i>Salmonella typhi</i>	Norovirus
<i>Shigella</i> (alguns sorovares)	Poliovirus
<i>Vibrio Cholerae</i>	Rotavirus
Helmintos	Protozoários
<i>Ancylostoma duodenale</i> e <i>Necatur americanus</i> (Hookworm)	<i>Cryptosporidium parvum</i>
<i>Ascaris lumbricoides</i>	<i>Cyclospora cayetanensis</i>
<i>Shistosoma</i> spp.	<i>Entamoeba histolytica</i>
<i>Taenia saginata</i> e <i>T. solium</i>	<i>Giardia duodenalis</i>
<i>Trichuris trichuria</i>	

Fontes: Sagik et al. (1978); Hurst et al. (1989); Edwards (1992); NRC (1998).

Adaptado de WHO (2006).

Quando esgotos sanitários ou lodo de esgotos são utilizados em solos agrícolas, os agentes patogênicos podem eventualmente ser transmitidos aos seres humanos via oral (por exemplo, através do consumo de alimentos contaminados) ou dérmica (por exemplo, infecções por ancilostomídeos). Sabe-se também que a identificação das doenças de maior importância em determinada área é função das condições sanitárias e de higiene específicas do local da aplicação dos bioossólidos, e que nas áreas onde essas condições são precárias, helmintos intestinais são frequentemente responsáveis pelos maiores riscos à saúde.

A maioria das doenças relacionadas à excreta humana ocorre em crianças residentes em países em desenvolvimento. A OMS estima que diarreias sejam responsáveis por 3,2% das mortes e 4,2% da carga de doença (expressa em anos de vida perdidos ou vividos com incapacidade) em todo o mundo (WHO, 2004). A

OMS estima ainda que a cada ano dezesseis milhões de pessoas contraem febre tifoide e mais de um bilhão sofrem de infecções intestinais por helmintos.

Embora existam relatos da ocorrência de microrganismos patogênicos como *E. coli* O157, rotavírus, norovírus, *Cryptosporidium* e *Giardia* em lodo de esgotos e biossólidos, é preciso ressaltar que as informações disponíveis sobre as concentrações desses patógenos, principalmente em biossólidos e no solo, são ainda muito escassas, sobretudo em países em desenvolvimento. Isso ocorre por que, devido à natureza dos métodos analíticos, a detecção de agentes patogênicos nessas matrizes ainda se mostra complexa, muitas vezes cara e morosa, em especial nos casos de vírus e protozoários. Na tentativa de contornar essas limitações, a maioria das pesquisas sobre a ocorrência e destino de patógenos entéricos em biossólidos é baseada em investigações de alguns patógenos e organismos indicadores (GERBA et al., 2002).

A interpretação básica do emprego de organismos indicadores de contaminação é que sua presença atesta presença de material de origem fecal, sugerindo, portanto, a potencial presença de organismos patogênicos. Segundo Cabelli (1978), para serem considerados *organismos indicadores de contaminação*, alguns requisitos ou atributos devem ser observados: (i) devem ser de origem exclusivamente fecal; (ii) apresentar maior resistência que os patógenos aos efeitos adversos do meio ambiente; (iii) apresentar-se em maior número que os microrganismos patogênicos; (iv) não se reproduzirem no meio ambiente e (v) serem de fácil identificação (BASTOS et al., 2003).

De acordo com Bastos et al (2003), o emprego de organismos indicadores da eficiência de processos de tratamento quanto à remoção de patógenos é baseado no entendimento de que a ausência de patógenos em determinada matriz poderia ser indicada pela ausência do organismo indicador (destruição e, ou, remoção de ambos os organismos por processos de tratamento), ou pela presença dos indicadores em populações remanescentes às quais corresponderia a ausência dos patógenos. Assim, para que um organismo cumpra o papel de indicador da eficiência do tratamento, é necessário que: (i) o indicador seja mais resistente que os patógenos aos processos de tratamento; (ii) o mecanismo de remoção de ambos seja similar; (iii) o indicador esteja presente em densidades superiores às dos patógenos antes do tratamento; e (iv) a taxa de remoção/decaimento dos patógenos seja superior à do indicador.

Bactérias do grupo coliforme (coliformes totais, coliformes termotolerantes e *E. coli*) têm sido empregadas como indicadores da presença de agentes patogênicos em água e águas residuárias, entretanto informações sobre associação de indicadores e patógenos em lodo de esgotos são mais escassas (SIDHU e TOZE, 2009). Chama-se atenção, ainda, para o fato de que muitos microrganismos sobrevivem melhor em uma matriz sólida do que em suspensão na água e que o crescimento de algumas bactérias patogênicas (por exemplo, *Salmonella*) pode ser observado no lodo de esgoto e no solo (GIBBS et al., 1997).

Sidhu e Toze (2009) reuniram informações sobre a ocorrência de microrganismos patogênicos e indicadores de contaminação em lodo bruto (Tabela 1.6). Os autores apontam que as concentrações de bactérias indicadoras de contaminação fecal são duas a três vezes superiores às de bactérias patogênicas, enquanto as contagens de protozoários são muito baixas, comprometendo qualquer comparação. De modo geral, os bacteriófagos estão presentes em contagens comparáveis às dos vírus entéricos (SIDHU e TOZE, 2009).

Tabela 1.6 - Concentrações de organismos patogênicos e indicadores em lodos de esgoto.

Organismo	Número		Referência
	Intervalo	Média	
Colifagos somáticos		$7,0 \times 10^4$ $1,6 \times 10^2$	Lasobras et al. (1999) ^(b) Moce-Llivina et al. (2003) ^(b)
Enterovírus	0,004 – 12,51	6,26	Payment et al. (2001) ^(b)
	$4,4 - 7 \times 10^2$	$3,5 \times 10^2$	Soares et al. (1992) ^(a)
	$4,5 \times 10^3 - 2,5 \times 10^4$		Pourcher et al. (2005) ^(a)
	$1,2 \times 10^2 - 1,3 \times 10^4$	$6,5 \times 10^3$	Gibbs et al. (1994) ^(a)
Fagos F-RNA		$6,3 \times 10^1$ $2,9 \times 10^4$	Moce-Llivina et al. (2003) ^(b) Lasobras et al. (1999) ^(b)
Fagos B. fragilis		$5,6 \times 10^4$	Lasobras et al. (1999) ^(b)
Coliformes totais	$1,9 \times 10^8 - 1,1 \times 10^{10}$	$5,6 \times 10^9$	Soares et al. (1992) ^(a)
Coliformes termotolerantes	$9,2 \times 10^7 - 1,7 \times 10^9$	$8,9 \times 10^8$	Soares et al. (1992) ^(a)
	$9,3 \times 10^6 - 1,7 \times 10^9$	$8,5 \times 10^8$	Gibbs et al. (1994) ^(a)
	$7,0 \times 10^1 - 1,1 \times 10^5$	$3,4 \times 10^4$	Payment et al. (2001) ^(b)
		$3,6 \times 10^7$	Dahab e Surampalli (2002) ^(a)
<i>E. coli</i>	$3,0 \times 10^2 - 6,2 \times 10^4$	$1,5 \times 10^4$	Payment et al. (2001) ^(b)
	$4,4 \times 10^5 - 1,1 \times 10^6$		Pourcher et al. (2005) ^(a)
<i>Salmonella</i>	$1,1 \times 10^1 - 5,9 \times 10^3$	$2,9 \times 10^3$	Gibbs et al. (1994) ^(a)
	1,2–1,3		Pourcher et al. (2005) ^(a)
		$6,2 \times 10^2$	Dahab e Surampalli (2002) ^(a)
	0,10 – 9,20	4.65	Payment et al. (2001) ^(b)
	$3,1 \times 10^4 - 8,1 \times 10^4$	$5,6 \times 10^4$	Gibbs et al. (1994) ^(a)
	$7,7 \times 10^1 - 3,3 \times 10^3$	$1,7 \times 10^3$	Soares et al. (1992) ^(a)

(a) por g (peso seco); (b) por g (peso úmido);

Fonte: Adaptado de Sidhu e Toze (2009).

Em função das incertezas associadas à detecção e aos mecanismos de remoção de microrganismos patogênicos em lodo de esgotos, tem sido sugerido que algumas bactérias (coliformes termotolerantes, enterococos, *Clostridium perfringens*) e colifagos F-específicos não são bons indicadores da presença ou ausência de vírus entéricos, *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. (HARWOOD et al., 2005). Sidhu e Toze (2009) destacam que os coliformes não devem ser utilizados como indicadores de vírus, uma vez que possuem suscetibilidade diferente aos tratamentos e podem, eventualmente se reproduzir no lodo/biossólido.

2.7. Qualidade microbiológica de biossólidos tratados por secagem em estufa

Como já apontado, a utilização da secagem em estufa como processo de higienização de lodo de esgotos é relativamente recente, e por isso a literatura hoje disponível sobre a eficiência desses sistemas é relativamente escassa. Segundo Seginer e Bux (2006), pouco mais de 70 instalações de sistemas de secagem em estufa agrícola foram construídas na União Europeia, Estados Unidos e Austrália até o ano de 2006.

Em estudo conduzido na Grécia, Mathioudakis et al. (2009) avaliaram o desempenho de estufas de secagem comum e com circulação de água quente na higienização de lodos de esgotos. O lodo era submetido às etapas de adensamento e desidratação por filtros prensa antes de enviado ao sistema de secagem em estufa, onde era revirado diária e manualmente. Os resultados relativos ao período de verão (temperatura interna entre 35 e 60°C) mostraram reduções de coliformes totais de $4,0 \times 10^6$ a $2,0 \times 10^4$ UFC.(gST)⁻¹ e de coliformes termotolerantes de $3,0 \times 10^5$ a $1,0 \times 10^3$ UFC.(gST)⁻¹. Por outro lado, pouca alteração nas contagens das bactérias pesquisadas foi observada durante o outono (temperaturas de 2 a 32°C), com concentrações iniciais de coliformes totais e termotolerantes de $4,0 \times 10^6$ e $3,0 \times 10^5$ UFC.(gST)⁻¹ e concentrações finais de $2,0 \times 10^6$ e $8,0 \times 10^5$ UFC.(gST)⁻¹, respectivamente.

Em estudo desenvolvido na Turquia, durante o período de verão, Öğleni e Özdemir (2010) avaliaram o desempenho de estufa agrícola recebendo lodos de esgotos previamente submetidos às etapas de desaguamento e desidratação em filtros prensa. Os autores relataram concentração inicial de coliformes termotolerantes no lodo de $4,2 \times 10^7$ NMP.(gST)⁻¹ e concentração final (12 semanas após o início do tratamento) de $4,1 \times 10^3$ NMP.(gST)⁻¹. Bactérias do gênero *Salmonella* não foram encontradas após quatro semanas de monitoramento, e ovos de *Ascaris*

lumbricoides não foram detectados em nenhuma oportunidade, provavelmente devido à baixa prevalência na área contribuinte à rede coletora de esgotos.

Na cidade de Brisbane, na Austrália, Shanahan et al. (2010) pesquisaram o uso de estufas totalmente cobertas com plástico transparente no tratamento de lodo de esgotos. O sistema era dotado de reviramento mecânico com objetivos de aerar a massa de lodo e otimizar a secagem. A temperatura do ar fora da estufa variou de 13 a 29°C, com médias durante o dia de 24 a 26°C; segundo os autores, foram observadas temperaturas de até 67,5°C na massa de lodo ao fim do tratamento e não foram detectados bacteriófagos, ovos de helmintos, *Salmonella* e *E. coli*.

No Brasil, estudos mais completos sobre a inativação de microrganismos durante tratamento de lodo por secagem em estufa foram conduzidos por Comparini (2001) e por Lima (2010). O experimento conduzido por Comparini (2001) em Franca-SP incluiu o acompanhamento de três lotes de lodo durante cerca de três meses cada, com monitoramento de coliformes totais, *E. coli*, ovos de helmintos, *Salmonella* spp. e bacteriófagos F-RNA específicos. Vale ressaltar que, antes de submetidos à secagem em estufa agrícola, o lodo passava por etapas de adensamento, digestão anaeróbia e desidratação. Foi observada redução de aproximadamente 2 log₁₀ de *E. coli*, sendo que ao final do tratamento somente uma das seis leiras monitoradas apresentou população maior que 10³ NMP.(gST)⁻¹. Em relação à pesquisa de ovos de helmintos, de contagens iniciais média de cerca de 55 ovos totais e 23 ovos viáveis por grama de ST, foram observadas reduções de, respectivamente 99 e 100%. Quanto aos bacteriófagos, foram observadas concentrações iniciais de cerca de 3,0x10³ UFP.(gST)⁻¹ e níveis não detectados ao final do tratamento. Por fim, bactérias do gênero *Salmonella* foram detectadas em 25% das análises realizadas.

Lima (2010) pesquisou o uso de estufas de secagem na higienização do lodo proveniente de quatro ETEs localizadas na Região Metropolitana da Grande Vitória. O lodo era proveniente de tratamento aeróbio e submetido às etapas de digestão aeróbia, adensamento e desaguamento antes de ser enviado ao sistema de secagem em estufa.

A autora relatou remoção de coliformes termotolerantes no lodo similar à observada por Comparini (2001), em torno de 2 log₁₀. Em relação à pesquisa de ovos de helmintos, foram detectadas concentrações iniciais de ovos viáveis próximas a 0,25 ovos.(gST)⁻¹, com redução de 50 a 75%, ou seja, contagens de 0,06 a 0,13 ovos.(gST)⁻¹ ao final do tratamento. É importante ressaltar que os resultados referentes à qualidade do lodo bruto, e, por conseguinte, do lodo tratado, foram, em

geral, baixos se comparados aos observados em outros estudos. A pesquisa de coliformes termotolerantes foi realizada pelo método de fermentação em tubos múltiplos e a pesquisa de ovos de helmintos por diluição e centrifugação seguida de leitura em câmara de Sedgewick e Ratter.

2.8. Grau de contaminação e decaimento de microrganismos patogênicos e indicadores em solos adubados com compostos orgânicos ou bio sólidos

A literatura, principalmente internacional, é relativamente farta em trabalhos sobre a contaminação de solos adubados com compostos orgânicos de origem animal (INGHAM et al., 2004; NICHOLSON et al., 2005), ou bio sólidos (JIMENEZ et al., 2006; ROCHA et al., 2003). Os resultados obtidos nesses e em outros estudos são apresentados a seguir.

Ingham et al., (2004), aplicaram estrume bovino não tratado no cultivo de rabanete, cenoura e alface no estado de Wisconsin - EUA (temperaturas entre 15 e 30°C). Os autores reportaram concentrações iniciais de *E.coli* no solo entre $1,5 \times 10^4$ e $2,5 \times 10^4$ NMP.(gST)⁻¹ e decaimento de aproximadamente 3 log₁₀ em 90 dias. Em estudo semelhante, Nicholson et al. (2004) pesquisaram a aplicação de esterco líquido (bovino, ovino e suíno) em solos arenosos e argilosos na cidade de Gleadthorpe Nottinghamshire - UK (temperaturas em torno de 15°C). Os autores reportam que, após a aplicação dos compostos orgânicos no solo, este apresentou concentrações de *E.coli* O157, *Salmonella*, *Listeria* e *Campylobacter* (em organismos por grama de sólido úmido) de, respectivamente, 7×10^3 , $1-5 \times 10^3$, $5 \times 10^2 - 5 \times 10^3$ e 10^2 . Foi observado, também, que esses microrganismos não sobreviveram por mais de um mês no solo.

Em experimentos controlados de laboratório, Lang e Smith (2006) estudaram o decaimento de *E.coli* em solos argilosos e arenosos, secos e úmidos, com incorporação de bio sólidos com concentração média de $2,4 \times 10^5$ *E.coli*.(gST)⁻¹. As amostras foram incubadas à 15°C por 91 dias. Nas amostras de solo seco, o decaimento se deu de forma lenta e ao final dos 91 dias ainda permaneciam populações da ordem de 10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹. Em contrapartida, nas amostras de solo úmido, aos 91 dias as populações de *E.coli* reduziram a aproximadamente 10^1 NMP.(gST)⁻¹. A notável diferença entre os resultados dos dois tipos de amostras foi atribuída à competição entre as populações de *E.coli* e a biota do solo nas amostras úmidas.

Chale-Matsau e Snyman (2006) investigaram a contaminação de solos após aplicação de 8 e 16 t.ha⁻¹ de biossólidos Classe B na África do Sul. No início dos experimentos, as misturas de biossólido e solo (BS + S) apresentaram concentrações de *E.coli* em torno de 10³-10⁴ NMP.(gST)⁻¹, o que foi seguido de crescimento e decaimento dessas bactérias nas semanas seguintes. Ao fim das 12 semanas, as misturas BS + S continham populações de 10¹-10⁴ *E.coli*.(gST)⁻¹ e foi observada a presença de bactérias do gênero *Salmonella*.

Também na África do Sul, Jimenez et al. (2006) conduziram estudo sobre o cultivo de cenoura e espinafre com utilização de lodo de esgotos contendo 30 ovos de helmintos, 10⁶ coliformes termotolerantes e 10⁵ salmonelas por grama de sólidos totais. A quantidade de lodo aplicada variou de 1-37 t.ha⁻¹ nos canteiros de espinafre e de 1-35 t.ha⁻¹ nos canteiros de cenoura. No momento da colheita (sete e doze semanas após o plantio), não se detectou salmonela no solo, mas foram encontrados cerca de 10³-10⁵ C_t.(gST)⁻¹ e em torno de 1-6 ovos de helmintos (gST)⁻¹. Nesse período, a viabilidade dos ovos de helmintos no solo decaiu de 80 a 52 e 39% nos canteiros de espinafre e cenouras, respectivamente.

Em experimento realizado no estado do Rio de Janeiro, Rocha et al. (2003) aplicaram 50, 100 e 200 t.ha⁻¹ de biossólidos contendo 1,9x10³ C_t.(gST)⁻¹ no cultivo de couve. Dezenove dias após a incorporação dos biossólidos, amostras de solo apresentavam 10¹ a 10⁵ C_t.(gST)⁻¹, sem associação nítida com as taxas de aplicação de lodo. Já aos 54 dias, as populações de coliformes termotolerantes praticamente desapareceram. Em relação às análises de ovos de helmintos no solo, foram encontradas amostras positivas aos 28 dias, mas não mais aos 60 dias após a aplicação do material.

2.9. Ocorrência de patógenos e indicadores em hortaliças adubadas com compostos orgânicos ou biossólidos

A contaminação de produtos agrícolas cultivados com adubos orgânicos de origem animal encontra-se bem documentada na literatura, enquanto trabalhos específicos sobre contaminação de hortaliças produzidas com uso de biossólidos são mais escassos. Ainda assim, os trabalhos supracitados de Chale-Matsau e Snyman (2006), Jimenez et al. (2006) e Rocha et al. (2003) reúnem informações consistentes sobre tal prática e são descritos a seguir, assim como o estudo de Ingham et al. (2004).

Chale-Matsau e Snyman (2006), em estudo na África do Sul, observaram a presença de *E.coli* e salmonela na casca de batatas, respectivamente em um e dois

dos quatro tratamentos testados, 12 semanas após a aplicação de bio sólidos Classe B no solo.

Em estudo semelhante, também sobre utilização de lodo de esgotos Classe B em cultivo de hortaliças na África do Sul, Jimenez et al. (2006) investigaram a qualidade microbiológica de espinafre e cenoura no momento da colheita, respectivamente sete e doze semanas após o plantio. A concentração de *E.coli* variou em torno de 10^3 C.f.u.g⁻¹ nas folhas de espinafre e entre 10^1 - 10^5 C.f.u.g⁻¹ nas amostras de cenoura. Além disso, foram encontrados de 1 a 14 ovos de helmintos por grama de espinafre e de 2 a 8 ovos de helmintos por grama de cenoura, com viabilidade de aproximadamente 20% do total de ovos encontrados. Em ambos os casos, as concentrações foram diretamente proporcionais às taxas de aplicação de lodo.

Já no experimento conduzido por Rocha et al. (2003), no estado do Rio de Janeiro, folhas de couve foram analisadas aos 75 e 88 dias após a incorporação dos bio sólidos no solo, não sendo detectados coliformes termotolerantes nem ovos de helmintos nas amostras analisadas.

Por fim, em estudo sobre o uso de esterco bovino não tratado no cultivo de rabanete, cenoura e alface, Ingham et al. (2004) relataram que, decorridos 100 dias da aplicação do material, a contaminação das hortaliças em amostras lavadas se mostrou esporádica e em baixos níveis, com concentrações de *E.coli* entre 1×10^1 e $1,6 \times 10^1$ NMP.g⁻¹.

2.10. Ocorrência de patógenos e indicadores em hortaliças comercializadas

Segundo documento da Comissão Internacional de Especificações Microbiológicas para Alimentos (ICMSF, 1986), a combinação de boas práticas agrícolas e métodos apropriados de higiene durante a colheita e o transporte de culturas alimentícias é essencial para evitar a disseminação de doenças por meio do consumo destas. Nesse sentido, é de extrema importância que os procedimentos de fertilização, irrigação, colheita, transporte e lavagem sejam realizados adequadamente.

No caso de hortaliças frescas, o Ministério da Saúde, por intermédio da Resolução Anvisa nº 12/ 2001, estabelece padrões de qualidade em termos ocorrência de bactérias do gênero *Salmonella* e de contagens de coliformes termotolerantes. Os padrões são estabelecidos segundo dois planos de amostragem, um referente à amostra representativa (determinado número de unidades amostrais estabelecido de acordo com o plano de amostragem) e outro relativo às amostras indicativas

(composta por um número de unidades amostrais inferior ao estabelecido em plano amostral). Quanto ao padrão referente às amostras indicativas, *Salmonella* spp. deve estar ausente em 25 g de produto e a presença de coliformes termotolerantes não deve exceder o limite de 10^2 organismos por grama de hortaliça (BRASIL, 2001).

Vários trabalhos registram níveis de contaminação bacteriológica e parasitológica observados em hortaliças comercializadas em diferentes regiões do país, os quais são, em alguns casos, bem elevados e muitas vezes associados à irrigação com água contaminada. A seguir são registrados alguns desses relatos de literatura.

Guimarães et al. (2003) avaliaram a qualidade microbiológica da alface (*Lactuca sativa*) comercializada em Lavras - MG. Segundo os autores, coliformes termotolerantes foram detectados em concentrações médias da ordem de 10^5 NMP.g⁻¹, enquanto larvas e ovos de nematoides se mostraram presentes em 47,5% e 30,8% das amostras analisadas, respectivamente.

Em estudos realizados por Santana et al. (2006) na cidade de Salvador - BA, foram analisadas amostras de alface provenientes de diferentes sistemas de cultivo e constatou-se que, independente do sistema utilizado, as amostras apresentaram baixos padrões higiênicos, indicados pela presença de formas parasitológicas de origem animal ou humana e pela alta concentração de coliformes termotolerantes.

Santos et al. (2010) avaliaram a qualidade microbiológica de alfaces produzidas por meio de diferentes sistemas de produção e comercializadas no município de Botucatu - SP. Apesar da não detecção de bactérias do gênero *Salmonella*, as amostras apresentaram concentrações de coliformes termotolerantes entre $1,1 \times 10^3$ e $1,2 \times 10^4$ NMP.g⁻¹, ou seja, acima do que preconiza a Resolução nº 12/ 2001 (BRASIL, 2001).

Oliveira e Germano (1992) conduziram estudo sobre a ocorrência de enteroparasitas em hortaliças comercializadas na região metropolitana de São Paulo - SP. Foram analisadas amostras *in natura* de alface lisa, alface crespa, escarola e agrião. Foi observada ocorrência de grande variedade de helmintos, com número médio de 16 a 33 ovos e larvas por 100 gramas de amostra. Os grupos mais frequentes foram os ancilostomídeos e *Ascaris* spp. Mas foram recuperados também ovos de *Toxocara* spp. e *Fasciola* spp., comprovando a ocorrência de contaminação das hortaliças por fezes de animais.

3. MATERIAL E MÉTODOS

De antemão, cabe justificar que o delineamento experimental previa a caracterização de bio sólidos, solos e hortaliças em termos de *Salmonella*, vírus entéricos e (oo)cistos de protozoários. No entanto, devido a dificuldades analíticas, algumas dessas informações não foram obtidas de forma satisfatória. Quanto às análises de *Salmonella* e *Cryptosporidium*, o monitoramento desses organismos teve início, mas foi interrompido devido à recorrência, sistemática, de resultados negativos e, no caso do *Cryptosporidium*, também à ausência de métodos padronizados para pesquisa em bio sólidos. Acrescente-se que esse organismo não faz parte do padrão de qualidade microbiológica estabelecido na Resolução Conama 375/2006. Em relação à pesquisa de vírus entéricos, foram enfrentados diversos problemas analítico-laboratoriais e a técnica não foi apropriada pela equipe em tempo e a contento.

Assim, os bio sólidos acabaram por ser caracterizados apenas em termos de *E.coli* e ovos de helmintos. Embora a regulamentação brasileira estabeleça classes de bio sólidos em termos de coliformes termotolerantes, a *E.coli* é reconhecidamente indicador mais adequado de qualidade microbiológica das mais diversas matrizes. Assim, normas e regulamentações ambientais/sanitárias, em todo o mundo tendem em versões mais recentes a adotar a *E.coli* em lugar dos coliformes termotolerantes. Aliás, cumpre registrar que a *E.coli* é uma bactéria termotolerante. Neste estudo, optou-se então pela *E.coli* como indicador bacteriológico da qualidade dos bio sólidos, cuja análise, em função do método laboratorial empregado, fornece resultados simultâneos para *E.coli* e coliformes totais.

3.1. Tratamento do lodo proveniente de reator UASB por secagem em estufa

Essa parte dos experimentos foi desenvolvida na Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários da Violeira, Viçosa - MG. Como parte dessa unidade encontra-se a ETE Violeira, projetada para tratar os esgotos da população do bairro Violeira (cerca de 800 habitantes) através de um sistema de tratamento constituído por um conjunto reator UASB e biofiltro aerado submerso, ambos em escala real, pré-fabricados em aço (Figura 1.5A). O lodo produzido no reator UASB era descartado a cada 21 dias em leitos de secagem (Figura 1.5B), onde permanecia por cerca de 15 dias para desidratação. Após esse período, era submetido a tratamento por secagem em estufa (Figura 1.5C), onde era revolvido manualmente a cada duas semanas. A Figura 1.6 mostra o lodo imediatamente após o descarte e lotes de lodo em diferentes estágios de tratamento na estufa.

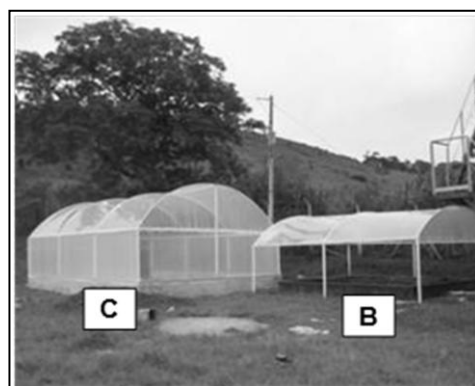
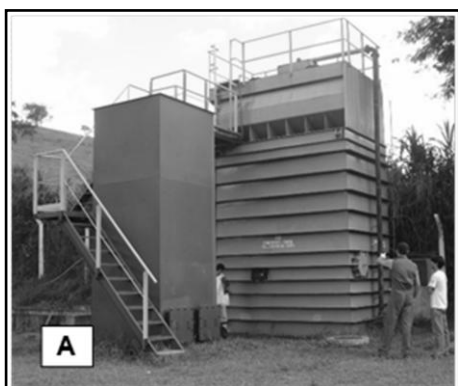


Figura 1.5 - Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários da Violeira, Viçosa – MG. (A) Reator UASB e Biofiltro aerado submerso. (B) Leitos de secagem. (C) Estufa.

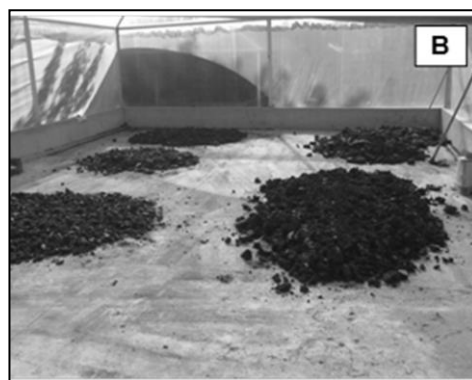


Figura 1.6 - Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários da Violeira, Viçosa – MG. (A) Lodo imediatamente após o descarte do reator UASB nos leitos de secagem. (B) Lotes de lodo em diferentes estágios de tratamento na estufa.

O período de coleta de dados compreendeu os meses de fevereiro de 2010 a abril de 2011, com o acompanhamento de doze lotes de lodo, sendo cada lote referente a uma data de descarte. Em cada evento de amostragem, nos leitos de secagem ou na estufa, seis amostras eram coletadas em posições e profundidades diferentes, utilizando pás de jardineiro. As amostras eram homogeneizadas em bandejas de alumínio, colocadas em sacos plásticos e levadas em caixas de isopor com gelo para análise no Laboratório de Controle da Qualidade da Água (LQCA) da Divisão de Água e Esgoto (DAG) da UFV.

O monitoramento da qualidade do lodo foi realizado em frequência semanal (a partir de um dia após o descarte), com determinação de pH, sólidos totais e concentrações de *E. coli* e ovos viáveis de helmintos. A determinação dos teores de sólidos totais foi realizada através do procedimento descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Os valores de pH

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

A pesquisa de *E. coli* foi realizada pelo método cromogênico-fluorogênico, seguindo as disposições da agência ambiental do Reino Unido (ENVIRONMENT AGENCY, 2003b), com adaptações. Em resumo, 20 g do lodo eram adicionados a 180 mL de água peptonada tamponada e essa mistura era batida em liquidificador. A partir dessa diluição inicial de 1:10, eram preparadas diluições sucessivas da amostra em solução salina, as quais eram utilizadas para identificação e contagem de *E. coli* com a técnica Colilert Quanti-Tray/2000.

A pesquisa de ovos viáveis de helmintos seguiu a metodologia proposta por Meyer et al. (1978), modificada por Godinho (2003). O método desenvolvido por Meyer (1978) se baseia na separação dos ovos de helmintos e detritos orgânicos por flotação. Resumidamente, o método consiste na diluição de 75 gramas de lodo em solução de hipoclorito de sódio, seguida da centrifugação a 2800 rpm durante 3 minutos sucessivas vezes com adição de detergente (Tween80 0,1%) e da centrifugação com solução de sulfato de zinco (ZnSO_4). Por fim, o sobrenadante era filtrado através de membranas, as quais eram raspadas em placas de Petri com solução de H_2SO_4 0,1N.

A placa de Petri contendo os ovos era incubada em estufa a 28 °C, durante 28 dias, antes da contagem dos ovos. Esse período é considerado suficiente para garantir, com margem de segurança, a avaliação da viabilidade dos ovos. Em seguida, uma alíquota (de 1 mL) era transferida para a câmara de Sedgwick-Rafter e a leitura era realizada em microscópio óptico comum, com objetivas de 10x e 40x. Foram considerados ovos viáveis aqueles que apresentaram, após o período de 28 dias de incubação, formação de larva em seu interior; foram considerados ovos não viáveis aqueles que apresentavam qualquer outro estágio anterior de desenvolvimento, sem diferenciação em larva.

3.2. Cultivo de hortaliças com uso de lodo e de biossólidos tratados por secagem em estufa

A aplicação do biossólido produzido no cultivo de hortaliças foi realizada em estufa montada nas dependências da Divisão de Água e Esgotos (DAG) da UFV. Foram realizados quinze cultivos entre maio de 2010 e abril de 2011, utilizando lodo bruto e biossólidos tratados por secagem em estufa com diferentes níveis de qualidade microbiológica, os quais foram pré-definidos de acordo com as seguintes faixas de

concentração de *E. coli*: (i) 10^3 a 10^4 NMP.(gST)⁻¹; (ii) 10^4 a 10^5 NMP.(gST)⁻¹; (iii) 10^5 a 5×10^5 NMP.(gST)⁻¹; (iv) $> 5 \times 10^5$ NMP.(gST)⁻¹.

Nos experimentos realizados em 2010, os canteiros de cultivo de alface e cenoura foram preparados com aplicação de 75 g de biofossólidos por dm³ de solo, o que correspondeu a 1.687,5 g de biofossólidos para cada leira de 22,5 dm³, e representou uma mistura de aproximadamente 7,5% (m/m). A caracterização da mistura era realizada a cada 21 dias. Nos experimentos realizados em 2011, no intuito de se observar mais nitidamente o decaimento microbiano, o monitoramento passou a ser semanal e, para se obter níveis iniciais de contaminação das misturas solo + biofossólido mais elevados, foram utilizados 100 g de biofossólidos por dm³ de solo, o que correspondeu a 2.250 g de biofossólidos por canteiro de 22,5 dm³, representando uma mistura de aproximadamente 10% (m/m). Outra mudança importante em relação aos experimentos realizados em 2010 foi a introdução do cultivo de couve, a fim de representar mais um cenário possível (produção de hortaliças que crescem distante do solo). O solo utilizado no preparo das leiras para cultivo das hortaliças era obtido nas próprias dependências da DAG UFV, ao lado da estufa montada para os experimentos.

A utilização de 75 e 100 g de biofossólidos por dm³ resultou em fatores de diluição de 0,05 e 0,067 se considerada a densidade do solo igual a 1,5 g.cm⁻³. Deve-se ressaltar que esses valores são muito elevados se comparados aos calculados com base nas recomendações de adubação para as culturas em questão. Em outras palavras, foram aplicadas quantidades de biofossólidos muito superiores às aquelas correspondentes às demandas de Nitrogênio, Fósforo e Potássio das culturas.

Em cada evento de plantio, o biofossólido era pesado em balança analítica e adicionado ao solo em caixa de isopor com volume devidamente aferido, em seguida as misturas eram homogeneizadas e os plantios realizados diretamente no canteiro montado dentro da estufa (Figura 1.7). Para os plantios de alface foram utilizadas mudas provenientes de uma sementeira; os de couve foram realizados a partir de mudas já mais desenvolvidas em sacos plásticos; o plantio de cenoura se deu por semeio direto nos canteiros (Figura 1.8).

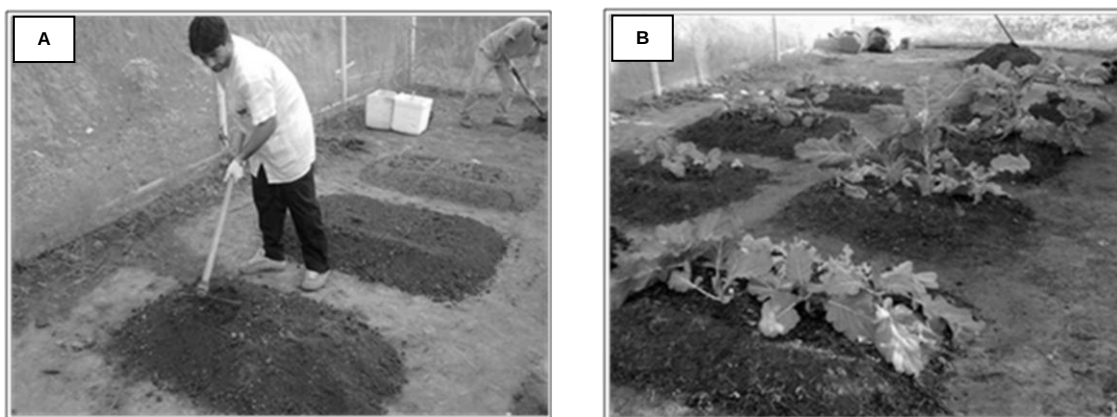


Figura 1.7 - Estufa para cultivo de hortaliças. (A) Preparo dos canteiros de solo + biossólido para plantio de hortaliças; (B) Canteiros com hortaliças em diferentes estágios de desenvolvimento.



Figura 1.8 - Estufa para cultivo de hortaliças. (A) mudas de couve e sementeira com mudas de alface; (B) preparo da leira para o plantio; (C) plantio de couve.

3.2.1. Decaimento microbiano após incorporação do biossólido no solo

A fim de acompanhar o decaimento dos microrganismos no solo entre o plantio e a colheita, as misturas solo + biossólido foram caracterizadas em frequência semanal em alguns experimentos, ou a cada vinte e um dias em outros, em termos de sólidos totais, umidade, pH, *E.coli* e ovos viáveis de helmintos, assim como os solos utilizados em cada cultivo, sendo os métodos analíticos utilizados os mesmos descritos anteriormente para lodo de esgotos. O procedimento adotado para a coleta das misturas solo + biossólido foi basicamente o mesmo utilizado nas coletas de lodo, ou seja, amostras coletadas em posições diferentes nos canteiros, homogeneizadas, colocadas em sacos plásticos e levadas em caixas de isopor com gelo ao laboratório para a realização das análises. A Tabela 1.7 descreve, resumidamente, os experimentos de cultivo de hortaliças.

Tabela 1.7 - Resumo dos cultivos de hortaliças com biofertilizantes realizados de maio de 2010 a abril de 2011.

Cultivos	Data do Plantio	Tempo de Monitoramento (d)	Número de amostras
Cultivo 1	11/05/2010	64	6
Cultivo 2	08/06/2010	98	8
Cultivo 3	29/06/2010	77	7
Cultivo 4	14/07/2010	127	9
Cultivo 5	14/07/2010	127	9
Cultivo 6	24/08/2010	112	7
Cultivo 7	27/09/2010	78	5
Cultivo 8	15/02/2011	98	14
Cultivo 9	22/02/2011	91	13
Cultivo 10	14/03/2011	78	13
Cultivo 11	21/03/2011	71	13
Cultivo 12	28/03/2011	87	12
Cultivo 13	04/04/2011	80	11
Cultivo 14	04/04/2011	80	10
Cultivo 15	26/04/2011	56	9

Na tentativa de modelar o decaimento de *Escherichia coli* no solo de acordo com cinética de primeira ordem, foram determinados os coeficientes de decaimento bacteriano (K_{bT}), os quais, a partir das populações iniciais, permitem estimar a contaminação remanescente em dado instante (Equação 1.1).

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (1.1)$$

Onde: N = contagem de *E. coli* num instante t; N_0 = contagem inicial de *E. coli*; K_T = coeficientes de decaimento microbiano à temperatura T (K_{bT}).

Os dados de contagens de *E. coli* no solo durante o período de cultivo foram rearranjados de forma a plotar em gráficos de dispersão as populações remanescentes de *E.coli* em dado instante t [$-\ln(N/N_0)$] no eixo Y e o tempo no eixo X. Na sequência, foram aplicadas regressões lineares (de forma que a reta passasse pela origem). Dessa forma, foram obtidas equações do tipo $Y = a \cdot X$, nas quais o coeficiente angular (a) corresponde ao coeficiente de decaimento bacteriano (K_b). Tal procedimento foi realizado para cada uma das faixas de contaminação propostas e para o conjunto dos dados.

3.2.2. Caracterização microbiológica das hortaliças

As hortaliças foram analisadas em termos de *E.coli* e de ovos de helmintos. As amostragens de alface e couve se deram por meio da coleta composta de folhas de fora e de dentro de todas as plantas da mesma leira; quanto às cenouras, todas as

unidades (plantas) de cada canteiro eram colhidas em evento único. As amostras eram imediatamente colocadas em sacos plásticos estéreis e levadas ao laboratório para análise (Figura 1.9).

No preparo das amostras para a determinação de *E.coli*, adicionava-se 225 ml de água peptonada tamponada a 25 g de hortaliças acondicionadas em sacos plásticos e, em seguida, homogeneizava-se a mistura no equipamento *Stomacher* (Marconi, MA 440/CF). A partir dessa diluição inicial de 1:10, eram preparadas diluições sucessivas da amostra em solução salina, as quais eram utilizadas para identificação e contagem de *E.coli* com a técnica Colilert Quanta-Tray/2000.

A pesquisa de ovos de helmintos foi realizada de acordo com a metodologia descrita em Oliveira e Germano (1992), com algumas alterações. Em resumo, amostras de 50 g da hortaliça eram pesadas, lavadas em bandeja com solução de Tween 80 0,1%. O líquido (água de lavagem) era transferido para um cone Imhoff, através de uma peneira simples e um funil analítico, e permanecia em repouso por 24 h. O sobrenadante era então aspirado e os 30 ml remanescentes (contendo o sedimento) eram centrifugados segundo especificado em Oliveira e Germano (1992) até a obtenção do volume final de 0,5 ml, os quais eram utilizados para a identificação e contagem dos ovos de helmintos em microscópio, conforme descrito para as análises de lodo.

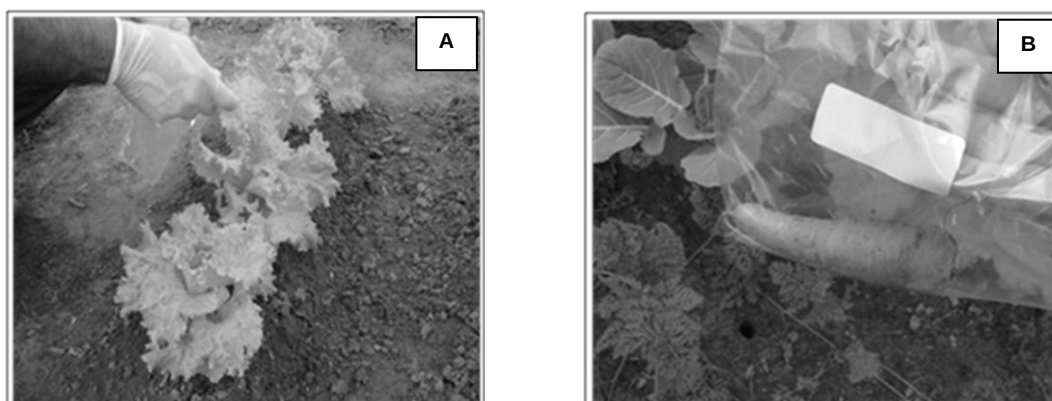


Figura 1.9 - Amostragem de hortaliças para análises microbiológicas. (A) coleta de folhas de alface; (B) coleta de cenouras.

A temperatura no interior da estufa foi monitorada nos meses de maio e junho de 2011, utilizando um termômetro *datalogger* configurado para registro de dados a cada 30 minutos.

3.3. Estimativa da quantidade de solo aderido às hortaliças no momento de colheita

Modelos de AQRM muita vezes se valem de informações sobre a qualidade microbiológica e a quantidade de solo aderido às culturas, e a respectiva qualidade microbiológica, para estimar a qualidade de hortaliças adubadas com biossólidos (GALE, 2003) ou irrigadas com esgoto (MARA et al., 2007). Tendo isso em conta, foram realizados experimentos de cultivo de alface em cenouras, sem uso de biossólidos, para determinar a quantidade de solo aderido na superfície dessas culturas, de acordo com os seguintes procedimentos: os canteiros eram previamente regados e logo em seguida eram colhidas amostras de cenoura e alface, as quais, devidamente identificadas, eram pesadas em balança analítica. Em seguida, as hortaliças eram lavadas com água destilada e a água da lavagem era coletada utilizando frascos previamente identificados e funil (Figura 1.10). As amostras de água de lavagem eram então levadas ao laboratório para determinação de sólidos suspensos totais segundo o procedimento descrito no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). A quantidade de solo nas culturas foi determinada pela razão de sólidos suspensos totais e o peso das hortaliças, sendo expressa em gramas de sólidos totais por grama de hortaliça.

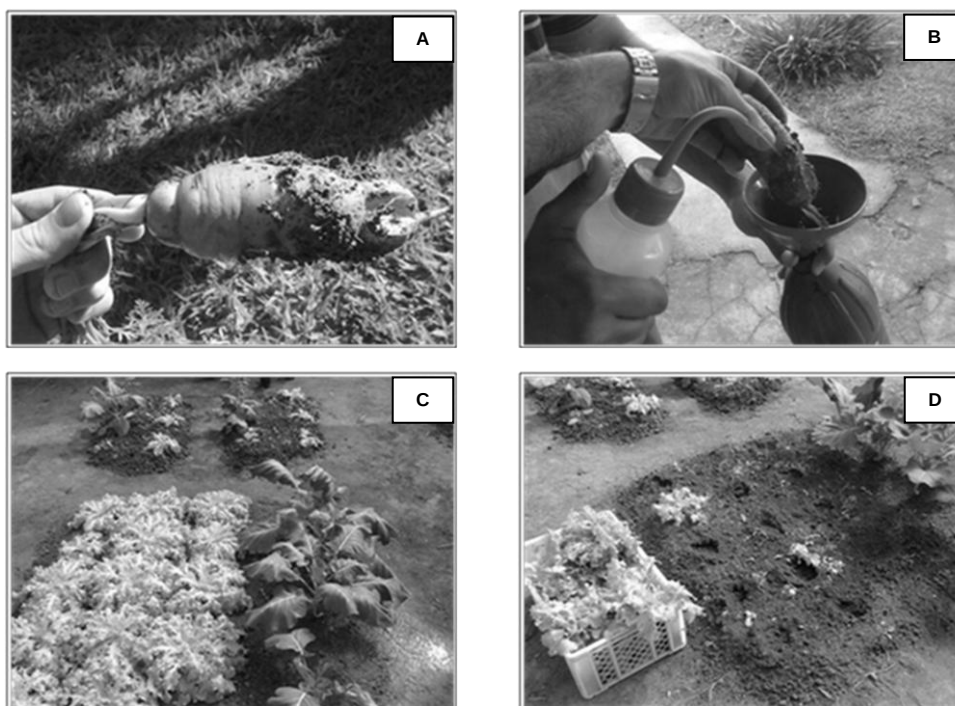


Figura 1.10 - Experimento de quantificação da quantidade de solo presente nas hortaliças no momento de colheita. (A) cenoura recém-colhida; (B) lavagem da cenoura para coleta da água; (C) canteiro de alface utilizado para o experimento; (D) alface colhida para lavagem.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Ocorrência e decaimento de *E.coli* e ovos viáveis de helmintos no solo

Nas Tabelas 1.8 a 1.11 são apresentados os resultados referentes às concentrações de *E. coli* detectadas nas amostras de biofóssido e solo utilizados em cada plantio, e nas misturas (solo + biofóssido) ao longo do período de cultivo. Para facilitar a compreensão e discussão dos resultados, estes foram divididos de acordo com as faixas de contaminação, ou seja, biofóssidos contendo concentrações de *E. coli* entre 10^3 e 10^4 NMP.(gST)⁻¹, entre 10^4 e 10^5 NMP.(gST)⁻¹, entre 10^5 e 5×10^5 NMP.(gST)⁻¹ e superiores a 5×10^5 NMP.(gST)⁻¹. Ressalta-se que os biofóssidos utilizados nos cultivos 1 e 15 continham, respectivamente, apenas $8,1$ e $8,54 \times 10^2$ *E.coli*.(gST)⁻¹, e por isso foram agrupados aos resultados referentes à primeira faixa de contaminação proposta. Além disso, devido à quantidade considerável de resultados sistematicamente similares após longo tempo de monitoramento (maiores que 75 dias), alguns desses resultados foram suprimidos tanto das tabelas de apresentação de resultados quanto dos cálculos realizados. O banco de dados completo encontra-se no Anexo I.

Tabela 1.8 - Concentrações de *E. coli* em biofóssidos, solos e misturas biofóssido + solo (BS + S) utilizados no cultivos de hortaliças, biofóssidos com até 10^4 *E.coli*.(gST)⁻¹.

Cultivo 1			Cultivo 2		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
11/05/10	Biofóssido	8,05	08/06/10	Biofóssido	$7,43 \times 10^3$
11/05/10	Solo	ND ⁽²⁾	08/06/10	Solo	ND ⁽²⁾
11/05/10	BS + S	1,32	08/06/10	BS + S	$1,34 \times 10^1$
08/06/10	BS + S	ND ⁽²⁾	29/06/10	BS + S	9,95
22/06/10	BS + S	3,20	14/07/10	BS + S	3,72
14/07/10	BS + S	ND ⁽²⁾	04/08/10	BS + S	3,49
			24/08/10	BS + S	2,24
			14/09/10	BS + S	1,09
Cultivo 4			Cultivo 15		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
14/07/10	Biofóssido	$1,33 \times 10^3$	26/04/11	Biofóssido	$8,54 \times 10^2$
14/07/10	Solo	$3,49 \times 10^3$	26/04/11	Solo	ND ⁽¹⁾
14/07/10	BS + S	$5,73 \times 10^1$	26/04/11	BS + S	$1,33 \times 10^2$
04/08/10	BS + S	$1,23 \times 10^1$	03/05/11	BS + S	$2,79 \times 10^{-1}$
24/08/10	BS + S	$1,00 \times 10^2$	10/05/11	BS + S	$1,27 \times 10^2$
14/09/10	BS + S	ND ⁽²⁾	17/05/11	BS + S	$3,43 \times 10^2$
05/10/10	BS + S	1,90	24/05/11	BS + S	$3,56 \times 10^1$
			31/05/11	BS + S	3,24

ND⁽¹⁾: não detectado com fator de diluição = 10; ND⁽²⁾: não detectado com fator de diluição = 100.

Tabela 1.9 - Concentrações de *E. coli* em bioossólidos, solos e misturas bioossólido + solo (BS + S) utilizados no cultivos de hortaliças, bioossólidos com 10^4 a 10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹.

Cultivo 3			Cultivo 6		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
29/06/10	Bioossólido	$1,95 \times 10^4$	24/08/10	Bioossólido	$7,48 \times 10^4$
29/06/10	Solo	$3,32 \times 10^2$	24/08/10	Solo	NR
29/06/10	BS + S	$5,27 \times 10^3$	24/08/10	BS + S	$1,97 \times 10^3$
14/07/10	BS + S	ND ⁽²⁾	14/09/10	BS + S	$9,76 \times 10^1$
04/08/10	BS + S	ND ⁽²⁾	05/10/10	BS + S	3,46
24/08/10	BS + S	$1,26 \times 10^1$	13/10/10	BS + S	3,31
14/09/10	BS + S	ND ⁽²⁾	26/10/10	BS + S	$4,88 \times 10^2$
			16/11/10	BS + S	ND ⁽²⁾

Cultivo 12			Cultivo 13		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
28/03/11	Bioossólido	$3,61 \times 10^4$	04/04/11	Bioossólido	$1,69 \times 10^4$
28/03/11	Solo	9,84	04/04/11	Solo	ND ⁽²⁾
28/03/11	BS + S	$2,76 \times 10^3$	04/04/11	BS + S	$5,50 \times 10^3$
04/04/11	BS + S	$5,61 \times 10^2$	26/04/11	BS + S	ND ⁽²⁾
26/04/11	BS + S	ND ⁽²⁾	03/05/11	BS + S	1,71
03/05/11	BS + S	8,91	10/05/11	BS + S	ND ⁽¹⁾
10/05/11	BS + S	$2,57 \times 10^{-1}$	17/05/11	BS + S	$5,49 \times 10^{-1}$
17/05/11	BS + S	$7,47 \times 10^{-1}$	24/05/11	BS + S	$1,31 \times 10^1$
24/05/11	BS + S	$1,30 \times 10^{-1}$	31/05/11	BS + S	5,52
31/05/11	BS + S	$1,60 \times 10^1$			

ND⁽¹⁾: não detectado com fator de diluição = 10; ND⁽²⁾: não detectado com fator de diluição = 100; NR: não realizado.

Tabela 1.10 - Concentrações de *E. coli* em bioossólidos, solos e misturas bioossólido + solo (BS + S) utilizados no cultivos de hortaliças, bioossólidos com 10^5 a 5×10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹.

Cultivo 5			Cultivo 8		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
14/07/10	Bioossólido	$1,81 \times 10^5$	15/02/11	Bioossólido	$4,50 \times 10^5$
14/07/10	Solo	$3,49 \times 10^3$	15/02/11	Solo	$8,66 \times 10^2$
14/07/10	BS + S	$3,69 \times 10^2$	15/02/11	BS + S	$3,87 \times 10^3$
04/08/10	BS + S	1,13	22/02/11	BS + S	$2,69 \times 10^1$
24/08/10	BS + S	$1,08 \times 10^2$	28/02/11	BS + S	$1,09 \times 10^2$
14/09/10	BS + S	3,41	14/03/11	BS + S	5,70
05/10/10	BS + S	1,06	21/03/11	BS + S	ND ⁽²⁾
			28/03/11	BS + S	6,48
			04/04/11	BS + S	$1,11 \times 10^1$
			26/04/11	BS + S	2,00

Cultivo 9			Cultivo 11		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
22/02/11	Bioossólido	$1,02 \times 10^5$	21/03/11	Bioossólido	$3,11 \times 10^5$
22/02/11	Solo	4,56	21/03/11	Solo	ND ⁽²⁾
22/02/11	BS + S	$3,57 \times 10^4$	21/03/11	BS + S	$3,33 \times 10^3$
28/02/11	BS + S	$3,57 \times 10^4$	28/03/11	BS + S	$2,30 \times 10^4$
14/03/11	BS + S	$5,82 \times 10^1$	04/04/11	BS + S	$7,09 \times 10^2$
21/03/11	BS + S	ND ⁽²⁾	26/04/11	BS + S	ND ⁽²⁾
28/03/11	BS + S	$7,08 \times 10^2$	03/05/11	BS + S	5,77
04/04/11	BS + S	$3,66 \times 10^1$	10/05/11	BS + S	$4,51 \times 10^1$
26/04/11	BS + S	4,06	17/05/11	BS + S	2,49
03/05/11	BS + S	1,73	24/05/11	BS + S	3,46
10/05/11	BS + S	$3,65 \times 10^1$	31/05/11	BS + S	ND ⁽¹⁾

ND⁽¹⁾: não detectado com fator de diluição = 10; ND⁽²⁾: não detectado com fator de diluição = 100.

Tabela 1.11 - Concentrações de *E. coli* em bioossólidos, solos e misturas bioossólido + solo (BS + S) utilizados no cultivos de hortaliças, bioossólidos com $> 5 \times 10^5$ *E.coli*.(gST)⁻¹.

Cultivo 7			Cultivo 10		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
27/09/10	Bioossólido	$2,02 \times 10^6$	14/03/11	Bioossólido	$6,32 \times 10^5$
27/09/10	Solo	NR	14/03/11	Solo	$2,30 \times 10^3$
27/09/10	BS + S	$9,30 \times 10^4$	14/03/11	BS + S	$2,51 \times 10^3$
05/10/10	BS + S	$1,07 \times 10^3$	21/03/11	BS + S	$3,89 \times 10^3$
26/10/10	BS + S	$4,41 \times 10^2$	28/03/11	BS + S	$1,98 \times 10^2$
16/11/10	BS + S	$2,83 \times 10^1$	04/04/11	BS + S	$5,01 \times 10^1$
			26/04/11	BS + S	4,00
			03/05/11	BS + S	1,03
			10/05/11	BS + S	$2,51 \times 10^{-1}$
			17/05/11	BS + S	3,94
			24/05/11	BS + S	1,71
			31/05/11	BS + S	$3,54 \times 10^{-1}$
Cultivo 14					
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)			
04/04/11	Bioossólido	$7,90 \times 10^5$			
04/04/11	Solo	ND			
04/04/11	BS + S	$4,34 \times 10^4$			
26/04/11	BS + S	$1,33 \times 10^2$			
03/05/11	BS + S	3,81			
10/05/11	BS + S	6,65			
17/05/11	BS + S	$6,66 \times 10^1$			
24/05/11	BS + S	$1,08 \times 10^1$			
31/05/11	BS + S	$4,90 \times 10^1$			

ND: não detectado com fator de diluição = 100; NR: Não realizado.

Pôde-se observar, de modo geral, um nítido decaimento das concentrações de *E. coli* em todos os cultivos. Quando foram incorporados bioossólidos com concentrações de *E.coli* menores que 10^4 NMP.(gST)⁻¹, foram detectadas contagens da ordem de 10^1 *E.coli*.(gST)⁻¹ nas misturas e, durante o período de cultivo, as populações de *E.coli* oscilaram em torno desses valores, permanecendo em baixas concentrações até as últimas análises realizadas.

Quando foram utilizados bioossólidos contendo 10^4 - 10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹, foram detectados níveis da ordem de 10^3 *E.coli*.(gST)⁻¹ nas misturas solo + bioossólido no dia do plantio, com considerável redução nos primeiros 21 dias, chegando a apresentar níveis não detectáveis.

Comportamento similar foi observado quando foram utilizados bioossólidos contendo 10^5 - 5×10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹, sendo detectados níveis de 10^2 - 10^4 *E.coli*.(gST)⁻¹ nas misturas solo + bioossólido no dia do plantio, com considerável redução nos primeiros 21 dias, apresentando, porém, valores um pouco superiores aos apresentados na faixa anterior de concentrações iniciais de *E.coli* nos bioossólidos.

Por sua vez, o uso de biossólidos com concentrações maiores que 5×10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹ resultou em concentrações de 10^3 - 10^4 *E.coli*.(gST)⁻¹ na mistura no dia do plantio, o que foi seguido, entretanto, de decaimento gradual, com população final remanescente de 10^1 *E.coli*.(gST)⁻¹ após 30-50 dias de cultivo.

Nas Figuras 1.11, a 1.14 são mostradas as tentativas de ajuste, por regressão, de modelos exponenciais de predição das concentrações de *E.coli* nas misturas solo + biossólido em função do tempo; sendo as quatro primeiras figuras referentes aos resultados dos experimentos com biossólidos contendo concentrações de *E.coli* em cada uma das faixas pré-definidas, e a Figura 1.15 utilizando todos os resultados, independentemente da concentração inicial de *E.coli* no biossólido.

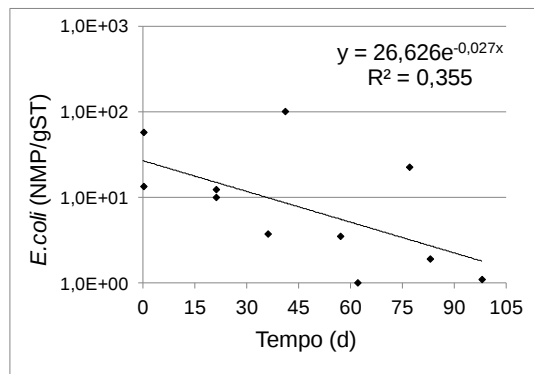


Figura 1.11 - Concentrações de *E.coli* nas misturas solo + biossólido (10^3 a 10^4 *E.coli*/gST) utilizadas no cultivo das hortaliças em função do tempo (dias) (n = 11) e regressão exponencial.

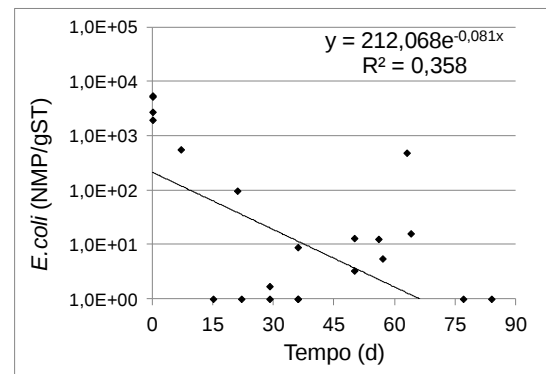


Figura 1.12 - Concentrações de *E.coli* nas misturas solo + biossólido (10^4 a 10^5 *E.coli*/gST) utilizadas no cultivo das hortaliças em função do tempo (dias) (n = 25) e regressão exponencial.

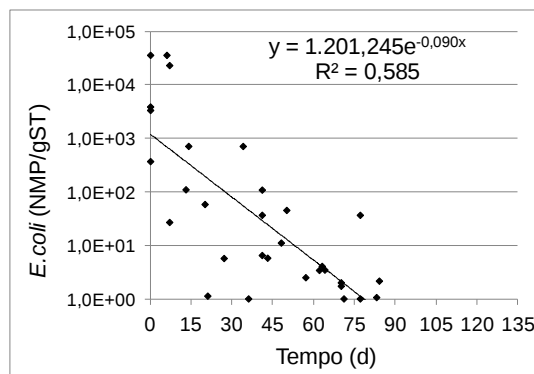


Figura 1.13 - Concentrações de *E.coli* nas misturas solo + biossólido (10^5 a 5×10^5 *E.coli*/gST) utilizadas no cultivo das hortaliças em função do tempo (dias) (n = 31) e regressão exponencial.

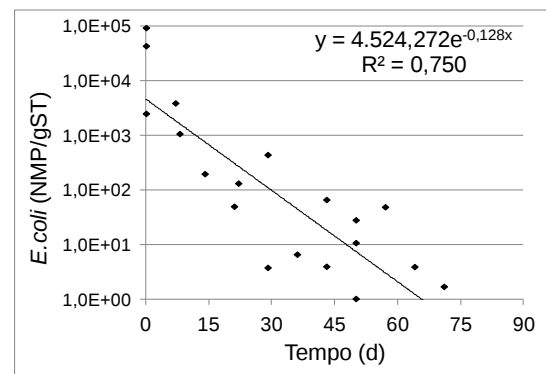


Figura 1.14 - Concentrações de *E.coli* nas misturas solo + biossólido ($> 5 \times 10^5$ *E.coli*/gST) utilizadas no cultivo das hortaliças em função do tempo (dias) (n = 21) e regressão exponencial.

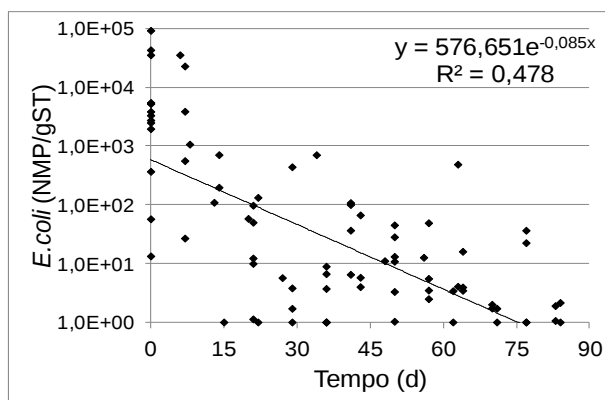


Figura 1.15 - Concentrações de *E.coli* nas misturas solo + biossólido utilizadas no cultivo das hortaliças em função do tempo (dias) (n = 88) e regressão exponencial.

Nota-se que quando foram utilizados biossólidos com concentrações de *E.coli* mais baixas (Figuras 1.12 e 1.13), foi observado comportamento errático do decaimento bacteriano ao longo do período de cultivo. Isso pode ser devido à rápida redução alcançada até populações da ordem de $10^1 - 10^0 \text{ NMP. (gST)}^{-1}$, aliada à difícil eliminação total das bactérias. Por sua vez, quando foram utilizados biossólidos com maiores concentrações (Figuras 1.14 e 1.15), o decaimento de *E.coli* no decorrer do período de cultivo seguiu tendência exponencial de forma mais evidente, o que é ratificado pelos coeficientes de determinação mais elevados ($R^2 = 0,585$ e $0,750$). Sobre a tentativa de ajustar uma função exponencial ao conjunto dos resultados (Figura 1.16), o coeficiente de determinação obtido foi baixo ($R^2 = 0,478$), provavelmente devido à grande variabilidade dos dados e ao comportamento errático inerente ao uso de biossólidos com baixas concentrações de *E.coli*.

As figuras a seguir mostram o rearranjo dos dados de *E.coli* (populações remanescentes em dado tempo t), bem como as equações dos modelos lineares de regressão linear passando pela origem e os respectivos valores dos coeficientes de determinação (R^2), utilizados para efeito de cálculo dos coeficientes de decaimento bacteriano (K_{bT}) correspondentes a cada um dos experimentos de cultivo de hortaliças com biossólidos nas faixas de contaminação pré-determinadas (Figuras 1.16 a 1.19) e ao conjunto dos resultados (Figura 1.20).

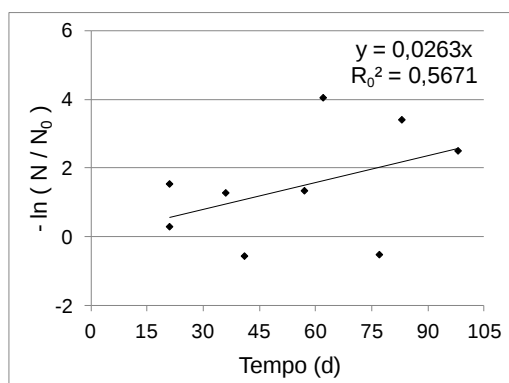


Figura 1.16 – Concentração remanescente de *E.coli* em função do tempo (dias) - biossólidos com $< 10^4$ *E.coli*/gST e equação obtida por regressão linear (n = 9).

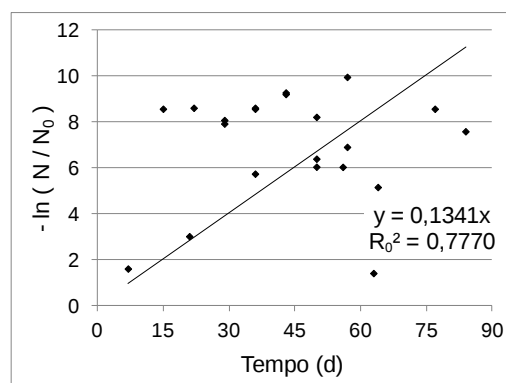


Figura 1.17 - Concentração remanescente de *E.coli* em função do tempo (dias) - biossólidos com $10^4 - 10^5$ *E.coli*/gST e equação obtida por regressão linear (n = 21).

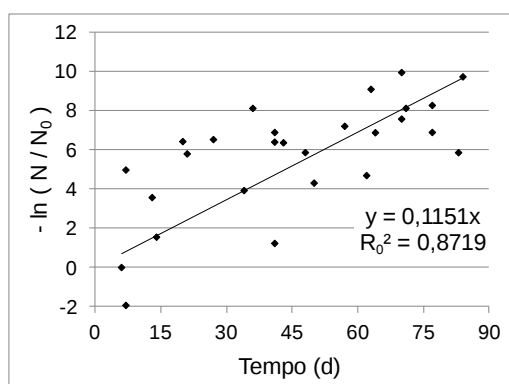


Figura 1.18 – Concentração remanescente de *E.coli* em função do tempo (dias) - biossólidos com $10^5 - 5 \times 10^5$ *E.coli*/gST e equação obtida por regressão linear (n = 27).

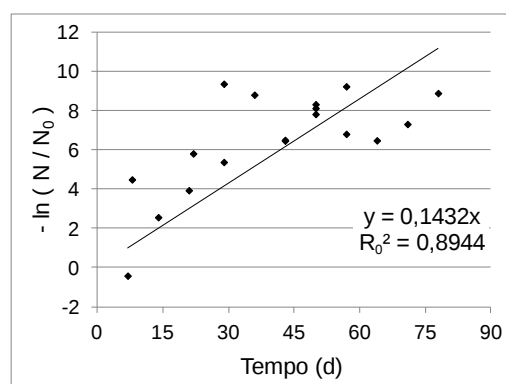


Figura 1.19 - Concentração remanescente de *E.coli* em função do tempo (dias) - biossólidos com $> 5 \times 10^5$ *E.coli*/gST e equação obtida por regressão linear (n = 18).

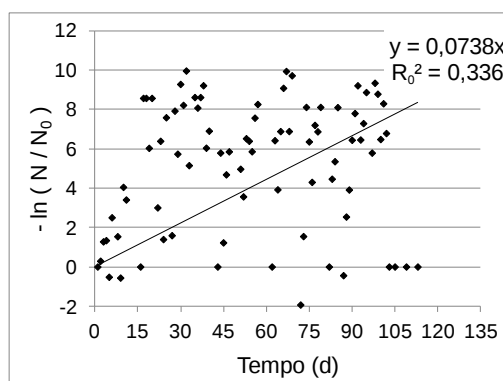


Figura 1.20 - Concentração remanescente de *E.coli* em função do tempo (dias) - conjunto de resultados e equação obtida por regressão linear (n = 75).

Os valores de K_{bT} (à temperatura média da estufa) calculados com os resultados referentes a cada um dos experimentos com biossólidos nas faixas de contaminação pré-determinadas variaram de $0,0263.d^{-1}$ a $0,1432.d^{-1}$, com coeficientes de determinação entre 0,5671 a 0,8944 (Figuras 1.17 a 1.20). O valor calculado com os resultados referentes a todos os cultivos foi igual a $0,074.d^{-1}$, com

coeficiente de determinação igual a 0,336 (Figura 1.17). Esses resultados sugerem que o decaimento de *E. coli* na mistura solo + biossólido ao longo do período de cultivo possa ser estimado com maior confiança no caso do uso de biossólidos com concentrações mais elevadas dessa bactéria.

A variação da temperatura do ar dentro da estufa ao longo das 24 horas do dia é mostrada na Figura 1.21. A temperatura média encontrada foi de 18,9°C, com valores mínimos próximos a 10°C e máximos acima dos 50°C (por volta das 11-13h). Ressalta-se a grande amplitude de valores, o que é explicado pelo efeito estufa no interior do sistema nas horas de insolação (importante fator interveniente no decaimento dos microrganismos no solo) e à queda da temperatura no período da noite.

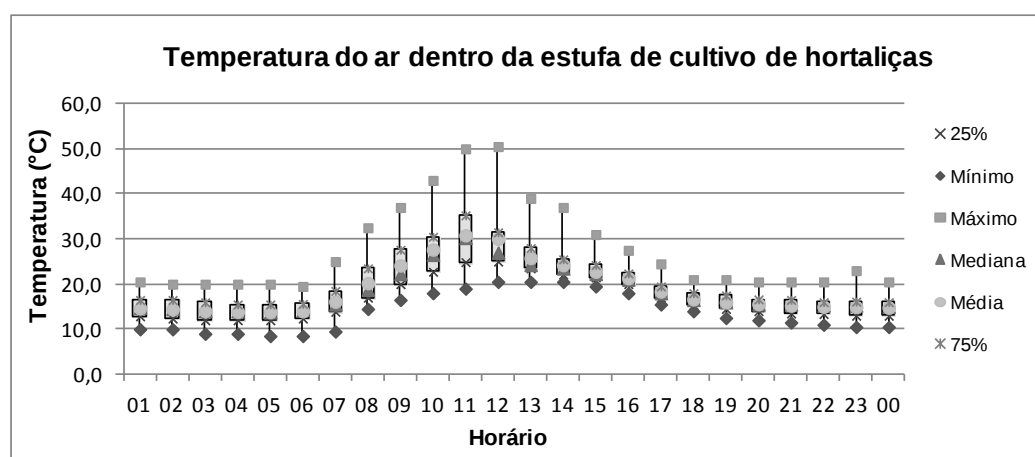


Figura 1.21 - Variação da temperatura (°C) do ar no interior da estufa ao longo das 24 horas do dia, maio a junho de 2011 (n = 1355). 25% = primeiro quartil; 75% = terceiro quartil.

De posse dos valores de coeficientes de decaimento bacteriano (K_{bT}) calculados e dos resultados de temperatura medidos dentro da estufa durante o período de cultivo, foram calculados os valores de K_{b20} a partir da equação $K_{bT} = K_{b20} \cdot \theta^{(T-20)}$, considerando $\theta = 1,07$ (Tabela 1.12).

Tabela 1.12 – Valores de K_{bT} e K_{b20} calculados para *E.coli* a partir do uso de biossólidos segundo as faixas de contaminação pré-definidas e dos conjunto de resultados.

Nível de contaminação	K_{bT}	K_{b20}
Biossólidos com $< 10^4$ <i>E.coli</i> (gST) ⁻¹	0,0263	0,028332
Biossólidos com $10^4 - 10^5$ <i>E.coli</i> (gST) ⁻¹	0,1341	0,144461
Biossólidos com $10^5 - 5 \times 10^5$ <i>E.coli</i> (gST) ⁻¹	0,1151	0,123993
Biossólidos com $> 5 \times 10^5$ <i>E.coli</i> (gST) ⁻¹	0,1432	0,154264
Conjunto de resultados	0,0738	0,079502

O valor de K_{b20} referente ao banco de dados de todos os cultivos foi igual a $0,0795.d^{-1}$, e os valores referentes à utilização de bioossólidos segundo as faixas de contaminação variaram entre $0,0283.d^{-1}$ e $0,1543.d^{-1}$. Em outras palavras, pode-se dizer, por exemplo, que é esperado decaimento de *E.coli* de aproximadamente $0,067 \log_{10}$ por dia ou de uma unidade logarítmica a cada 15 dias quando incorporados ao solo bioossólidos contendo mais de $5 \times 10^5 E.coli.(gST)^{-1}$, ou decaimento de $0,0538 \log_{10}$ por dia ou de uma unidade logarítmica a cada 19 dias quando incorporados ao solo bioossólidos com $10^5-5 \times 10^5 E.coli.(gST)^{-1}$. Por sua vez, é esperado decaimento de *E. coli* de aproximadamente $0,03 \log_{10}$ por dia ou uma unidade logarítmica a cada 34 dias em solo adubado com bioossólidos contendo de 10^3 a $10^6 E. coli.(gST)^{-1}$. É preciso chamar atenção para a discrepância entre os valores referentes ao uso de bioossólidos com $< 10^4 E.coli.(gST)^{-1}$ e os demais resultados (outras faixas de contaminação) em termos tanto dos valores de K_b obtidos quanto dos coeficientes de determinação apresentados. Uma provável explicação para o fato é o comportamento errático das populações de *E.coli* quando aplicados bioossólidos com baixas concentrações iniciais e a difícil redução desses níveis de contaminação.

Vale ressaltar que para evitar problemas com os cultivos das hortaliças, os experimentos foram desenvolvidos em estufa, na qual, como já mencionado, foram observadas temperaturas tão elevadas quanto $50^\circ C$. Esse fato pode significar que o decaimento bacteriano relatado seja superior ao que realmente venha a ocorrer em ambientes de cultivos sem estufa, uma vez que a temperatura ambiente não alcança valores tão elevados.

Quanto aos resultados referentes às contagens de ovos viáveis de helmintos, devido à repetição sistemática de resultados ND (não detectados), são apresentados na Tabela 1.13 apenas os dados relativos às três primeiras coletas feitas após os plantios. Destaca-se a “ausência” (valores não detectados) de ovos viáveis de helmintos. logo após o plantio na maioria dos cultivos, mesmo sabendo que a quantidade de bioossólidos utilizada em muito supera as demandas das culturas cultivadas, ou seja, o cenário testado é bastante desfavorável.

Tabela 1.13 - Concentrações de ovos viáveis de helmintos nas amostras de biossólidos (BS) e solos (S) utilizados nos plantios e nas misturas biossólido + solo (BS + S) durante o cultivo de hortaliças.

Cultivo 1			Cultivo 2		Cultivo 3	
Amostra	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹
BS	11/05/2010	ND	08/06/2010	0,45	29/06/2010	ND
S	11/05/2010	ND	08/06/2010	ND	29/06/2010	ND
BS+S	11/05/2010	ND	08/06/2010	ND	29/06/2010	ND
BS+S	08/06/2010	ND	29/06/2010	ND	14/07/2010	ND
BS+S	22/06/2010	ND	14/07/2010	ND	04/08/2010	ND
Cultivo 4			Cultivo 5		Cultivo 6	
Amostra	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹
BS	14/07/2010	0,30	14/07/2010	1,23	24/08/2010	ND
S	14/07/2010	ND	14/07/2010	ND	24/08/2010	ND
BS+S	14/07/2010	ND	14/07/2010	ND	24/08/2010	ND
BS+S	04/08/2010	ND	04/08/2010	ND	14/09/2010	ND
BS+S	24/08/2010	ND	24/08/2010	ND	05/10/2010	ND
Cultivo 7			Cultivo 8		Cultivo 9	
Amostra	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹
BS	27/09/2010	ND	15/02/2011	1,43	22/02/2011	1,60
S	27/09/2010	ND	15/02/2011	ND	22/02/2011	0,57
BS+S	27/09/2010	ND	15/02/2011	ND	22/02/2011	ND
BS+S	05/10/2010	ND	22/02/2011	ND	28/02/2011	0,18
BS+S	26/10/2010	ND	28/02/2011	ND	14/03/2011	ND
Cultivo 10			Cultivo 11		Cultivo 12	
Amostra	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹
BS	14/03/2011	ND	21/03/2011	ND	28/03/2011	0,31
S	14/03/2011	0,26	21/03/2011	ND	28/03/2011	ND
BS+S	14/03/2011	0,18	21/03/2011	ND	28/03/2011	ND
BS+S	21/03/2011	ND	28/03/2011	ND	04/04/2011	ND
BS+S	28/03/2011	ND	04/04/2011	ND	26/04/2011	ND
Cultivo 13			Cultivo 14		Cultivo 15	
Amostra	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹	Data	ovos.(gST) ⁻¹
BS	04/04/2011	ND	04/04/2011	1,52	26/04/2011	ND
S	04/04/2011	ND	04/04/2011	ND	26/04/2011	ND
BS+S	04/04/2011	ND	04/04/2011	ND	26/04/2011	ND
BS+S	26/04/2011	ND	26/04/2011	ND	03/05/2011	ND
BS+S	03/05/2011	ND	03/05/2011	ND	10/05/2011	ND

ND: não detectado.

Em resumo, os resultados indicam que a incorporação de biossólidos ao solo resultou quase sempre, por efeito de diluição, no “desaparecimento” de ovos viáveis de helmintos e em reduções de 1-3 unidades logarítmicas nas populações de *E.*

coli. Cabe ressaltar que o solo utilizado nas misturas apresentou concentrações tão altas quanto $10^3 E.coli.(gST)^{-1}$ antes da incorporação dos bio sólidos.

Em relação às informações documentadas em literatura, pode-se dizer que os bio sólidos utilizados no presente estudo apresentaram contagens de *E. coli* e ovos de helmintos similares às reportadas em estudos de Comparini (2001), Lima (2010), Mathioudakis et al. (2009) e Öğleni e Özdemir (2010), exceto quando comparadas às concentrações de ovos viáveis de helmintos no lodo relatadas por Comparini (2001), tão elevadas quanto $22 \text{ ovos}.(gST)^{-1}$. Quanto à ocorrência e decaimento de microrganismos no solo, registra-se que os resultados observados neste estudo corroboram os de outros trabalhos no que diz respeito ao rápido decaimento de *E.coli* (e bactérias patogênicas), como os estudos de Ingham et al. (2004), Lang e Smith (2006) e Rocha et al. (2003). Por outro lado, Chale-Matsau e Snyman (2006) e Jimenez et al. (2006) relataram, em estudos realizados na África, taxas de decaimento inferiores às aqui observadas e concentrações de *E. coli* de até $10^5 \text{ NMP}.(gST)^{-1}$ e de ovos de helmintos de até $6 \text{ ovos}.(gST)^{-1}$ 12 semanas após a incorporação do bio sólido. Tais diferenças poderiam ser atribuídas às diferentes condições ambientais e experimentais, ou mesmo às técnicas analíticas utilizadas nos diferentes estudos.

4.2. Ocorrência de *E.coli* e ovos de helmintos nas hortaliças

Os resultados referentes à qualidade das hortaliças em cada cultivo, em termos de *E.coli* e ovos de helmintos, são apresentados nas Tabelas 1.14, 1.15 e 1.16. Cabe lembrar que os tempos médios de cultivo de alface, couve e cenoura, do plantio até a colheita, foram de 66, 50 e 103 dias, respectivamente, e que não foi utilizado qualquer processo de higienização das hortaliças antes das análises. As contagens de *E.coli* se mostraram baixíssimas ou mesmo abaixo do limite de detecção nas folhas de alface e couve; valores ligeiramente mais elevados foram observados nas cenouras, mas ainda assim, são contagens muito baixas quando comparadas ao que exige a regulamentação brasileira relativa a qualidade sanitária de hortaliças consumidas cruas ($10^2 C_t.g^{-1}$) (BRASIL, 2001). Ressalta-se, ainda, a não detecção de ovos de helmintos nas hortaliças, independentemente da qualidade do bio sólido utilizado como fertilizante.

Tabela 1.14 - Concentrações de *Escherichia coli* e ovos de helmintos em alfaces produzidas com aplicação de biossólidos de qualidade microbiológica variada.

Parâmetro	C 1	C 2	C 3	C 4	C 5	C 6	C 7
<i>E.coli</i> (NMP/g de hortaliça)	ND	0,2	NR ^(*)	ND	ND	2,83	1,64
Helmintos (ovos/g de hortaliça)	ND	ND	NR ^(*)	ND	ND	ND	ND
Parâmetro	C 8	C 9	C 10	C 11	C 12	C 13	C 14
<i>E.coli</i> (NMP/g de hortaliça)	0,15	0,51	0,08	0,34	ND	0,1	0,08
Helmintos (ovos/g de hortaliça)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

C: cultivo; ND: não detectado utilizando fator de diluição = 10; NR^(*): análise não realizada por problemas relativos ao cultivo da hortaliça.

Tabela 1.15 - Concentrações de *Escherichia coli* e ovos de helmintos em cenouras produzidas com aplicação de biossólidos de qualidade microbiológica variada.

Parâmetro	C 1	C 2	C 3	C 4	C 5	C 6	C 7
<i>E.coli</i> (NMP/g de hortaliça)	NR ^(*)	NR ^(*)	NR ^(*)	3,88	3,8	5,8	9,8
Helmintos (ovos/g de hortaliça)	NR ^(*)	NR ^(*)	NR ^(*)	ND	ND	ND	ND
Parâmetro	C 8	C 9	C 10	C 11	C 12	C 13	C 14
<i>E.coli</i> (NMP/g de hortaliça)	0,13	0,07	0,42	0,34	NR ^(*)	ND	NR ^(*)
Helmintos (ovos/g de hortaliça)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

C: cultivo; ND: não detectado utilizando fator de diluição = 10; NR^(*): análise não realizada por problemas relativos ao cultivo da hortaliça.

Tabela 1.16 - Concentrações de *Escherichia coli* e ovos de helmintos em couves produzidas com aplicação de biossólidos de qualidade microbiológica variada.

Parâmetro	C 8	C 9	C 10	C 11	C 12	C 13	C 14
<i>E.coli</i> (NMP/g de hortaliça)	ND	ND	0,10	0,05	ND	ND	ND
Helmintos (ovos/g de hortaliça)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

C: cultivo; ND: não detectado utilizando fator de diluição = 10; NR^(*): análise não realizada por problemas relativos ao cultivo da hortaliça.

A julgar pelos níveis de contaminação observados nas misturas BS + S (Tabelas 1.8 a 1.11), se utilizado o modelo teórico proposto por Gale (2003) para a estimativa de concentração de patógenos em hortaliças cultivadas com biossólidos, a contaminação resultante em alface, cenoura e couve seriam de, respectivamente, $5,13 \times 10^{-3} E.coli.g^{-1}$, $4,06 \times 10^{-2} E.coli.g^{-1}$ e $2,57 \times 10^{-3} E.coli.g^{-1}$, mesmo considerando as concentrações mais elevadas de *E.coli* e a realização da colheita aos 21 dias para todas as culturas. Se por um lado essas estimativas são inferiores aos já baixos valores constatados no presente estudo, por outro sugerem que o potencial de contaminação de hortaliças folhosas e de raízes e tuberosas cultivados com biossólidos seja de fato reduzido. Isso é corroborado pelos trabalhos citados

anteriormente de Chale-Matsau e Snyman (2006), Ingham et al., (2004) e de Rocha et al. (2003), muito embora no segundo caso tenham sido analisadas amostras de hortaliças lavadas e no último a cultura em questão fosse a couve, cujas folhas se desenvolvem distantes do solo. Em contrapartida, os resultados citados de Jimenez et al. (2006) apontam níveis de contaminação mais elevados. Em relação à qualidade de hortaliças comercializadas no Brasil, ressalta-se a existência de diversos trabalhos que relatam níveis de contaminação muito superiores aos aqui observados, por exemplo, os estudos conduzidos por Guimarães et al. (2003), Oliveira e Germano (1992), Santana et al. (2006) e Santos et al. (2010).

4.3. Estimativa da quantidade de solo aderido às hortaliças no momento de colheita

A partir da análise descritiva dos resultados relativos aos cultivos de alface, nota-se que 50% dos valores encontram-se entre 0,93 e 1,7 mg de solo por grama da cultura, com valores médio e mediano de 1,38 e 1,37 mg de solo por grama de alface, respectivamente (Figura 1.22). Os resultados referentes ao cultivo de cenoura apontam que 50 % dos valores são compreendidos entre 8,77 e 13,35 mg de solo por grama de cultura, com valores médio e mediano de 11,34 e 10,85 mg de solo por grama de cenoura. Ressalta-se que os valores encontrados são mais baixos que os sugeridos por Gale (2003) e Mara e Horam (2002). Gale (2003) sugere que tuberosas e raízes contenham 2% (m/m) de solo em relação ao peso total no momento da colheita (ou seja, 20 mg de solo por g de cenoura). Mara e Horam (2002) sugerem que cada quilo de alface contenha 2 g de solo aderido (2 mg de solo por grama de alface). Cabe ressaltar a relevância desses resultados, pois como discutido anteriormente, são de grande valia na estimativa de contaminação de culturas em estudos de avaliação de risco.

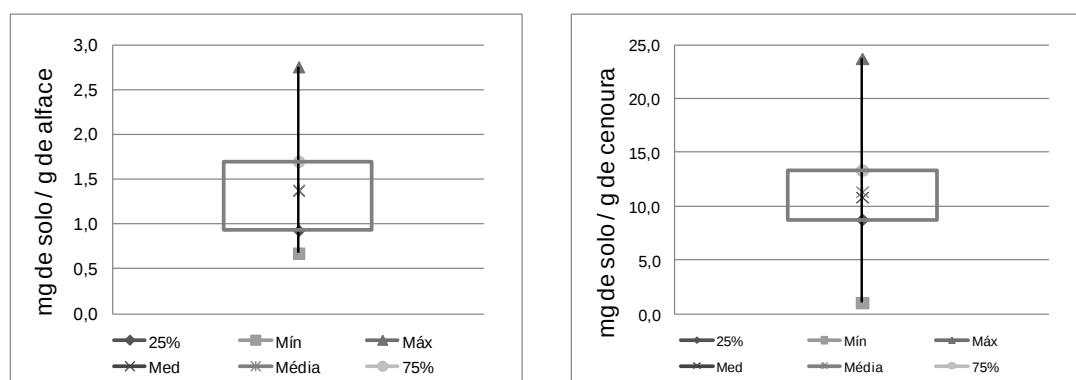


Figura 1.22 - Variação da quantidade de solo aderido à superfície de alfaces e cenouras no momento da colheita. 25% = primeiro quartil; 75% = terceiro quartil; med = mediana.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo sugerem que o decaimento microbiano e a diluição decorrente da incorporação de bio sólidos ao solo constituem importantes barreiras de proteção, reduzindo as chances de contaminação das culturas.

Sob as condições experimentais deste estudo, o uso de bio sólidos com até 2×10^6 *E. coli*.(gST)⁻¹ resultou em níveis de contaminação de alfaces e cenouras muito abaixo do limite estipulado pela Anvisa para hortaliças consumidas cruas (10^2 C_t.g⁻¹) (BRASIL, 2001). Por conseguinte, sugere-se que as restrições impostas pela Resolução Conama n° 375/2006 para a utilização de bio sólidos em cultivo de culturas alimentícias, bem como as restrições de uso de bio sólidos em geral, sejam excessivamente rigorosa.

Tais resultados devem, entretanto, ser confirmados em experimentos complementares e que permitam a modelagem do decaimento microbiano (incluindo, se possível, outros organismos indicadores e patógenos, tais como salmonela, protozoários e vírus) no solo e sobre a superfície de diferentes culturas, permitindo a predição da qualidade microbiológica dessas culturas em função da qualidade dos bio sólidos aplicados. Isso poderia ser realizado, por exemplo, por meio de experimentos de inoculação. Dessa forma, obter-se-iam importantes subsídios para aplicação em modelos de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico e para a apreciação crítica da regulamentação brasileira.

Por outro lado, vale ressaltar que os valores de coeficientes de decaimento bacteriano (K_{b20}) calculados podem servir para a predição da qualidade de solos adubados com bio sólidos em condições similares às do presente estudo e até mesmo ser utilizado, eventualmente, em estudos de avaliação de risco, assim como a estimativa da quantidade de solo aderido às hortaliças no momento de colheita.

6. REFERÊNCIAS

ANDREOLI, C. V. et al. A Gestão dos Biossólidos Gerados em Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico. *Engenharia e Construção*, Curitiba, v. 24, 1998.

ANDREOLI, C. V. et al. *Uso e Manejo do Lodo de Esgoto na Agricultura*. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 97 p.

ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C. *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282 p.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2001. 484 p.

ANDREOLI, C. V. et al. *Alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

APHA, AWWA, WEF - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20. ed. Washington DC: APHA, AWWA, WEF, 1998.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R. F., et al. *Desinfecção de efluentes sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 27-88.

BITTENCOURT, S. et al. Uso agrícola de lodo de esgoto no estado do Paraná. In: COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A.; PIRES, A. M. *Uso Agrícola de Lodo de Esgoto: Avaliação após a Resolução nº 375 do Conama*. Botucatu: FEPAF, 2010. p. 281-300.

BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resolução RDC nº 12, de 2 de janeiro de 2001. *Aprova o regulamento técnico sobre padrões microbiológicos de alimentos*, Brasília, DF: Diário Oficial da União, jan. 2001.

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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 da outras providências*, Brasília, ago. 2006.

CHALE-MATSAU, J. R. B.; SNYMAN, H. G. The survival of pathogens in soil treated with wastewater sludge and in potatoes grown in such soil. *Water Science and Technology*, v. 54, n. 5, p. 163-168, 2006.

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*, v. 45, p. 257-262, 1999.

COMPARINI, J. B. *Estudo do decaimento de patógenos em biossólidos estocados em valas e em biossólidos submetidos à secagem em estufa agrícola*. 2001. 308 p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo/SP, 2001.

DAHAB, M. F.; SURAMPALLI, R. Y. Effects of aerobic and anaerobic digestion systems on pathogen indicator reduction in municipal sludge. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 10, p. 181-187, 2002.

EDWARDS, P. *Reuse of human wastes in aquaculture: a technical review*. Washington, DC, United Nations Development Programme, World Bank Water and Sanitation Program. 1992.

ENVIRONMENT AGENCY. The Microbiology of Sewage Sludge (2003) - Part 1 - An overview of the treatment and use in agriculture of sewage sludge in relation to its impact on the environment and public health. *Methods for the Examination of Waters and Associated Materials*, UK, 2003a.

ENVIRONMENT AGENCY. The Microbiology of Sewage Sludge (2003) - Part 3 - Methods for the isolation and enumeration of *Escherichia coli*, including verocytotoxigenic *Escherichia coli*. *Methods for the Examination of Waters and Associated Materials*, UK, 2003b.

FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Tamworth, v. 12, p. 116-140, 2008.

GALE, P. Using event trees to quantify pathogen levels on root crops from land application of treated sewage sludge. *Journal of Applied Microbiology*, v. 94, p. 35-47, 2003.

GERBA, C. P.; PEPPER, I. L.; WHITEHEAD, I. I. I. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 10, p. 225-230, 2002.

GIBBS, R. A. et al. *Die-off of human pathogens in stored wastewater sludge and sludge applied to land*. UWRAA Research Project. n° [55-51(91/58)]. 1994.

GIBBS, R. A. et al. Regrowth of faecal coliforms and *Salmonella* in the stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 11-12, p. 269-275, 1997.

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*. 2003. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

GUIMARÃES, A. M. et al. Frequência de enteroparasitas em amostras de alface (*Lactuca sativa*) comercializadas em Lavras, Minas Gerais. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v. 36, n. 5, p. 132-135, 2003.

HARWOOD, V. J. et al. Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied Environmental Microbiology*, v. 60, p. 3163-3170, 2005.

HURST, C. J.; BENTON, W. H.; STETLER, R. E. Detecting viruses in water. *Journal of the American Water Works Association*, 8(9):71-80. 1989.

INTERNATIONAL COMMISSION ON MICROBIOLOGICAL SPECIFICATIONS FOR FOODS. *Microorganisms in Foods 2. Sampling for microbiological analysis: Principles and specific applications*. Toronto: University of Toronto Press, 1986.

INGHAM, S. C. et al. *Escherichia coli* contamination of vegetables grown in soils fertilized with non-composted bovine manure: garden-scale studies. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 70, n. 11, p. 6420-6427, 2004.

IRANPOUR, R. et al. Regulations for biosolids land application in US and European Union. *Journal of Residuals Science & Technology*, Washington, DC, v. 1, n. 4, p. 209-222, 2004.

JIMENEZ, B. et al. Using Ecosan sludge for crop production. *Water Science and Technology*, v.54, n.5, p. 169–177, 2006.

LANG, N. L.; SMITH, S. R. Influence of soil type, moisture content and biosolids application on the fate of *Escherichia coli* in agricultural soil under controlled laboratory conditions. *Journal of Applied Microbiology*, v. 103, p. 2122-2131, 2007.

LIMA, M. R. P. *Uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto*. 2010. 286 p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo-SP, 2010.

MACHADO, M. F. S. *A situação brasileira dos bio sólido*. 2001. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2001.

MACHADO, M. F. S.; FIGUEIREDO, R. F.; COURACCI-FILHO, B. Produção brasileira de lodos de esgotos. *Revista Sanare*, v. 22, p. 66-74, 2004.

MARA, D. D.; HORAN, N. J. Sludge to land: microbial double standards. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*, v. 16, p. 249-252, 2002.

MATHIOUDAKIS, V. L. et al. Extended Dewatering of Sewage Sludge in Solar Drying Plants. *Desalination*, v. 248, p. 733-739, 2009.

MERRIAM-WEBSTER'S COLLEGIATE DICTIONARY. Springfield, Mass: Merriam-Webster, 1998.

MEYER, K. B.; MILLER, K. D.; KANESHIRO, E. S. Recovery of *Ascaris* eggs from sludge. *The Journal of Parasitology*, v. 64, n. 2, p. 380-383, Abr. 1978.

MOCE-LLIVINA, L. et al. Survival of bacterial Indicator species and bacteriophages after thermal treatment of sludge and sewage. *Applied Environmental Microbiology*, v. 69, n. 3, p. 1452-1456, 2003.

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Issues in potable reuse: the viability of augmenting drinking water supplies with reclaimed water*. Washington, DC: National Academy Press. 1998.

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.

NICHOLSON, F. A.; GROVES, S. J.; CHAMBERS, B. J. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 2, p. 135-143, 2005.

ÖĞLENİ, N.; ÖZDEMİR, S. Pathogen reduction effects of solar drying and soil application in sewage sludge. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, v. 34, p. 509-515, 2010.

OLIVEIRA, C. A. F.; GERMANO, P. M. L. Estudo da ocorrência de enteroparasitas em hortaliças comercializadas na região metropolitana de São Paulo, SP, Brasil. I-pesquisa de helmintos. *Revista de Saúde Pública*, v. 26, n. 4, p. 283-289, 1992.

OLIVEIRA, F. C.; MATIAZZO, M. E.; CHIARADIA, J. J. Uso agrícola de lodo de esgoto no estado de São Paulo - Estudo de caso. In: 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, 2010. p. 83-112.

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*, v. 47, p. 188-193, 2001.

POURCHER, A. M. et al. Decrease of enteric microorganisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture. *Journal of Applied Microbiology*, v. 99, n. 3, p. 528-539, 2005.

ROCHA, R. E. M. et al. Avaliação de bio sólido de águas servidas domiciliares como adubo em couve. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 12, p. 1435-1441, 2003.

SAGIK, B. P.; MOOR, B. E.; SORBER, C. A. Infectious disease potential of land application of wastewater. In: *State of knowledge in land treatment of wastewater. Vol. 1. Proceedings of international symposium*. Hanover, NH, United States Army Corps of Engineers, Cold Regions Research and Engineering Laboratory. 1978.

SAMPAIO, A. O. Adequação das estações de tratamento de esgotos sanitários à Resolução número 375 do Conama. In: COSCIONE, A. R. 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, 2010. p. 265-280.

SANTANA, L. R. et al. Qualidade física, microbiológica e parasitológica de alfaces (*Lactuca sativa*) de diferentes sistemas de cultivo. *Ciências e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 26, n. 2, p. 264-269, 2006.

SANTOS, C. M. G. et al. Qualidade da alface comercializada no município de Botucatu - SP. *Revista Iberoamericana de Tecnología Postcosecha*, v. 11, n. 1, p. 67-74, 2010.

SEGINER, I.; BUX, M. Modeling solar drying rate of wastewater sludge. *Drying Technology*, v. 24, p. 1353-1363, 2006.

SHANAHAN, E. F. et al. Evaluation of Pathogen Removal in a Solar Sludge Drying Facility Using Microbial Indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 7, p. 565-582, 2010.

SIDHU, J. P. S.; TOZE, S. G. Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. *Environment International*, n. 35, 2009.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. *Diagnóstico de serviços de água e esgotos – 2009*. Brasília: MCIDADES, 2011.

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.

THE NEW OXFORD DICTIONARY OF ENGLISH. Oxford: University Press, 1998.

TSUTIYA, M. T.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I. *Biossólidos na agricultura*. 2. ed. São Paulo: ABES, 2002. 468 p.

USEPA: UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Test Methods for Evaluating Solid Waste: Physical/Chemical Methods*. 3. ed. Washington, DC: EPA, 2004. 910 p.

USEPA - UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Sewage Sludge. *Biosolids*. Disponível em:
<<http://water.epa.gov/polwaste/wastewater/treatment/biosolids/index.cfm>>.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *The World Health Report 2004 – Changing history*. WHO: Geneva, 2004.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater: Wastewater use in agriculture*. WHO, v. 2, 2006. 213 p. Geneva: WHO, v. 2, 2006. 213 p.

CAPÍTULO 2 - APLICAÇÃO DA METODOLOGIA DE AQRM NA ESTIMATIVA DE RISCOS ASSOCIADOS AO USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

A regulamentação que dispõe sobre o controle da utilização agrícola de lodo de esgotos no Brasil (Resolução Conama nº 375 / 2006) (BRASIL, 2006) tem sido bastante contestada devido à imposição de medidas rigorosas de controle da qualidade e do próprio uso do biossólido (BASTOS, 2010; SAMPAIO, 2010), o que tende a desestimular a sua aplicação agrícola. A Resolução CONAMA nº 375 / 2006 se baseia no estabelecimento de duas Classes de lodo (A e B) em termos de qualidade microbiológica e na determinação de uma série de restrições de uso, por vezes mais rigorosas do que as adotadas em países como Estados Unidos e Reino Unido. Além disso, o uso de lodo Classe B poderia ser banida em 2011, a não ser que fossem propostos novos critérios ou limites, baseados em estudos de avaliação de risco e dados epidemiológicos nacionais, que demonstrassem a segurança do uso desse tipo de lodo.

Torna-se, assim, evidente a necessidade de estudos que possam servir de base científica para uma possível atualização da regulamentação brasileira. A própria Resolução Conama nº 375 / 2006 preconiza que tal apreciação crítica, ao menos no caso da validação ou não do uso de biossólido Classe B, seja fundamentada em estudos epidemiológicos ou de avaliação de risco e, nesse sentido, a metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) se apresenta como um recurso valioso.

A AQRM é uma metodologia capaz de estimar riscos de infecção ou doença com base em um cenário de exposição a determinado patógeno e em informações sobre dose-resposta. No caso do uso agrícola de biossólidos, dois cenários de exposição são facilmente evidenciados: o consumo de produtos agrícolas cultivados com biossólidos e o envolvimento de trabalhadores em atividades de aplicação e manejo de biossólidos no campo, envolvendo a possibilidade de transmissão de patógenos por inalação de aerossóis, contato com a pele ou ingestão de partículas de biossólido ou de solo. Para a estimativa de riscos à saúde associados a esses cenários, são necessárias informações sobre: concentração de patógenos em biossólidos; fator de diluição por incorporação desse material ao solo; taxas de redução de organismos patogênicos na mistura solo + biossólido (durante o cultivo) e nas culturas contempladas (entre a colheita e o consumo); o tipo e a duração da

exposição (por exemplo, a quantidade e frequência de consumo de alimentos ou de ingestão involuntária de partículas de solo ou de aerossóis).

Devido à complexidade desses cenários e da possibilidade de utilização das estimativas de risco obtidas como apoio a importantes tomadas de decisões (por exemplo, de políticas ambientais ou de saúde), é imprescindível que o modelo seja abastecido por informações que representem a realidade do local de estudo da forma mais fiel possível. Por outro lado, a construção de cenários consistentes exige busca criteriosa por informações muitas vezes escassas ou não prontamente disponíveis (principalmente nos países em desenvolvimento), sendo muitas vezes necessário lançar mão de dados um tanto quanto subjetivos. Tal problema se torna particularmente importante quando as informações inerentes à área de estudo se diferenciam das existentes em outros locais, como é o caso de taxas de redução de patógenos e consumo de hortaliças.

A partir dos experimentos apresentados no Capítulo I, foi possível obter informações sobre algumas das variáveis de entrada em modelos de AQRM associados ao uso agrícola de biofossólidos, as quais foram aqui complementadas por dados de literatura. Em poucas palavras, o presente capítulo aborda a aplicação da AQRM de duas maneiras: (i) na estimativa de riscos aos consumidores de hortaliças adubadas com biofossólidos e aos trabalhadores envolvidos em atividades de aplicação e de manejo dos cultivos em áreas de uso desse material e (ii) na estimativa das concentrações de patógenos no biofossólido que resultariam em níveis de risco tidos como toleráveis.

O objetivo principal deste estudo é subsidiar discussões sobre a regulamentação referente ao uso agrícola de biofossólidos através do emprego da metodologia de AQRM. Como objetivos específicos, podem ser citados:

- construir cenários de exposição associados ao uso agrícola de biofossólidos;
- reunir informações necessárias para abastecer os modelos de exposição associados ao uso agrícola de biofossólidos;
- estimar riscos à saúde humana decorrentes do consumo de hortaliças produzidas com uso de biofossólidos de qualidade microbiológica variada;
- estimar riscos à saúde de agricultores envolvidos na aplicação e, ou, manejo de cultivos com uso de biofossólidos de qualidade microbiológica variada.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Estabelecimento de normas e critérios de qualidade microbiológica de biossólidos como medida de proteção à saúde

De acordo como Blumenthal et al. (2000), existem basicamente três abordagens para o estabelecimento de diretrizes de qualidade microbiológica de águas residuárias com vistas ao uso agrícola, o pode ser perfeitamente extrapolado para o uso agrícola de biossólidos: (i) ausência de patógenos e, ou, organismos indicadores de contaminação fecal na água residuárias (ou seja, ausência de perigos); (ii) a estimativa do risco atribuível à utilização de efluentes dentre uma população exposta a partir de evidências epidemiológicas e (iii) a estimativa do risco mediante o emprego de modelos.

A primeira abordagem tem sido criticada por ser uma meta inalcançável de "risco zero", a qual leva inevitavelmente à especificação desnecessária de diretrizes rigorosas (incluindo processos avançados de tratamento e restrições de aplicação em busca da ausência total de bactérias de origem fecal ou organismos patogênicos) e resulta em altos custos por cada caso evitado de doença infecciosa (BLUMENTHAL et al., 2000). Destacam-se, ainda, como fatores que comprometem a comprovação da desejada ausência de patógenos em amostras ambientais, limitações de ordem analítica, a inexistência de indicadores de contaminação de emprego universal e limitações inerentes ao princípio amostral (BASTOS et al., 2007). Contudo, essa é a abordagem utilizada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos na regulamentação relativa à utilização de águas residuárias (USEPA, 2004a).

A segunda abordagem citada diz respeito a uma perspectiva epidemiológica na qual não se deve observar excesso de risco de infecção (ou doença) na população exposta. A principal vantagem dessa abordagem é a capacidade de avaliação da estimativa do risco com base em medidas reais de infecção ou doença, por outro lado, deve-se destacar que os resultados são geralmente específicos ao local e tempo de estudo (BASTOS, 2010).

Na terceira abordagem, a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) surge como opção de estimativa dos riscos de infecção ou doença (em base probabilística) a partir de um modelo matemático que envolve um cenário de exposição e informações sobre a relação patógeno-hospedeiro (dose-resposta) (HASS et al., 1999). É válido ressaltar que essa metodologia permite estimar taxas de infecção (ou de doença) que podem ser metodologicamente difíceis e, ou,

onerosas demais para serem avaliadas através de estudos epidemiológicos. Por outro lado, possui suas próprias limitações, as quais não podem ser negligenciadas (BLUMENTHAL et al, 2000).

Idealmente, evidências epidemiológicas e AQRM devem ser utilizadas como ferramentas complementares, como nas Diretrizes da OMS para o uso de águas residuárias na agricultura, onde é estabelecido, através da AQRM, um padrão bacteriológico (em termos de *E.coli*) para a abordagem de riscos bacterianos, virais e de protozoários; e um padrão de helmintos com base em evidências epidemiológicas (WHO, 2006a).

2.2. Regulamentação do uso agrícola de bio sólidos

O texto subsequente (até o fim do presente item) foi desenvolvido, essencialmente, com base na apreciação crítica realizada por Bastos (2010) a respeito de normas de uso agrícola / aplicação no solo de bio sólidos vigentes em vários países.

2.2.1. Regulamentação vigente nos EUA - “Norma 503”

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) estabeleceu, em 1993, padrões para uso de lodo de esgotos naquele país por meio da norma comumente referenciada como “Norma 503” (USEPA, 1993), uma das mais emblemáticas e influentes regulamentações relativas ao assunto. Se por um lado os limites para substâncias químicas descritos na respectiva norma foram fundamentados na metodologia de avaliação de risco, os parâmetros microbiológicos não seguiram o mesmo princípio.

A agência norte-americana entendeu, na época, que as informações disponíveis não eram suficientes para a construção de modelos confiáveis de estimativa de risco microbiológico, especialmente quando consideradas as lacunas de informações necessárias para a devida caracterização da exposição e as limitações dos métodos analíticos para a determinação da qualidade microbiológica dos bio sólidos (EISEMBERG et al., 2008, USEPA, 1989, 1992, 1995). Em relação à qualidade microbiológica, a regulamentação define duas classes de lodo (Classes A e B) em função do nível/redução de patógenos alcançáveis através das técnicas de tratamento especificadas pela própria norma. A norma norte-americana parte do princípio de que a combinação dos requisitos de tratamento e monitoramento e as restrições de uso de bio sólidos reduziria a presença de patógenos a concentrações que não provocassem efeitos adversos à saúde (de fato, a níveis não detectáveis de patógenos).

Para a produção de biossólidos Classe B, o lodo deve ser submetido a “Processos de Redução Significativa de Patógenos” (PRSP) e a qualidade microbiológica requerida deve ser verificada em termos de coliformes termotolerantes ($< 2 \times 10^6$ Ct (gST^{-1})). A norma estipula os processos que reduzem significativamente os níveis de patógenos e especifica as condições operacionais a serem cumpridas, tais como tempo, temperatura e pH. Dentre os PRSP, podem ser citados: digestão aeróbia, secagem ao ar, digestão anaeróbia, compostagem e estabilização alcalina. A garantia da qualidade dos biossólidos Classe B pode ser avaliada pela verificação do padrão bacteriológico do biossólido ou pela avaliação da eficiência do processo de tratamento. Em outras palavras, se as condições operacionais especificadas são atendidas, não é necessário o monitoramento microbiológico (USEPA, 1993).

Biossólidos Classe A devem ser produzidos por “Processos de Redução Adicional de Patógenos” (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 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 PRAP de lodo citados na Norma 503 incluem: compostagem, secagem térmica, tratamento térmico, digestão aeróbica termofílica, irradiação com raios beta, pasteurização.

A “Norma 503” tem como pressuposto que o nível de proteção à saúde associado ao uso de biossólidos é o mesmo para as Classes A e B. No primeiro caso, a proteção se daria pelo tratamento do lodo em si, através da redução de patógenos a níveis abaixo dos limites de detecção. No segundo, os mesmos níveis de proteção seriam alcançados pela associação entre a redução de patógenos a níveis ainda detectáveis (por meio de processos de tratamento) e restrições de uso do biossólido (restrições de cultivo e de acesso a áreas de aplicação de biossólidos), impondo assim um intervalo de tempo no qual o decaimento natural proporcionaria redução de patógenos até concentrações abaixo dos limites de detecção.

Em termos da qualidade microbiológica, biossólidos Classe A podem ser utilizados sem quaisquer restrições, da mesma forma que qualquer outro fertilizante ou

produto de correção de solo, incluindo a aplicação em gramados e jardins residenciais. Essas últimas opções de uso não são permitidas para os bio sólidos Classe B, os quais, no entanto, podem ser aplicados em grande escala em solos agrícolas e florestais, em áreas de recuperação e em locais públicos, desde que sejam observadas as seguintes restrições (USEPA, 1993):

- Culturas alimentícias cujas partes a serem colhidas entrem em contato com a mistura lodo/solo (como melão, pepino, abóbora, etc.) não devem ser colhidas antes de 14 meses após a aplicação de bio sólidos.
- Culturas alimentícias cujas partes a serem colhidas se desenvolvem abaixo da superfície do solo (raízes e tuberosas, tais como batatas, cenoura e rabanete) não devem ser colhidas nos 20 meses seguintes à aplicação se o bio sólido não tiver sido incorporado ao solo pelo menos há quatro meses.
- Culturas alimentícias cujas partes a serem colhidas se desenvolvem abaixo da superfície do solo não devem ser colhidas nos 38 meses seguintes à aplicação se o bio sólido tiver sido incorporado ao solo a menos de quatro meses.
- Culturas alimentícias, forrageiras e fibras não devem ser colhidas nos 30 dias seguintes à aplicação do bio sólido.
- Não deve ser permitido que animais pastem no local nos 30 dias seguintes à aplicação do bio sólidos.
- Gramíneas não devem ser colhidas antes de um ano após aplicação do bio sólido quando cultivadas em locais com elevado potencial de exposição pública ou em jardins, salvo especificações contrárias pela autoridade competente.
- O acesso do público a locais com elevado potencial de exposição pública deve ser restrito por um ano após a aplicação do bio sólido.
- O acesso do público a locais com baixo potencial de exposição pública deve ser restrito por 30 dias após a aplicação do bio sólido.

2.2.2. A regulamentação brasileira – Resolução Conama nº 375/2006

A Resolução Conama nº 375 de 29 de agosto de 2006 estabelece procedimentos e critérios para o uso de lodo de esgotos “visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde pública e ao ambiente” (BRASIL, 2006).

Assim como a norma norte-americana, essa regulamentação estipula duas classes de lodo (Classes A e B) em função da qualidade microbiológica e impõe uma série de restrições de uso. Para a produção de bio sólidos Classe A e Classe B, o lodo

deve ser submetido aos mesmos processos de tratamento referidos na “Norma 503”, ou seja, “Processos de Redução Significativa de Patógenos” e “Processos de Redução Adicional de Patógenos” (BRASIL, 2006).

A respeito das restrições de uso, bio sólidos Classe B só podem ser aplicados em cafezais, culturas fibrosas ou oleaginosas, ou na silvicultura, ainda assim, desde que sejam incorporados ao solo mecanicamente e que o acesso ao público seja restringido por um período de 12 meses após a aplicação. Além disso, em caso de colheita manual, pelo menos seis meses devem decorrer desde a aplicação até a colheita da cultura. A Resolução previa ainda, decorridos cinco anos a contar da data da sua publicação, a proibição de qualquer uso do lodo Classe B, a não ser que fossem propostos novos critérios ou limites (baseados em estudos de avaliação de risco e dados epidemiológicos nacionais) que demonstrassem a segurança do seu uso (BRASIL, 2006).

Quanto aos bio sólidos Classe A, esses podem, a princípio, ser aplicados em qualquer cultura, desde que os seguintes critérios sejam observados (BRASIL, 2006):

- Os cultivos de olerícolas, tuberosas, raízes e demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo, bem como cultivos inundáveis somente são permitidos após um período mínimo de 48 meses da última aplicação de bio sólidos.
- Pastagens poderão ser implantadas após um período mínimo de 24 meses da última aplicação de bio sólidos.
- Aplicação manual de bio sólidos deve ser evitada.
- Qualquer trabalho manual ou manejo do solo devem ser evitados nos 30 dias seguintes à aplicação de bio sólidos.

2.2.3. Avaliação comparativa entre as peças regulatórias vigentes nos Estados Unidos e no Brasil

Pode-se dizer que ambas as regulamentações assumem a abordagem de dupla barreira de proteção à saúde: o tratamento do lodo e as restrições de uso do bio sólido. Além disso, ambas estabelecem, de forma similar, dois níveis de qualidade dos bio sólidos, para os quais são estipuladas diferentes restrições de aplicação, que variam desde a simples proibição da aplicação em cultivos específicos até a imposição de intervalos entre a aplicação e atividades como colheita e implantação de pastagens.

A Tabela 2.1 reúne os critérios de qualidade microbiológica para biossólidos Classe A e Classe B nas regulamentações vigentes nos EUA e no Brasil.

Tabela 2.1 - Padrões microbiológicos dos EUA e Brasil para aplicação de biossólidos no solo.

País	C _t	Salmonella	Vírus entéricos	Ovos de helmintos
Biossólidos Classe A				
EUA	< 10 ³ C _t / gST	< 3 NMP / 4 g ST	< 1 UFP / 4 g ST	< 1 / 4gST
Brasil	< 10 ³ C _t / gST	ND em 10 g ST	< 0,25 UFP / g ST ou < 0,25 UFF / g ST	< 0,25 / gST
Biossólidos Classe B				
EUA	< 2 x10 ⁶ C _t / gST	-	-	-
Brasil	< 10 ⁶ C _t / gST	-	-	< 10 / gST

C_t: coliformes termotolerantes; NMP: número mais provável; UFP: unidade formadora de placa; UFF: unidade formadora de foco; ST: sólidos totais; ND: não detectável.

Como controle de qualidade do biossólido Classe A, a norma dos Estados Unidos exige que sejam atendidos os padrões estabelecidos para coliformes termotolerantes ou *Salmonella*, enquanto a regulamentação brasileira impõe o monitoramento dos dois grupos de bactérias. A norma norte-americana estabelece que o material deva apresentar concentrações de vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos abaixo dos limites de detecção, mas permite que isso seja demonstrado pelo monitoramento dos parâmetros operacionais especificados para o controle dos processos de tratamento do lodo. A regulamentação brasileira, por sua vez, exige o monitoramento da qualidade do biossólido em termos de coliformes termotolerantes e de salmonela; além disso, exige que se ateste as ausências de vírus entéricos¹ e de ovos de helmintos por meio do monitoramento desses patógenos, mas não adote como substituto o controle operacional dos processos de tratamento. Em outras palavras, diferentemente da “Norma 503”, a Resolução Conama 357/2006 parece desconsiderar a utilidade dos parâmetros de controle operacional e o conceito de indicadores.

Cabe também ressaltar que enquanto a “Norma 503” não impõe restrições para o uso de biossólidos Classe A, os quais já estariam supostamente livres de patógenos, a Resolução Conama 375/2006 estabelece restrições rigorosas para o uso dessa classe de lodo, como, por exemplo, os intervalos quase impraticáveis

¹ De acordo com a Resolução Conama 357/2006, a pesquisa de vírus entéricos deve incluir preferencialmente adenovírus e enterovírus, mas sob circunstâncias específicas (endêmicas ou epidêmicas) as análises de outros vírus, como rotavírus e vírus de hepatite A, podem ser requeridas (BRASIL, 2006).

entre a aplicação do bioestabilizado e o cultivo de determinadas culturas (por exemplo, culturas alimentícias e pastagens).

O padrão estipulado para bioestabilizados Classe B na “Norma 503” parte do pressuposto de que PRSP produzem bioestabilizados com menos de $2 \times 10^6 C_t(gST)^{-1}$, e que isso deveria corresponder a redução de aproximadamente $2 \log_{10}$ de coliformes termotolerantes, $1,5 \log_{10}$ de Salmonella e $1 \log_{10}$ de vírus entéricos (USEPA 2003; FARREL, 2005). A Resolução Conama 357/2006 estabelece como limite para esse tipo de lodo $10^6 C_t(gST)^{-1}$ e inclui um limite de ovos de helmintos bastante flexível (< 10 ovos viáveis por gST). Acredita-se que o padrão de coliformes estipulado indique alguma remoção de vírus entéricos e bactérias patogênicas (alcançada por meio dos PRSP), no entanto isso não é explicitado.

Como apontado por Bastos (2010), as restrições expressas na “Norma 503” relativas à utilização de bioestabilizados Classe B foram estipuladas com base em informações sobre concentração inicial e sobrevivência dos patógenos no solo, taxas e métodos de aplicação do bioestabilizado e condições climáticas. Dessa forma, a USEPA baseou suas restrições em “patógenos-referência” e em condições de exposição tidas como representativas e conservadoras o suficiente para permitir o uso dos bioestabilizados em qualquer região dos Estados Unidos. Entretanto, mesmo que, a princípio, as condições climáticas brasileiras sejam menos favoráveis para a sobrevivência de patógenos, a regulamentação brasileira estabelece critérios mais rigorosos que a norte-americana, como a proibição da aplicação de bioestabilizados Classe B em culturas alimentícias e pastagens. Ou seja, a abordagem brasileira aparenta ser muito conservadora, exceto pelo padrão de ovos de helmintos.

Em suma, depreende-se que a Resolução Conama 375/2006 foi formulada sob forte influência na “Norma 503”, porém de forma desnecessariamente mais rigorosa em diversos aspectos e ignorando peculiaridades de nosso país. Por outro lado, é preciso reconhecer que a formulação desse tipo de regulamentação constitui tarefa complexa, pois envolve diversos atores e visões diferenciadas e esbarra muitas vezes na falta de estudos científicos em bases nacionais. Talvez por isso, acabe prevalecendo uma abordagem conservadora.

A abordagem de avaliação de risco permitiria o preenchimento de algumas lacunas não devidamente abordadas na formulação da Resolução Conama 375/2006 e subsidiaria sua eventual atualização. O uso da AQRM proporcionaria, por exemplo, uma comparação mais consistente entre os níveis de risco associados ao uso de bioestabilizados Classe A e Classe B, além de permitir uma análise mais detalhada dos

diversos cenários de exposição e o estabelecimento de limites numéricos associados ao resguardo de determinado nível de risco à saúde humana, superando as limitações dos padrões microbiológicos baseados em limites de detecção de patógenos.

2.3. Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) - Fundamentos, vantagens e limitações

Avaliação Quantitativa de Risco - AQR foi originalmente concebida para a exposição a substâncias químicas (Avaliação Quantitativa de Risco Químico), mas tem sido adaptada para a exposição a agentes microbianos (Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico), inclusive servindo de subsídios à formulação de normas e critérios relacionados à qualidade de água para consumo humano (USEPA, 2006; WHO, 2011) e de uso agrícola de esgotos (WHO, 2006a). Mais recentemente, essa abordagem tem sido utilizada para estimar riscos associados ao uso de biossólidos (GALE, 2005; EISEMBERG, 2008).

Seja para a estimativa de riscos químicos ou microbiológicos, a AQR é um processo que envolve quatro etapas: (i) identificação do perigo; (ii) avaliação da exposição; (iii) avaliação da dose-resposta; (iv) caracterização do risco (HAAS et al., 1999).

A primeira etapa compreende a identificação do agente ou situação que possa representar ou introduzir um perigo e dos respectivos efeitos adversos à saúde. A etapa seguinte (avaliação da exposição) compreende a determinação da dose do agente ingerida a cada evento de exposição, bem como da frequência e duração das prováveis vias de exposição. Em seguida, procede-se à avaliação da dose-resposta, etapa que envolve uma caracterização matemática da associação entre a dose ingerida e a probabilidade de infecção ou doença na população exposta (HAAS et al., 1999). Por fim, a caracterização do risco combina as informações disponíveis sobre exposição e dose-resposta, de forma a estimar (quantitativamente e em termos probabilísticos) os riscos decorrentes da exposição continuada a determinado agente. No caso de doenças infecciosas, é preciso ressaltar que, em nome da segurança e também pela dificuldade de quantificação de riscos associados a subgrupos populacionais mais susceptíveis, a estimativa de risco é usualmente realizada em termos de infecção e não de doença (HAAS e EISEMBERG, 2001).

Em resumo, a AQRM permite estimar riscos à saúde com base em modelos de exposição e modelos dose-resposta. Os modelos de exposição são elaborados

para se determinar a dose de um dado agente perigoso ingerida a cada evento de determinado tipo de exposição, e os modelos de dose-resposta são empregados para se estimar o risco associado a tal situação. De modo inverso, pode-se partir de um nível de risco (por exemplo, tido como tolerável) para encontrar a dose equivalente a esse risco e, em última instância, determinar quantidade máxima de patógenos admissível em determinada matriz ambiental, por exemplo, água, águas residuárias ou biossólidos,

Conforme já mencionado, a AQRM foi desenvolvida utilizando a mesma estrutura desenvolvida para a exposição a riscos químicos; no entanto, os agentes microbianos e químicos apresentam algumas diferenças importantes que não podem ser negligenciadas, tais como (PETTERSON et al., 2001):

- (i) a concentração de patógenos em amostras ambientais pode aumentar ou diminuir devido à reprodução ou inativação;
- (ii) microrganismos não são distribuídos uniformemente no meio, assim o pressuposto de distribuição de Poisson assumido nos modelos dose-resposta podem não ser confirmados;
- (iii) doenças infecciosas podem levar à transmissão secundária para as pessoas que não tiveram contato direto com o veículo de exposição inicial;
- (iv) variações da susceptibilidade podem ser responsáveis por diferentes relações dose-resposta e severidade dos agravos, pois algumas doenças podem conferir imunidade e, por outro lado, existem grupos particularmente sensíveis como crianças, idosos, grávidas e indivíduos imunocomprometidos ou imunodeprimidos.

Adicionalmente, embora a ocorrência de infecção múltipla seja algo perfeitamente possível de ocorrer do ponto de vista epidemiológico, os modelos de AQRM não consideram a possibilidade de um indivíduo ser infectado mais de uma vez como resultado da exposição continuada (MARA et al., 2007).

Modelos “dinâmicos” de AQRM (abordando transmissão secundária e imunidade) foram desenvolvidos para exposições à biossólidos e águas residuárias com intuito de contornar algumas dessas limitações (EISENBERG et al., 1996; EISENBERG et al., 2004), mas em geral, a dificuldade em determinar os parâmetros estimados para variáveis complexas é reconhecida como um inconveniente na maioria desses modelos (HAMILTON et al., 2006; MARA et al., 2007).

Enfim, em função do grande número de variáveis embutidas nos modelos de AQRM, os resultados são, por vezes, bastante variados. Por um lado, isso faz parte da própria natureza da metodologia, mas, por outro, pode levar a dificuldades importantes nas tomadas de decisão. Diante do exposto, para que a AQRM constitua de fato uma ferramenta útil de estimativa de risco, os modelos de exposição precisam ser formulados em bases realistas, de forma que as doses sejam estimadas de forma confiável e seja minimizada a introdução de incertezas aos modelos (BASTOS et al., 2009a).

2.3.1. Identificação do perigo

Nessa etapa, todos os perigos e eventos perigosos associados à prática que se deseje estudar devem ser mapeados. Devem ser identificadas as fontes de contaminação, bem como os organismos patogênicos de maior ocorrência e importância. A princípio, todos os patógenos possíveis de ocorrer deveriam ser levados em consideração, mas a OMS sugere que sejam identificados “patógenos-referência” (no entendimento de que o controle desses asseguraria o dos demais) e recomenda a utilização de pelo menos um patógeno de cada um dos seguintes grupos: vírus, bactérias e protozoários (WHO, 2011).

É pertinente chamar atenção aqui para os conceitos de perigo e risco. O conceito de perigo é compreendido como as propriedades inerentes a um agente (biológico, químico ou físico) que possam implicar algum efeito adverso à saúde de um indivíduo, enquanto o conceito de risco pode ser traduzido como a possibilidade de um evento ocorrer, sendo muitas vezes expresso em medidas numéricas (probabilidade). Dito isso, vale salientar a necessidade de que uma série de condições se cumpra para que o perigo se traduza em risco no caso das doenças transmissíveis, ou seja, perigo e risco não estão associados de maneira inexorável (BASTOS et al., 2009b).

Nesse sentido, a identificação dos perigos associados ao consumo de produtos agrícolas cultivados com biofertilizantes e à exposição durante o manejo do sistema solo-planta deve considerar, além da presença dos patógenos nos biofertilizantes, fatores como a capacidade de multiplicação e sobrevivência desses organismos no ambiente (por exemplo, nos biofertilizantes, no solo e nas plantas).

A respeito da capacidade de multiplicação, sabe-se que, em geral, organismos patogênicos não se reproduzem fora do hospedeiro, mas algumas bactérias podem fazê-lo em condições extremamente favoráveis, por exemplo, baixa competição, alta disponibilidade de nutrientes e condições adequadas de temperatura, pH e

umidade (BASTOS et al., 2003). Por outro lado, vírus entéricos, protozoários e helmintos não se multiplicam, podendo, entretanto, no caso de protozoários e helmintos, passar por etapas de desenvolvimento importantes aos seus ciclos de vida, nas quais podem produzir formas infectantes (SKANAVIS e YANKO, 1994, SIDHU et al., 2001).

O tempo de sobrevivência de microrganismos no ambiente, por sua vez, é influenciado por diversos fatores, como predação, competição, pH, radiação solar, tipo de solo, temperatura e teor de umidade (SIDHU e TOZE, 2009). Temperaturas mais elevadas, períodos de insolação mais prolongados, solos com boa capacidade de drenagem e baixos teores de umidade são fatores que concorrem, em geral, para a redução do tempo de sobrevivência desses organismos (BASTOS et al., 2003).

Apresenta-se a seguir uma breve descrição sobre os principais microrganismos de importância à saúde associados aos esgotos sanitários, por conseguinte, ao lodo de esgotos. São abordados aspectos tais como as características biológicas e taxonômicas desses patógenos e as respectivas doenças e sintomas. Informações sobre ocorrência desses patógenos em biossólidos, bem como sobre a remoção alcançada em processos de tratamento foram abordadas no item 2.4.1.

2.3.1.1. Bactérias

As bactérias patogênicas que podem estar presentes em lodo de esgotos e trazem maiores preocupações em termos de saúde pública são *E. coli* O157:H7 e as dos gêneros *Campylobacter* e *Salmonella*. Os riscos associados a outras bactérias, como dos gêneros *Aeromonas*, *Shigella*, *Vibrio* e *Yersinia* são relativamente baixos em função de suas condições de sobrevivência e, ou, das baixas contagens que são observadas no ambiente (ENVIRONMENT AGENCY, 2003a).

O gênero *Salmonella* é composto principalmente por duas espécies: *Salmonella enterica* e *Salmonella bongori*. Existem, ainda, seis subespécies de *Salmonella enterica* (*S. enterica*, *S. salamae*, *S. arizonae*, *S. diarizonae*, *S. houtenae* e *S. indica*), as quais se distinguem por características bioquímicas específicas. As cepas de *Salmonella* são classificadas em sorovares, sendo os mais comuns, e que causam infecções em humanos e animais, pertencentes à subespécie *S. enterica*. Embora sejam, principalmente, habitantes do trato intestinal, é comum a presença dessas bactérias no ambiente, principalmente em efluentes agrícolas e domésticos, bem como em qualquer material sujeito a contaminação fecal. A salmonelose é uma doença infecciosa causada por organismos do gênero *Salmonella* e é

considerada uma importante causa de morbi-mortalidade na população humana. Sabe-se, ainda, que essa doença parece apresentar maior prevalência em áreas de pecuária intensiva, especialmente onde existam criações de aves e suínos (TINDALL et al., 2005; WHO, 2007a).

Espécies termotolerantes de *Campylobacter*, principalmente *Campylobacter jejuni* e *Campylobacter coli*, são bactérias tipicamente causadoras de gastroenterite em humanos. As infecções podem levar a sintomas como febre, mialgias e mal-estar, seguidos de diarreia (por vezes, sanguinolenta) ou disenteria. A infecção pode levar também à síndrome de Guillain–Barré, uma doença desmielinizante caracterizada por inflamação aguda com perda da mielina (ALTEKRUSE et al., 1997).

Sobre a *Escherichia coli*, a maioria das cepas é inofensiva e normalmente faz parte da flora bacteriana do trato gastrointestinal de seres humanos e animais homeotérmicos. Entretanto, existem as cepas toxigênicas (ECET), as entero-hemorrágicas (ECEH), as enteroinvasoras (ECEI) as enteropatogênicas (ECEP) e as enteroagregativas (ECEA). As cepas de *E. coli* enterotoxigênicas provocam diarreia aquosa, também conhecida como “diarreia dos viajantes”, e são reconhecidas como uma das principais causas das gastroenterites causadas por *E. coli*. As cepas enteroinvasoras são capazes de invadir e colonizar a mucosa intestinal, causando inflamação, necrose, febre e disenteria. Aquelas classificadas como enteropatogênicas, dentre as quais podem estar incluídas algumas ECET ou ECEI, podem causar gastroenterite infantil e infecções em adultos. As cepas entero-hemorrágicas podem causar inflamação do cólon e hemorragia, sendo o sorotipo *E. coli* O157:H7 reconhecido como o mais frequente e virulento agente da colite hemorrágica humana (BASTOS et al. 2003). Em relação à *E. coli* enteroagregativa (EAEC), sua patogenicidade não está totalmente esclarecida, contudo, a colonização assintomática por essa bactéria tem sido vinculada à desnutrição e ao retardo do desenvolvimento infantil (STEINER et al., 1998; GUERRANT et al., 1999).

2.3.1.2. Vírus

Os vírus são uma classe heterogênea de agentes infecciosos, com dimensões da ordem de nanômetros, e que apresentam sobrevivência no ambiente similar ou pouco superior às bactérias. Por definição, os vírus consistem em um genoma (DNA ou RNA) envolto por uma cobertura proteica protetora (capsídeo), e só se multiplicam no interior de células vivas, sendo, portanto, considerados parasitas intracelulares obrigatórios (BASTOS et al., 2003).

Dentre os diversos vírus existentes, aqueles que guardam relação com os esgotos sanitários são conhecidos como vírus entéricos, os quais podem causar doenças e sintomas como gastroenterites, diarreias e hepatite. Nesse grupo, estão incluídos mais de 100 vírus que têm por características comuns o fato de se multiplicarem no trato gastrointestinal do ser humano e a possibilidade de serem eliminados pelas fezes (BASTOS et al., 2003). Os vírus entéricos encontrados em biossólidos podem ser divididos em dois grupos: os enterovírus (*Poliovírus*, *Coxsackievírus A e B*, *Echovírus* e *Enterovírus 68-71*) e um grupo heterogêneo que inclui rotavírus, astrovírus, adenovírus, norovírus e vírus da hepatite A e E (SIDHU e TOZE, 2009).

Os enterovírus constituem o maior grupo associado a doenças de transmissão fecal-oral em crianças, algumas inclusive mais graves, como a poliomielite, que ainda acomete um número significativo de crianças em países em desenvolvimento (SATO, 2010). Esse gênero tem sido o mais estudado devido à facilidade de seu diagnóstico em laboratório. Já dentre os vírus do grupo heterogêneo supracitado, vários podem causar gastroenterites, sendo o norovírus o maior responsável por tal desfecho em indivíduos de todas as idades, possivelmente devido à existência de um grande número de cepas. Os rotavírus fazem parte da família *Reoviridae* e causam gastroenterites em crianças e adultos, sendo responsáveis por mais de 50% das internações de indivíduos com menos de 5 anos. De forma similar, os adenovírus entéricos são responsáveis por 5 a 20% das internações de crianças com diarreia em países desenvolvidos, e a doença clínica é semelhante às rotaviroses. O VHA é o agente etiológico da hepatite A (HVA), também conhecida como hepatite infecciosa ou hepatite epidêmica, doença que acomete o tecido hepático e tem como principal mecanismo de transmissão a transmissão fecal-oral. Em relação vírus da hepatite E (VHE), o mecanismo de transmissão é, principalmente, do tipo fecal-oral, pelo consumo de água e alimentos contaminados. A infecção pelo VHE acomete indivíduos com 15 a 40 anos de idade e quando acomete gestantes, a doença pode evoluir de forma fulminante (letalidade em torno de 20%) (BASTOS et al., 2003).

2.3.1.3. Protozoários

Dentre os protozoários patogênicos comumente encontrados em esgotos domésticos, *Cryptosporidium* e *Giardia* são os mais resistentes a estresses ambientais e podem causar doenças diarreicas, sendo as espécies *Cryptosporidium parvum*, *Cryptosporidium hominis* e *Giardia duodenalis* responsáveis pela maioria

das infecções humanas causadas por protozoários (RIMHANEN-FINNE et al., 2004).

O ciclo de vida desses protozoários é composto, simplificadaamente, por dois estágios: um estágio vegetativo ou ativo, caracterizado pela presença de formas denominadas trofozoítos e um estágio de resistência ou inativo, caracterizado pela formação de uma cápsula protetora (cisto) que permite ao organismo sobreviver em condições adversas. De modo geral, quando esses cistos são ingeridos, o ambiente ácido existente no estômago induz o rompimento dos mesmos e a liberação dos trofozoítos, os quais se reproduzem no organismo, podendo dar sequência ao processo parasitário ou formar novos cistos e serem excretados (BASTOS et al., 2003).

Segundo a OMS, 16 espécies de *Cryptosporidium* são reconhecidas atualmente, sendo *Cryptosporidium parvum* e *Cryptosporidium hominis* as espécies diretamente associadas às criptosporidioses humanas (WHO, 2006b). *Cryptosporidium parvum* é um parasita que habita o trato intestinal de mamíferos, não possui hospedeiro intermediário e a infecção por esse protozoário resulta em diarreia aguda. Animais de criação, principalmente gado e ovelhas contituem reservatórios, possibilitando a transmissão aos seres humanos através do contato com fezes ou consumo de água contaminada (ENVIRONMENT AGENCY, 2003a). Já o *Cryptosporidium hominis* apresenta ciclo fundamentalmente antroponótico (PENG et al., 1997).

A taxonomia do gênero *Giardia* ainda não está consensualmente definida. Atualmente, são reconhecidas seis espécies desse gênero, sendo que a espécie *Giardia duodenalis* é classificada ainda em grupos de genótipos conhecidos como 'assemblages'. *Giardia lamblia* e *G. intestinalis* são denominações sinônimas da espécie *G. duodenalis*, sendo essa última preferível por ter sido o primeiro nome proposto (THOMPSON, 2000). *Giardia duodenalis* é um parasita que habita o trato intestinal de humanos e outros vertebrados, não possui hospedeiro intermediário e a infecção pode levar a sintomas como diarreia, dores abdominais e perda de peso (ENVIRONMENT AGENCY, 2003a; THOMPSON, 2000).

2.3.1.4. Helmintos

Os helmintos considerados patogênicos aos seres humanos pertencem aos filos Platyhelminthes e Aschelminthes, sendo os trematóides e cestóides pertencentes ao primeiro grupo supracitado e os nematóides ao segundo. A presença dos ovos e, ou, larvas no lodo de esgotos é motivo de grande preocupação devido à alta sobrevivência no solo e baixas doses infectantes, bastando um único ovo ou larva

para desencadear um processo infeccioso. O ciclo biológico da maioria desses organismos compreende a ingestão de ovos ou larvas, o desenvolvimento e a reprodução no organismo do hospedeiro, a produção de ovos, e, finalmente, o desenvolvimento de larvas ainda no hospedeiro e, ou, a excreção de ovos e, ou, larvas junto às fezes (BASTOS et al., 2003).

Grande parte dos platelmintos parasitas dos seres humanos apresenta estágio de desenvolvimento larval fora do organismo humano e necessita de hospedeiro intermediário. A teníase é uma infecção intestinal humana causada pela forma adulta da *Taenia*, transmitida a partir do consumo de carne contaminada com o cisticerco. Já a Cisticercose humana refere-se à infecção provocada pelo próprio cisticerco (*Cysticercus cellulosae*) e pode afetar diversos tecidos, como o cérebro e o coração. Em relação ao *Schistosoma mansoni*, o ciclo de transmissão envolve o contato primário com águas contaminadas, por exemplo, através de práticas agrícolas e atividades domésticas. Para que o ciclo de transmissão se complete entre dois hospedeiros humanos, é necessário que uma série de fatores seja cumprida, incluindo os curtos períodos para que os estágios de larva encontrem os hospedeiros (intermediários e definitivos). Ainda assim, a esquistossomose é uma das principais doenças parasitárias humanas, sendo endêmica em várias regiões no Brasil (BASTOS et al., 2003).

A maioria dos nematoides patogênicos aos seres humanos (por exemplo, *Ascaris lumbricoides*) necessita de um período no solo para a maturação de ovos ou larvas, e, por isso, são referidos na literatura como geo-helmintos. A ascaridíase é uma doença de transmissão fecal-oral, sendo alguns dos principais modos de transmissão relativos ao uso agrícola de biofertilizantes a ingestão durante práticas agrícolas e o consumo de alimentos contaminados. O *Trichuris* e a tricuriase são bastante similares ao *Ascaris* e à ascaridíase em termos de modo de transmissão, endemicidade e ciclo de vida. No caso de *Ancylostoma duodenale* e *Necator americanus*, a transmissão se dá pela penetração ativa da larva infectante através da pele, da conjuntiva e das mucosas ou de forma passiva, por via oral (BASTOS et al., 2003). A OMS estima que, em 2002, existiam no mundo cerca de 1,5 bilhões de pessoas infectadas por *Ascaris*, 900 milhões por *Ancylostomídeos* e 902 milhões por *Trichuris* (WHO, 2002).

Segundo Hays (1977), os helmintos despertam grande interesse, pois o ambiente encontrado nos processos de tratamento de esgotos é propício ao embrionamento de seus ovos. Além disso, em função da elevada velocidade de sedimentação em comparação a outros patógenos, grande parte desses ovos é concentrada no lodo

durante o tratamento do esgoto sanitário, sendo a ocorrência de cada grupo no lodo função da prevalência desses na comunidade contemplada pela rede coletora (SIDHU e TOZE, 2009).

2.3.2. Modelo de exposição aplicado ao uso agrícola de bioossólidos

Modelos de exposição descrevem cenários com base nos quais são estimadas as doses de patógenos ingeridas a cada evento de exposição. É preciso estabelecer, previamente, os grupos de risco associados a tal prática e compreender a dinâmica dos patógenos desde a aplicação até o possível contato do material contaminado com esses indivíduos.

Dois cenários de exposição são facilmente identificáveis como associados ao uso agrícola de bioossólidos: o consumo de produtos agrícolas produzidos com utilização de bioossólidos e a ingestão involuntária de partículas de bioossólidos por trabalhadores envolvidos nas atividades de aplicação e manejo desse material no campo. O modelo matemático para estimar doses de patógenos relativas a esses cenários tem sido descrito como na Equação 2.1.

$$di = M \times Ci \times 10^{-x} \quad (2.1)$$

Onde di = dose por exposição; M = consumo *per capita* de culturas ou ingestão involuntária de partículas de solo e, ou de bioossólidos; C_i = concentração do patógeno nas culturas produzidas ou no solo / bioossólido; 10^{-x} = redução de patógenos entre a última aplicação de bioossólido e a colheita ou consumo.

Para estimar a dose de patógenos ingerida pelo consumo de produtos agrícola através do modelo acima descrito, devem ser reunidas informações sobre as seguintes variáveis: (i) concentração de organismos patogênicos no bioossólido; (ii) taxas de aplicação de bioossólidos; (iii) decaimento natural dos microrganismos patogênicos no solo; (iv) quantidade de solo presente nas culturas no momento de colheita; (v) remoção de organismos patogênicos entre colheita e consumo e (vi) consumo *per capita* das culturas contempladas.

Quanto à determinação da dose ingerida por trabalhadores envolvidos em atividades de aplicação de bioossólidos e de manejo do sistema solo-planta, devem ser obtidas informações sobre: (i) concentração de organismos patogênicos no bioossólido; (ii) taxas de aplicação de bioossólidos; (iii) decaimento natural dos patógenos no solo; (iv) modo de aplicação de bioossólidos (manual ou mecanizada); (v) ingestão acidental de partículas de bioossólido durante aplicação e (vi) ingestão acidental de partículas de solo durante o manejo do sistema solo-planta.

Informações sobre as concentrações de patógenos no biossólido podem ser obtidas a partir da caracterização microbiológica de lodos submetidos a processos de tratamento, entretanto isso esbarra, muitas vezes, na inexistência de informações confiáveis e na confiabilidade dos métodos analíticos atualmente disponíveis para detecção e quantificação de patógenos nesse tipo de amostras.

Alternativamente, as concentrações dos patógenos poderiam ser estimadas com base em relações entre organismos patogênicos e indicadores, no entanto, pouco se sabe sobre o significado real dessas relações em lodos de esgotos e biossólidos. Em outras palavras, a ideia de se prever a qualidade de biossólidos (em termos de patógenos) em função da concentração de organismos indicadores ainda não se encontra consolidada (BASTOS, 2010).

Outra possibilidade consiste na utilização dos valores estabelecidos como limites em normas de utilização de biossólidos, o que permite avaliar os níveis de risco admitidos pelas agências de proteção à saúde ao serem estabelecidos padrões de qualidade e impostas uma série de restrições para o seu uso. Ao contrário das abordagens anteriores, não seriam necessárias informações sobre a concentração de patógenos no lodo, entretanto, seriam necessárias informações confiáveis sobre a dinâmica de patógenos no ambiente (solo e plantas) a fim de estimar a contaminação esperada nas culturas cultivadas com o material.

2.3.3. Avaliação da dose-resposta

A probabilidade da exposição a determinado patógeno via consumo de alimento ou partículas de solo resultar em infecção ou doença em qualquer indivíduo dentro de uma população é muito variável e depende de interações complexas entre agente e hospedeiro. Infeciosidade, patogenicidade e viabilidade são algumas das características inerentes ao agente patogênico e importantes nessa interação, enquanto imunidade, estado nutricional e condições socioeconômicas são algumas das características inerentes ao hospedeiro (HAAS et al., 1999).

Modelos dose-resposta são modelos matemáticos que permitem estimar o risco de infecção associado à ingestão de uma dose (d_i) de determinado microrganismo. Segundo Haas e Eisenberg (2001), relações dose-resposta podem ser obtidas por meio de estudos epidemiológicos ou experimentais, sendo a maior parte obtida via experimentos com voluntários humanos, muitas vezes realizados a partir de grupos pequenos e compostos, geralmente, por indivíduos adultos e saudáveis, ignorando, assim, variações em susceptibilidade dentro a população exposta. Hamilton et al. (2006) apontam que os parâmetros estimados dessa forma não são adequados

para expressar riscos às pessoas com sistema imunológico comprometido. Blumenthal et al. (2000), por sua vez, chamam atenção para a pequena quantidade de dados que em geral dão origem a esses modelos, e para o fato de que os mesmos são baseados em doses bem mais elevadas que aquelas advindas de exposição ambiental.

Mais recentemente, parâmetros de modelos dose-resposta têm sido estimados através de informações obtidas de surtos de doenças entéricas. A grande vantagem dos dados provenientes de investigação de surtos é que estes demonstram a resposta real à exposição de indivíduos aos respectivos patógenos, sem as limitações e simplificações necessárias de um estudo controlado. Por outro lado, há de se ressaltar a existência de incertezas adicionais acerca de informações como, por exemplo, o número de indivíduos que relatam os sintomas da infecção ou doença e a concentração do patógeno apresentada no momento da exposição (PETTERSON et al., 2006).

A princípio, os dados obtidos por meio de estudos experimentais levavam a crer na existência de um nível mínimo de patógenos que deveria ser ingerido para desencadear uma infecção, sustentando o conceito da “dose mínima infectante” que prevaleceu por algum tempo na literatura. Uma abordagem mais recente e cada vez mais aceita envolve o uso de modelos baseados no princípio *single-hit*, também conhecido como *non-threshold models*. Esses modelos assumem que até mesmo um único organismo viável pode, teoricamente, ser capaz de causar infecção ou doença (mesmo com baixa probabilidade) devido ao potencial dos microrganismos se multiplicarem dentro do hospedeiro (REGLI et al., 1991; HAAS et al., 1993).

A partir da dose média estimada, o cálculo da probabilidade de infecção é um processo de duas etapas, sendo a probabilidade combinada de exposição e infecção expressa pela Equação 2.2.

$$P(inf|\mu) = \sum_{n=0}^{\infty} P(n|\mu) \times P(inf|n) \quad (2.2)$$

Onde $P(inf|\mu)$ é a probabilidade de infecção em função da dose média de patógenos (μ); $P(n|\mu)$ é a probabilidade de exposição a n organismos em função da dose média de patógenos (μ); $P(inf|n)$ é a probabilidade de infecção devido à exposição a n organismos.

De acordo com os modelos de único impacto (*single hit*), a probabilidade de um organismo superar as barreiras do hospedeiro e desencadear uma infecção tem um valor r diferente de zero. Admitindo que o comportamento de cada organismo seja

independente dentro do hospedeiro, a probabilidade total de infecção pode ser descrita como um processo binomial (infecção ou não infecção). Se a probabilidade de um organismo individual causar infecção é igual a r , então a probabilidade do hospedeiro não ser infectado é o complemento $(1-r)$. Em uma série de n ensaios independentes (correspondendo ao número de microrganismos ingeridos), a probabilidade de não ocorrer a infecção é dada por $(1-r)^n$ e, portanto, a probabilidade de pelo menos um organismo causar uma infecção é dada pela Equação 2.3 (PETTERSON et al., 2006):

$$P_{\text{inf}}(n; r) = 1 - (1 - r)^n \quad (2.3)$$

Onde P_{inf} é a probabilidade de infecção associada a múltiplas exposições; r é a probabilidade de infecção associada a uma única exposição e n é o número de exposições.

Dois pressupostos importantes estão implícitos nessa equação: (i) a exposição à n organismos ocorre em um único evento e (ii) os organismos possuem a mesma probabilidade de causar infecção independentemente do número n de organismos (VOSE, 2008).

A partir desta função básica, a qual expressa a probabilidade binomial de infecção, uma grande família de modelos de dose-resposta pode ser derivada, sendo os principais e mais utilizados os modelos exponencial e beta-Poisson. Ambos assumem que os patógenos são distribuídos aleatoriamente no ambiente, e, portanto, a probabilidade de exposição a n organismos quando a concentração média é igual a μ segue uma distribuição de Poisson (PETTERSON et al., 2006).

O modelo exponencial é a forma mais simples dos *single-hit models*, admitindo que para um dado patógeno, cada organismo dentro de um hospedeiro tem a mesma probabilidade constante de sobrevivência, dado por r (Equação 2.4).

$$P_{i(d)} = 1 - e^{-rd} \quad (2.4)$$

Onde $P_{i(d)}$ é a probabilidade de infecção associada a uma única exposição à dose d ; d é dose ingerida de patógenos; e r é um parâmetro característico da interação agente-hospedeiro.

Segundo Haas et al. (1999), a heterogeneidade que pode existir na probabilidade individual de qualquer organismo sobreviver e dar início a uma infecção é ignorada pelo modelo exponencial, o qual considera que todo organismo tem a mesma probabilidade de causar infecção. Essa variabilidade, expressa por características de infectividade do patógeno ou de suscetibilidade do hospedeiro, é parcialmente

contemplada no modelo beta-Poisson, o qual assume que a probabilidade dos organismos causarem infecção varia segundo distribuição beta. O resultado é uma formulação matemática muito complexa, mas que permite simplificações, podendo ser expressa como nas Equações 2.5 ou 2.6.

$$P_{i(d)} = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (2.5)$$

$$P_{i(d)} = 1 - \left[1 + \frac{d}{N_{50}} \left(2^{1/\alpha} - 1\right)\right]^{-\alpha} \quad (2.6)$$

Onde $P_{i(d)}$ é a probabilidade de infecção associada a uma única exposição à dose d ; d é dose ingerida de patógenos; α e β são parâmetros característicos da interação agente-hospedeiro; N_{50} (também expresso como DI_{50}), é a dose infectante média, ou seja, a dose capaz de infectar 50% da população exposta.

A Tabela 2.2 apresenta modelos dose-resposta, e seus respectivos parâmetros, utilizados por Gale (2005) em estudo sobre quantificação de riscos associados ao consumo de produtos cultivados com uso de bio sólidos. A Tabela 2.3 apresenta informações mais amplas sobre os modelos exponencial e beta-Poisson, disponíveis na literatura e sistematizadas por Bastos (2010).

Tabela 2.2 - Caracterização dos modelos dose-resposta utilizados por Gale (2005) em estudo de avaliação de risco associado ao uso agrícola de bio sólidos.

Patógeno	Modelo	DI_{50}	Parâmetros	Referência
<i>Salmonellas</i> (non-typhi)	beta-Poisson	24420	$\alpha = 0,3136$; $DI_{50} = 24420$	FAO/WHO (2000)
<i>Campylobacter jejuni</i>	beta-Poisson	795	$\alpha = 0,15$; $DI_{50} = 795$	Teunis <i>et al.</i> (1999)
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Exponencial	165	$r = 0,00419$	Haas <i>et al.</i> (1996)
<i>Giardia</i>	Exponencial	35	$r = 0,0199$	Rose <i>et al.</i> (1991)
Enterovírus (rotavírus)	beta-Poisson	5,6	$\alpha = 0,265$; $DI_{50} = 5,6$	Haas <i>et al.</i> (1993)

A utilização do modelo exponencial tornou-se razoavelmente bem estabelecida para caracterização da infectividade de protozoários, enquanto o modelo beta-Poisson é geralmente aplicado à maioria dos estudos com bactérias e vírus. Além disso, como *Campylobacter*, rotavírus e *Cryptosporidium* são dos patógenos mais infecciosos dentre, respectivamente, as bactérias, vírus e protozoários, estes organismos têm sido geralmente utilizados como patógenos-referência na maioria dos estudos de AQRM.

Devido à falta de informações sobre helmintos, quase todos os estudos de AQRM têm se concentrado em bactérias, vírus e protozoários. Recentemente, Navarro et al. (2009) propuseram o ajuste de modelos beta-Poisson a dados de dose-resposta de helmintos de acordo com duas vias de exposição: (i) consumo de produtos agrícolas irrigados com águas residuárias ($DI_{50} = 859$; $\alpha = 0,104$; $\beta = 1,096$); (ii) ingestão involuntária de partículas de solo irrigado com águas residuárias ($DI_{50} = 35$; $\alpha = 0,104$; $\beta = 0,044$). Entretanto, Bastos (2010) aponta que o modelo proposto não constitui modelo dose-resposta como tal, uma vez que os dados utilizados de dose e de resposta não são originários de fonte comum, e que os valores de doses utilizados para a construção do modelo são meras estimativas: enquanto as informações de resposta foram obtidas de estudos epidemiológicos em região onde se pratica irrigação com água residuária (Vale do Mezquital), as doses foram estimadas a partir de dados de ocorrência de ovos de *Ascaris* em águas residuárias utilizadas para irrigação naquela região e, com base nisso, em estimativas hipotéticas de contaminação de solos e de produtos agrícolas irrigados. Ou seja, de acordo com Bastos (2010) o modelo proposto foi obtido de um cenário de exposição específico e teórico, não sendo, rigorosamente, generalizável. Não obstante, como ponderado por Bastos (2010), reconhecidas essas fragilidades e na ausência de modelos mais confiáveis, a proposição de Navarro et al. (2009) representa um ponto de partida para a estimativa de riscos de infecção por *Ascaris* em modelos de AQRM

Tabela 2.3 Principais estudos de dose resposta em humanos disponíveis na literatura e caracterização dos respectivos modelos de estimativa de risco.

Estudo de dose resposta/organismo		Modelo	Parâmetro (95% intervalo de confiança)			Fonte original dos dados	Referência
Bactérias							
<i>Campylobacter</i>	<i>C. jejuni</i> – ensaios de alimentação com adultos	β-Poisson	α=0.145	β=7.589	DI ₅₀ =8.97x10 ²	Black <i>et al.</i> (1988)	Teunis <i>et al</i> (1996)
<i>Salmonella</i> humanos (adultos) dose administrada	<i>S. anatum</i>	β-Poisson	α=0.451	β=15177	DI ₅₀ =5.54x10 ⁴	McCullough e Eisele (1951)	Teunis et al. (1996)
	<i>S. meleagridis</i>	β-Poisson	α=0.428	β=8524	DI ₅₀ =3.45x10 ⁴		Teunis et al. (1996)
	<i>S. Typhi</i>	β-Poisson	α=0.203	β=29173	DI ₅₀ =8.58x10 ⁵	Hornick et al. (1970)	Teunis et al. (1996)
Vírus							
rotavírus	rotavírus CNJ – ensaio de alimentação humana	β-Poisson	α=0.253	β=0.422	DI ₅₀ =6.11	Ward et al.(1986)	Teunis et al. (1996)
Enterovirus	Echovirus 12 – experimento de alimentação humana ³⁾	β-Poisson	α=0.401	β=227.2	DI ₅₀ =1.05x10 ³	Schiff et al. (1984)	Teunis et al. (1996)
	Poliovirus 1SM – experimento de alimentação humana (adultos)	β-Poisson	α=3.8x10 ⁶	β=7.7x10 ⁶	DI ₅₀ =1.411	Koprowski (1956)	Teunis et al. (1996)
	Poliovirus 1 (LSc2ab) – experimento de alimentação de recém nascidos	β-Poisson	α=0.114	β=159	DI ₅₀ =6.93x10 ⁴	Lepow et al. (1962)	Teunis et al. (1996)
	Poliovirus 3 Fox – experimento com prematuros humanos	β-Poisson	α=0.533	β=2.064	DI ₅₀ =5.513	Plotkin et al. (1959)	Teunis et al. (1996)
	Poliovirus 3 Fox - human (premature infants) feeding trial	β-Poisson	α=0.299	β=0.552	DI ₅₀ =5.05	Katz e Plotkin et al. (1959)	Teunis et al. (1996)
Norovirus	Vírus Norwalk - experimento de alimentação humana	β-Poisson	α=0.253	β=0.422	DI ₅₀ =6.11	Teunis et al (2008)	Teunis et al. (2008)
Protozoários							
<i>Cryptosporidium</i> dose administrada (adultos)	<i>C. parvum</i>	Exponencial	r=4.005x10 ⁻³ (2.05x10 ⁻³ -7.23x10 ⁻³)		DI ₅₀ =173.2	DuPontet al. (1995)	Teunis et al. (1996)
	<i>C. parvum</i> – dados combinados de três isolados	β-Poisson	α=0.115	β=0.176		Teunis et al (2002)	Teunis et al. (2002)
<i>Giardia</i>	<i>G. duodenalis</i> experimento de alimentação humana	Exponencial	r=1.99x10 ⁻² (4.4x10 ⁻³ -5.66x10 ⁻²)		DI ₅₀ =34.8	Rendtorff (1954)	Teunis et al. (1996)

Fonte: Bastos (2010), adaptado de Teunis *et al.* (1996) e Petterson *et al.* (2006).

2.3.4. Caracterização do risco

A caracterização do risco consiste na combinação das informações sobre determinado cenário de exposição e da relação dose-resposta para expressar os riscos de infecção (a um dado agente patogênico) associados a uma população exposta a determinado perigo. Partindo do princípio de que cada evento de exposição é considerado independentemente, a estimativa da probabilidade de infecção devida a múltiplas exposições pode ser calculada de acordo com as premissas da distribuição binomial. Se a probabilidade de infecção para uma única exposição à dose d é dada por $P_{i(d)}$, então a probabilidade do indivíduo não ser infectado é $1-P_{i(d)}$; logo, para n exposições a probabilidade de não infecção é dada por $(1-P_{i(d)})^n$ e a probabilidade de infecção é dada pela Equação 2.7 (HAAS et al., 1999).

$$P_{i(m)} = 1 - (1 - P_{i(d)})^n \quad (2.7)$$

Onde $P_{i(m)}$ é a probabilidade total de infecção decorrente de n exposições à dose d durante um período de tempo m (no caso de risco anual e exposição diária, $n = 365$); $P_{i(d)}$ é a probabilidade de infecção associada a uma única exposição à dose d ; e d é a dose ingerida de patógenos.

A estimativa de risco é tipicamente interpretada em base anual, no entanto, também pode ser expressa como o risco referente a um período mais curto (ou mais longo), por exemplo, um risco referente a um número n de exposições durante m meses.

Nos EUA admite-se um risco anual de infecção de 10^{-4} pppa (por pessoa por ano) para os diversos organismos patogênicos transmissíveis via abastecimento de água para consumo humano² (HAAS et al., 1999). As diretrizes da OMS para a qualidade da água para consumo humano e para a utilização de esgotos sanitários (WHO, 2006, WHO, 2011) encontram-se baseadas no conceito de “carga de doença”, medida pelo indicador “anos de vida perdidos ajustados por incapacidade” (da sigla inglesa DALYs – *Disability Adjusted Life Years*), o qual permite a transformação de uma “incapacidade vivenciada” (por exemplo, três dias com diarreia ou óbito devido à diarreia) em “anos de vida saudáveis perdidos”. A OMS assume como carga de doença tolerável 1×10^{-6} DALY pppa, o que corresponde a níveis de risco toleráveis anuais de $7,7 \times 10^{-4}$ pppa para rotavírus, $3,1 \times 10^{-4}$ pppa para *Campylobacter*,

² Um caso anual de infecção dentre 10.000 pessoas

$2,2 \times 10^{-3}$ pppa para *Cryptosporidium*³ e $1,2 \times 10^{-4}$ pppa para *Ascaris* (Mara et al., 2010c).

Mara et al. (2007) e Mara et al (2010c) defendem que seria mais plausível um valor de DALY tolerável de 10^{-4} pppa, que corresponderia à um nível de risco tolerável de infecção de 10^{-2} pppa, uma vez que isso representaria apenas 1% de um dado contingente populacional infectado por ano, ou, visto por outro prisma, que cada indivíduo seria infectado uma vez a cada 100 anos. Esses autores acrescentam que, tendo em vista os dados globais de incidência de doenças diarreicas, 10^{-2} pppa ainda representaria um nível de risco tolerável bastante conservador.

Detalhando essa linha de argumentação, Mara et al. (2010b) apontam que, segundo Lopez et al. (2006), doenças diarreicas foram responsáveis por uma carga de doença de 59 milhões DALYs em países de baixa e média renda em 2001, e que, considerando uma população total nesses países de 5.615 milhões de habitantes, isso corresponderia a aproximadamente 10^{-2} DALY pppa. Significa dizer que o valor de carga de doença adicional tolerável de 10^{-4} DALY pppa (associado a um modo de exposição específico, no caso aos esgotos sanitários) representaria apenas 1% da carga de doenças diarreicas já existente em países em desenvolvimento (10^{-2} DALY pppa). A carga total de doenças diarreicas seria então a soma da perda adicional com o nível já existente de carga de doenças diarreicas (10^{-2} pppa + 10^{-4} pppa), o que resultaria em 0,0101 DALYs pppa, valor este epidemiologicamente indistinguível de 10^{-2} .

Quanto à ascaridíase, Mara et al. (2010b) destacam que, segundo Silva et al. (2003), a respectiva carga de doença anual é de 10^{-6} DALYs, e que, considerando uma população exposta de 5.450 milhões, a correspondente perda potencial em termos de DALYs seria de aproximadamente 10^{-3} pppa. Dessa forma, aceitar um valor de carga de doença adicional tolerável de 10^{-4} DALY pppa significa que a carga de doença total relativa à ascaridíase aumentaria de 0,0018 para 0,0019 DALY pppa, o que também é epidemiologicamente imperceptível (MARA et al., 2010b). Por tudo isso, Mara et al. (2010a) defendem que, dependendo do contexto em questão, a referência a um nível de proteção menos rigoroso do que 10^{-6} DALY pppa, como 10^{-5} ou 10^{-4} DALY pppa poderia ser mais realista. Para um valor de DALY tolerável de 10^{-5} pppa, por exemplo, o valor correspondente em termos de risco anual de infecção por *Ascaris* é de $1,2 \times 10^{-3}$ pppa (MARA et al., 2010a).

³ A forma de conversão da medida de risco em DALY e vice-versa pode ser encontrada em WHO (2006), Bastos e Bevilacqua (2009) e Mara (2009).

2.3.5. Modelos determinísticos e estocásticos

Registra-se que os textos dos itens 2.3.5 a 2.3.7 foram baseados, principalmente, nos trabalhos de Viana (2011) e Pavione (2010), os quais, por sua vez, foram desenvolvidos fundamentalmente a partir do texto de Bastos (2010).

Antes de descrever os modelos propriamente ditos, é importante elucidar os conceitos de incerteza e variabilidade. Incerteza pode ser definida como um fator de imprecisão e inexatidão que limita a quantificação de risco. As incertezas são fruto da falta de conhecimento sobre determinado fenômeno, devido, por exemplo, às falhas em medições ou insuficiência de dados sobre certa variável ou sistema (HAAS e EISENBERG, 2001). Variabilidade, por sua vez, é um conceito que se refere às oscilações observadas em determinado fenômeno ou variável, atribuídas à heterogeneidade ou diversidade natural (MORGAN e HERION, 2007). Embora variabilidade e incerteza sejam conceitos distintos e expressem diferentes fontes de variação, esses dois aspectos são geralmente considerados de forma conjunta nos modelos de AQRM, sob a denominação genérica de *incertezas* ou *incerteza total* (VOSE, 2008).

Praticamente todas as variáveis de entrada nos modelos de exposição e de dose-resposta trazem incertezas, como, por exemplo, a dose infectante média (DI_{50}) ou a qualidade microbiológica de determinada matriz ambiental. Incertezas propriamente ditas podem ser minimizadas, por exemplo, com o aprimoramento de técnicas de mensuração, ou com uma descrição mais completa de determinada variável. Quanto à variabilidade, em geral, não há como eliminá-la ou reduzi-la, apenas mais bem compreendê-la e descrevê-la (MORGAN e HERION, 2007; VOSE, 2008).

Os modelos de AQRM são divididos em duas categorias: determinísticos e estocásticos. Em modelos determinísticos, as variáveis de entrada são descritas por valores únicos, tipicamente medidas de tendência central de um banco de dados (média, mediana, moda etc.), ou determinado percentil referente a uma dada distribuição de frequência. Por conseguinte, a variável de saída do modelo é expressa também por um valor único, não proporcionando, dessa forma, flexibilidade em termos de tomada de decisão. Portanto, incertezas e variabilidade em torno das informações não são consideradas nesses modelos.

Modelos estocásticos são aqueles em que as variáveis de entrada são assumidas em faixas de valores e de acordo com determinada distribuição de frequência ou de probabilidades, permitindo incorporar à cada variável as respectivas incertezas associadas (MORGAN e HERION, 2007). Por conseguinte, os resultados são

também expressos em termos de distribuição de probabilidades, proporcionando, assim, flexibilidade na tomada de decisões.

Em todo caso, há de se ressaltar a importância da caracterização criteriosa das variáveis de entrada dos modelos, e no caso da modelagem estocástica, das respectivas incertezas.

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”. Pesa como desvantagem o fato de ser uma técnica de amostragem inteiramente aleatória, o que pode resultar em sub ou superamostragem em determinadas faixas de uma dada distribuição.

A amostragem por Hipercubo Latino procura superar a possibilidade desse tipo de viés ao dividir 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 sub-representados (SALIBY e MOREIRA, 2002; HELTON et al., 2005; VOSE, 2008).

2.3.6. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade permite identificar quais variáveis de entrada apresentam maior impacto na variável de saída, o que pode ser útil, por exemplo, para apontar quais variáveis devem ser priorizadas na construção de um dado modelo de exposição (PALISADE CORPORATION, 2010). Segundo Zwietering e van Gerwen (2000), a análise de sensibilidade apresenta três principais aplicações: (i) determinar as principais variáveis envolvidas na determinação do risco; (ii) identificar as variáveis que apresentam maior importância para o risco assumir

determinado valor e (iii) relacionar a variabilidade do risco (variável resposta) com a variabilidade dos parâmetros de entrada, de modo que, quanto maior for a correlação entre essas variáveis, maior o impacto da variável de entrada na determinação do valor de saída (SPIEGEL, 1993; COSTA NETO, 1977).

A análise de sensibilidade permite, ainda, avaliar qualitativamente o resultado das simulações do modelo. Por exemplo, se as variáveis de maior importância são descritas de modo satisfatório (a partir de banco de dados consistentes), o resultado pode ser, por conseguinte, considerado confiável; por outro lado, se este é particularmente sensível a parâmetros de entrada nos quais a descrição esbarra em séria escassez de informações, ou mesmo em alto grau de incertezas, o resultado pode ser considerado 'frágil' (PAVIONE, 2010).

Frey e Patil (2002) classificam as técnicas de análise de sensibilidade em métodos matemáticos, estatísticos e gráficos, sendo a última categoria muitas vezes empregada como complemento dos métodos matemáticos e estatísticos.

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

2.3.7. Caracterização das distribuições de probabilidades

Uma distribuição de probabilidade descreve a faixa de valores que uma variável pode assumir, juntamente com a probabilidade de que seja assumido qualquer valor específico dentro dessa faixa. O comportamento estatístico das variáveis aleatórias (discretas, contínuas ou mistas) pode ser descrito por modelos matemáticos que descrevem a probabilidade de ocorrência de um evento dentro de

um espaço amostral, ou seja, uma variável aleatória é uma função que associa números reais aos eventos de um espaço amostral (VOSE, 2008).

Para determinar o comportamento de uma variável aleatória contínua e extrair conclusões de uma amostra de dados ambientais é necessário estabelecer um modelo matemático contendo elementos essenciais do processo que determina a ocorrência das observações. De forma inversa, se conhecidos os modelos e os valores numéricos dos parâmetros que definem uma variável aleatória, podem ser calculadas as probabilidades associadas a quaisquer eventos definidos pelos valores da variável em questão. Ou seja, o modelo de distribuição de probabilidades pode constituir uma síntese plausível do comportamento de uma variável aleatória e ser empregado para extrapolar probabilidades (NAGHETTINI e PINTO, 2007).

É importante reconhecer, entretanto, que uma Função Densidade de Probabilidade (FDP) será, na melhor das hipóteses, uma *boa estimativa* da função verdadeira de uma variável de entrada. Portanto, chama-se atenção para a importância de que os modelos de FDP não sejam apenas matematicamente elegantes, mas que, acima de tudo, satisfaçam critérios estatísticos e que tenham significado (FINLEY et al., 1994).

Existem basicamente três maneiras de se ajustar em distribuições de probabilidade a uma variável de entrada em modelos de AQRM: (i) com base na disponibilidade de dados empíricos; (ii) a partir do conhecimento dos fenômenos que determinam as respectivas variações e (iii) em caso de séria escassez de dados, pode-se recorrer à ‘opinião especializada’ (VOSE, 2008). De qualquer forma, a seleção da distribuição de probabilidades é uma prática essencialmente empírica.

Sabe-se que os métodos estatísticos tradicionais podem ser utilizados para analisar grandes conjuntos de dados de variância relativamente baixa, no entanto, muitas vezes informações não são disponíveis em quantidade suficiente e apresentam elevado nível de incertezas. Portanto, em muitas situações, a determinação da distribuição de probabilidades exata pode não ser possível (PETTERSON et al., 2006).

Iman e Helton (1988) apontam que o conhecimento da forma como uma Função Densidade de Probabilidade descreve o comportamento de uma variável é sempre desejado, no entanto, deve-se ter muito cuidado para descrever corretamente essas distribuições. Os autores sugerem, ainda, que a forma exata da distribuição é menos importante do que o uso de um intervalo razoável de valores e um processo

de seleção de entrada que explora exaustivamente esta faixa. Nesse sentido, Morgan e Henrion (2007) chamam atenção para as distribuições uniforme e triangular, as quais, apesar de apresentarem formas aparentemente arbitrárias, são de simples utilização e podem ser uma forma conveniente de admitir que os detalhes de uma dada variável não sejam conhecidos com precisão.

A distribuição uniforme é a mais simples das funções contínuas de probabilidade. A probabilidade da variável assumir qualquer valor em um intervalo contido no espaço amostral é proporcional ao tamanho desse intervalo. Essa distribuição tem grande aplicação em situações de escassez de dados e, ou, quando é possível identificar uma faixa de valores, mas os resultados não permitem inferir sobre as probabilidades de ocorrência dos valores contidos nesse intervalo (VOSE, 2008).

A distribuição triangular fornece uma representação plausível para variáveis nas quais não seja esperada uma probabilidade elevada de valores extremos. Analisando por outro prisma, a distribuição pode ser vista como uma caracterização conservadora de distribuição normal que leva em conta um nível elevado de incerteza (FINLEY et al., 1994).

Essa distribuição é tipicamente utilizada como uma descrição subjetiva em condições de escassez de dados e, especialmente, em casos onde a relação entre as variáveis é conhecida, porém o banco de dados é pequeno. A variável é descrita com base em valores mínimos e máximos e em uma “pressuposição inspirada” (HESSE, 2000).

2.5. Informações sobre as variáveis de entrada nos modelos de exposição

2.5.1. Concentração de organismos patogênicos e indicadores em biossólidos

Vale ressaltar, mais uma vez, o fato das informações disponíveis sobre as concentrações de patógenos em biossólidos e em solo adubado com biossólidos serem ainda relativamente escassas, devido, dentre outros fatores, a limitações analíticas dos métodos de pesquisa desses organismos nesse tipo de amostra. Em função da ausência de técnicas padronizadas e do custo mais ou menos acessível das diferentes técnicas, muitas das pesquisas são realizadas a partir de métodos analíticos distintos e, dessa forma, são geradas informações com diferentes significados quantitativos e qualitativos, nem sempre comparáveis.

As concentrações de microrganismos patogênicos em biossólidos dependem basicamente das características microbiológicas do lodo de esgoto e da remoção obtida pela técnica de tratamento de lodo empregada. Na Tabela 1.6 do Capítulo 1

são apresentadas informações de literatura sistematizadas por Sidhu e Toze (2009) sobre ocorrência de patógenos em lodo bruto. Na Tabela 2.4 são apresentadas informações compiladas por Bastos et al (2009a) sobre concentrações típicas de organismos patogênicos e indicadores em lodos de esgotos e biossólidos (tratados por digestão mesofílica e estabilização alcalina), com objetivo de representar, respectivamente, as qualidades estipuladas para biossólidos Classe B e Classe A descritas na Resolução Conama 375/2006.

Tabela 2.4 - Organismos identificados em biossólidos e lodos de esgotos sanitários.

Microrganismo	Lodos de esgotos ^(a)	Biossólidos		Referências
		digerido ^(b)	caleado	
Coliformes termotolerantes ^(c)	$10^7 - 10^8$	$10^5 - 10^7$	10^2 ^(g)	Pederson (1981); Andraus et al. (1998); Epstein (2003); Melo et al. (2000); Vanzo et al. (2000). Epstein (2003); Gale (2003); Guzmán et al. (2007)
<i>Escherichia coli</i> ^(c)	$10^5 - 10^7$	$10^3 - 10^6$ ^(h)	$1 - 10^2$ ^(g)	Bastos et al. (2007); Lang et al. (2008)
<i>Salmonella</i> spp. ^(c)	$10^2 - 10^4$	1 - 10	ND ⁽ⁱ⁾ - 0,1 ^(j)	Pederson (1981); Andraus et al. (1998); Epstein (2003); Gale (2003); Melo et al. (2000); Vanzo et al. (2000).
Rotavírus ^(d)	$10 - 10^3$	-	-	Mignotte et al. (1999)
Vírus entéricos ^(d)	$10^2 - 10^3$	1 - 10	0,1 - 1	Gerba et al. (2002); Epstein (2003); Gale (2003); Guzmán et al. (2007)
Ovos de helmintos ^(e)	$10 - 10^2$	0,3 - 13	ND ⁽ⁱ⁾ - 2 ^(g)	Melo et al. (2000); Vanzo et al. (2000); Andreoli et al. (2001); Bastos et al. (2007); Navarro et al (2008).
<i>Giardia</i> spp. ^(f)	102	0,5	-	Epstein (2003); Vanzo et al. (2000)
<i>Cryptosporidium</i> spp. ^(f)	$10 - 10^3$	1 - 10	0,1 - 1	Chauret et al. (1999); Gale (2003); Guzmán et al. (2007)

NOTAS: (a) lodos primário, secundário ou de reator UASB, sem tratamento; (b) digestão aeróbia ou anaeróbia mesofílica; (c) NMP/g ST; (d) Unidade formadora de placa (UFP)/gST; (e) ovos/gST; (f) (oo)cistos/g ST; (g) 20-60 dias após aplicação de cal a 40-50% do peso seco, pH $\approx$ 12; (h) estimado assumindo remoção de 2 log₁₀; (i) não detectado; (j) considerando remoção de 5 log₁₀.

Fonte: Bastos et al (2009a)

De acordo com Gibbs et al. (1997), citados por Sidhu e Toze (2009), a redução alcançada durante o tratamento do lodo e o decaimento natural observado no solo constituem importantes barreiras de proteção associadas à aplicação agrícola de biossólidos, no entanto, a reativação de *Salmonella* pode ocorrer sob certas circunstâncias após o tratamento do lodo e após a incorporação ao solo.

Em geral, estima-se que número de bactérias patogênicas viáveis é reduzido em pelo menos 99% (duas unidades logarítmicas) quando o lodo é submetido a processos de tratamento como compostagem, estabilização alcalina ou digestão aeróbia mesofílica (ENVIRONMENT AGENCY, 2003a).

Em estudo desenvolvido na Suécia, Sahlstrom et al. (2004) pesquisaram a presença de *Salmonella* em lodos submetidos a diversos processos de tratamentos e observaram a presença desse patógeno em 55% das amostras analisadas. Em pesquisa conduzida nos EUA, Dahab e Surampalli (2002) relataram a presença de *Salmonella* em concentrações de 1-52 células.(gST)⁻¹ em lodos anaerobiamente digeridos.

Segundo documento da Environment Agency (2003a), reduções de *Salmonella* spp. de 6 e 5 unidades log₁₀ podem ser alcançadas quando os lodos são submetidos a estabilização alcalina e compostagem, respectivamente. Ressalta-se, por outro lado, que essas bactérias podem sobreviver até três meses sob certas condições de temperatura e umidade em lodo armazenado, porém menos de um mês quando biossólidos são aplicados ao solo (NICHOLSON et al., 2005).

Bactérias das espécies *Campylobacter jejuni* e *Campylobacter coli* têm sido detectadas em lodo de esgoto, no entanto, em contagens muito baixas. Além disso, processos de tratamento como estabilização alcalina e compostagem podem alcançar reduções desses organismos acima de 5 log₁₀ (ENVIRONMENT AGENCY, 2003a).

Sidhu e Toze (2009) apontam que, embora vários métodos tenham sido desenvolvidos e aprimorados nos últimos anos para a detecção e contagem de vírus entéricos em amostras ambientais, ainda persistem diversas dificuldades analíticas. Segundo publicação da Environmental Agency (2003), os enterovírus, vírus da hepatite A, rotavírus e adenovírus têm sido detectados utilizando a técnica de cultura de células, enquanto os norovírus são detectados apenas por técnicas moleculares.

A literatura disponível sobre remoção de vírus por digestão de lodo e sobre a ocorrência de vírus em lodo digerido é, em grande parte, limitada aos enterovírus e à digestão anaeróbia mesofílica. É de se esperar que a digestão aeróbia atinja aproximadamente o mesmo nível de inativação de vírus que a digestão anaeróbia: de 0,5 – 2,0 log₁₀ por meio da digestão mesofílica e de 2-3 unidades log₁₀ até a completa inativação (níveis abaixo do detectável) pela digestão termofílica (USEPA, 2003).

Lasobras et al. (1999) relataram a presença de vírus entéricos em lodos de esgotos em diversos países, com contagens variando de 1.000 a mais de 50.000 UFP.L⁻¹, e concentrações de adenovírus e rotavírus ainda maiores. Bofill-Mas et al. (2006) relataram concentrações da ordem de 10⁴ números cópia por grama de biossólido utilizando a técnica PCR, enquanto He e Jiang (2005) detectaram concentrações bem inferiores (10² UFP.L⁻¹) utilizando técnica de cultura de células.

Straub et al. (1993) observaram contagens de enterovírus entre 10² a 10⁴ unidades citopáticas.(gST)⁻¹ em lodo bruto e média de cerca de 300 unidades.(gST)⁻¹ em lodo digerido anaerobiamente, ou seja, redução de no máximo 1,5 log₁₀. Em outro estudo sobre quantificação de enterovírus, Monpoeho et al. (2004) relataram contagens em lodo bruto variando entre 37 e 288 número mais provável de unidades citopáticas (NMPUC) por grama (método de cultura de células), enquanto a quantificação baseada em PCR resultou na detecção de 10⁴-10⁵ número de cópias por grama. He e Jiang (2005) apontam que os métodos baseados na análise molecular (PCR em tempo real) tendem a superestimar a quantidade de vírus infecciosos, enquanto os métodos baseados na cultura de células tendem a subestimá-los.

Oocistos de *Cryptosporidium* podem estar presentes em lodo bruto em concentrações tão elevadas quanto 3,9x10⁵.L⁻¹. Já em lodos digeridos anaerobiamente, existem relatos de concentrações da ordem de 10¹ oocistos de *Cryptosporidium* e 10² cistos de *Giardia* por grama de sólidos totais (MEDEMA e SCHIJVEN, 2001; CHAURET et al., 1999; HU et al., 1996). Em lodo higienizado por compostagem, Rimhaen-Finne et al. (2004) reportaram presença de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em 44,0% e 37,5% das amostras analisadas, respectivamente.

Chauret et al. (1999) relataram maior redução do número de oocistos de *Cryptosporidium* (2,96 log₁₀) do que de cistos de *Giardia* (remoção de 1,40 log₁₀ em lodos submetido à digestão aeróbia). Por outro lado, Sidhu e Toze (2009) sugerem que os oocistos de *Cryptosporidium* parecem ser mais resistentes à inativação do que os cistos de *Giardia*, e que os oocistos podem permanecer viáveis no solo por até três meses. Kato et al. (2003) indicam que 99% dos (oo)cistos perdem viabilidade durante tratamento de lodo por digestão aeróbia ou anaeróbia (NASSER et al., 2003; KATO et al., 2003).

As informações disponíveis sobre helmintos em bioossólidos e no solo são, preponderantemente, sobre *Ascaris* spp., devido à maior prevalência desse organismo em comparação a outros helmintos (SIDHU e TOZE, 2009).

De acordo com estudos realizados por Barbier et al. (1990) e Straub et al. (1993), lodos digeridos podem conter ovos de *Ascaris*, *Trichuris*, *Taenia* e *Toxocara* em concentrações de 0 a 9 ovos.(gST)⁻¹

A sobrevivência de ovos de *Ascaris* pode variar entre 20 meses a seis anos quando lodos são armazenados em lagoas ou submetidos a processos de tratamento como compostagem e digestão anaeróbia ou aeróbia (GASPARD et al., 1997; O'DONNELL et al., 1984; SANGUINETTI et al., 2005). Em estudo sobre a pesquisa de ovos de *Ascaris suum*, esses organismos se mostraram resistentes à inativação por até 29 semanas em bioossólidos digeridos anaerobiamente e estocados (JOHNSON et al., 1998). A secagem térmica tem se mostrado a técnica mais eficiente na inativação de ovos de helmintos dentre os métodos empregados para higienização de lodo (AITKEN et al., 2005), com redução de até uma unidade logarítmica em cinco dias quando o material é submetido a temperaturas em torno de 50°C (AHMED e SORENSEN, 1995).

Ressalta-se, também, que a viabilidade dos ovos geralmente não é explorada pela maioria dos estudos disponíveis (SIDHU e TOZE, 2009). Por outro lado, chama-se atenção para o significado epidemiológico dessa informação, já que a presença de ovos de helmintos no lodo não, necessariamente, a viabilidade e infectividade dos mesmos, ou seja, traz apenas uma informação quantitativa e incompleta da presença desses agentes (CABARET et al, 2002).

No Brasil, segundo estudo realizado por Machado (2001), a grande maioria das ETEs brasileiras não realizavam, à época, análises do lodo gerado e dos bioossólidos produzidos, com exceção de algumas estações de maior porte, ou de situações em que uma instituição de pesquisa se interessasse em estudar a viabilidade do uso do lodo em áreas agrícolas. Essa autora coletou informações sobre características microbiológicas de lodos provenientes de ETEs localizadas nas regiões Sul e Sudeste e no Distrito Federal, expressando-as em termos de média, desvio padrão e mediana (Tabela 2.5). Alguns pontos devem ser considerados a respeito dessas informações: (i) a autora trabalhou com dados agrupados de diversas ETEs, sem separação por tipo de tratamento ou condicionamento do lodo; (ii) pode-se observar grande variabilidade dos resultados, expressa pelos valores de desvio padrão; (iii) pela forma como foram apresentados

os resultados referentes à presença de ovos de helmintos, a pesquisa não parece ter considerado a viabilidade dos mesmos.

Tabela 2.5 – Concentrações de patógenos e indicadores em biossólidos gerados por diferentes processos de tratamento de lodo no Brasil (2000-2001).

Parâmetro	Média (NMP)	Desvio padrão (NMP)	Mediana (NMP)
Coliformes termotolerantes	$2,03 \times 10^4$	$3,94 \times 10^5$	$3,78 \times 10^4$
<i>Salmonella</i> sp	1,00	1,73	0,00
Ovos de helmintos	13,47	18,66	6,94

Fonte: Machado (2001)

Como já citado no Capítulo 1, em experimentos de secagem de lodo em estufa conduzido em Franca-SP, Comparini (2001) observou concentrações de *E. coli* quase sempre inferiores a 10^3 NMP.(gST)⁻¹, reduções de ovos de helmintos de 99 e 100% nas contagens de ovos totais e viáveis, respectivamente, níveis não detectados de bacteriófagos e presença de bactérias do gênero *Salmonella* em 25% das análises realizadas ao final do tratamento. Lima (2010) caracterizou o biossólido produzido por secagem em estufa na Região Metropolitana da Grande Vitória, relatando concentrações de *E. coli* da ordem de 10 NMP.(gST)⁻¹ e de ovos viáveis de helmintos entre 0,06 a 0,13 ovos.(gST)⁻¹ ao final do tratamento.

Em estudo realizado na região metropolitana do Rio de Janeiro, Volschan et al. (2001) reuniram informações sobre a qualidade dos lodos provenientes das ETES da Penha e da Ilha do Governador, digeridos anaerobiamente em dois estágios e desidratados por centrifugação. Os autores reportaram populações de coliformes termotolerantes de 10^5 a 10^6 NMP.(gST)⁻¹, além da não detecção de *Salmonella* spp., ovos de helmintos, vírus entéricos e protozoários.

Em pesquisa desenvolvida com o lodo gerado na ETE Lages, localizada em Goiânia-GO, Rocha (2009) avaliou ao longo de 120 dias a qualidade do lodo submetido à estabilização alcalina. Foi observada eficiência de remoção de coliformes termotolerantes entre 99,95% a 99,99% e os ovos viáveis de helmintos variaram de valores não detectados a 1,59 ovos.(gST)⁻¹, independentemente do tempo de estocagem após a adição de cal (hidratada ou virgem).

Sato et al. (2011) avaliou amostras de biossólidos provenientes de seis ETES no Estado de São Paulo durante o ano de 2009. A concentração média observada nas amostras foi de 2,23 UFP.g⁻¹. Considerando que a recuperação média da técnica foi de 17,24%, a concentração média foi corrigida para 12,96 UFP.g⁻¹.

2.5.2. Demanda de nutrientes e ciclos de culturas anuais e hortícolas

A quantidade de lodo a ser aplicada é função da necessidade nutricional da espécie a ser cultivada, da qualidade agronômica do biofóssido e das características do solo onde este será aplicado. Além disso, a fim de evitar riscos de lixiviação, a taxa de aplicação não deve superar a quantidade demandada pela cultura. Por outro lado, deve-se observar que os nutrientes muitas vezes não se apresentam na forma prontamente assimilável. Na ausência de informações específicas, pode-se admitir que 50% dos nutrientes estariam disponíveis para a primeira cultura após a aplicação de biofóssidos (ANDREOLI et al., 2001).

Nas tabelas 2.6, 2.7 e 2.8 são apresentadas recomendações de adubação em termos de nutrientes (NPK) para culturas anuais, perenes e de olerícolas nos estados de Minas Gerais e São Paulo. A Tabela 2.9 apresenta ciclos de cultivo típicos de hortaliças

Tabela 2.6 - Recomendações para culturas anuais de nitrogênio, e de fósforo e potássio para diferentes teores destes dois nutrientes no solo, segundo o sistema adotado no Estado de Minas Gerais.

Cultura	N ⁽¹⁾	P ₂ O ₅		K ₂ O	
		Baixo teor	Alto teor	Baixo teor	Alto teor
		----- kg.ha ⁻¹ -----			
Cana-de-açúcar	60	120,0 - 150,0	40,0 - 50,0	120,0 - 160,0	60,0 - 80,0
Feijão	20 - 40	70,0 - 110,0	30,0 - 70,0	30,0 - 50,0	20,0 - 60,0
Mandioca	40	80,0	20,0	60,0	20,0
Milho	70 – 160	80,0 - 120,0	30,0 - 70,0	50,0 - 90,0	20,0 - 60,0
Soja	0	120,0	40,0	120,0	40,0

(1) A dose recomendada corresponde à soma das quantidades aplicadas no plantio e de cobertura.

Fonte: Novais (2010)

Tabela 2.7 – Recomendações para culturas anuais de nitrogênio, e de fósforo e potássio para diferentes teores destes dois nutrientes no solo, segundo o sistema adotado no Estado de São Paulo.

Cultura	N ⁽¹⁾	P ₂ O ₅		K ₂ O	
		Baixo teor	Alto teor	Baixo teor	Alto teor
	----- kg.ha ⁻¹ -----				
Cana-de-açúcar	75	180,0	60,0	150,0	0,0
Feijão	50	70,0	10,0	50,0	10,0
Mandioca	20	80,0	20,0	60,0	20,0
Milho	60	80,0	30,0	70,0	20,0
Soja	0	80,0	20,0	70,0	20,0

(1) A dose recomendada corresponde à soma das quantidades aplicadas no plantio e de cobertura.

Fonte: Novais (2010)

Tabela 2.8 - Recomendações para culturas hortícolas de nitrogênio, e de fósforo e potássio, para teores baixos destes dois nutrientes no solo, segundo o sistema adotado no Estado de Minas Gerais.

Cultura	N	P ₂ O ₅	K ₂ O ⁽²⁾
	----- kg.ha ⁻¹ -----		
Alface	150	400,0	120,0
Alho	80	80,0	80,0
Batata doce	60	60,0	90,0
Batata inglesa	190	420,0	350,0
Beterraba	100	300,0	240,0
Cebola	120	300,0	180,0
Cebolinha	160	200,0	120,0
Cenoura	120	400,0	320,0
Couve-flor	150	300,0	240,0
Pepino	120	300,0	250,0
Pimentão	150	300,0	240,0
Repolho	150	400,0	240,0
Tomate rasteiro	120	600,0	200,0
Tomate tutorado	400	1250,0	800,0

Fonte: Novais (2010)

Tabela 2.9 - Ciclos de cultivo de hortaliças.

Hortaliça	Ciclo (dias)	Hortaliça	Ciclo (dias)
Alface	50 – 80	Couve	45 – 60
Alho	150 – 180	Pepino	100 – 120
Beterraba	60 – 70	Pimentão	90 – 110
Cebola	120 – 180	Repolho	90 – 110
Cebolinha	80 – 100	Salsa	60 – 70
Cenoura	85 - 110	Tomate	100 – 120

Fonte: Embrapa (2010)

Ribeiro et al. (1999) destacam que para cultivar hortaliças, em geral, o solo necessita receber calagem, adubação orgânica, macro e micronutrientes. O autor descreve, ainda, a dinâmica da mineralização dos nutrientes aplicados via compostos orgânicos e resume as quantidades comumente utilizadas desses compostos. Para cultivo de alfaces, os autores sugerem que sejam incorporados 50 t.ha⁻¹ de esterco de curral ou 12 t.ha⁻¹ de esterco de galinha curtido ao solo dos canteiros; o que deve ser seguido de adubação mineral (NPK) segundo as quantidades descritas na Tabela 2.10.

Tabela 2.10 - Recomendações de adubação mineral para cultivo de alface.

Disponibilidade de P ou de K	Dose total		
	P ₂ O ₅	K ₂ O	N
Baixa	400 kg.ha ⁻¹	120 kg.ha ⁻¹	150 kg.ha ⁻¹
Média	300 kg.ha ⁻¹	90 kg.ha ⁻¹	150 kg.ha ⁻¹
Boa	100 kg.ha ⁻¹	60 kg.ha ⁻¹	150 kg.ha ⁻¹
Muito boa	50 kg.ha ⁻¹	0 kg.ha ⁻¹	150 kg.ha ⁻¹

Fonte: adaptado de Ribeiro et al. (1999).

Com relação ao cultivo de cenoura, Ribeiro et al. (1999) sugerem a adição 30 a 40 t.ha⁻¹ de esterco de curral curtido ou 10 a 13 t.ha⁻¹ de esterco de galinha curtido, sendo a quantidade maior para solos arenosos. Além disso, deve-se aplicar adubação mineral (NPK), segundo a Tabela 2.11.

A respeito do parcelamento da adubação, deve-se aplicar no ato do plantio 30, 40 e 100% das quantidades totais recomendadas de nitrogênio, potássio e fósforo, respectivamente. O restante do nitrogênio e do potássio (70 e 60% respectivamente) deve ser aplicado em duas coberturas, aos 20 e aos 40 dias.

Tabela 2.11 - Recomendações de adubação mineral para cultivo de cenoura em função da disponibilidade de nutrientes e da textura do solo.

Disponibilidade de P ou de K	Textura do solo			Dose total	
	Argilosa	Média	Arenosa		
	P ₂ O ₅			K ₂ O	N
Baixa	400 kg.ha ⁻¹	320 kg.ha ⁻¹	240 kg.ha ⁻¹	320 kg.ha ⁻¹	120 kg.ha ⁻¹
Média	320 kg.ha ⁻¹	240 kg.ha ⁻¹	160 kg.ha ⁻¹	240 kg.ha ⁻¹	120 kg.ha ⁻¹
Boa	240 kg.ha ⁻¹	160 kg.ha ⁻¹	80 kg.ha ⁻¹	160 kg.ha ⁻¹	120 kg.ha ⁻¹
Muito boa	160 kg.ha ⁻¹	80 kg.ha ⁻¹	0 kg.ha ⁻¹	80 kg.ha ⁻¹	120 kg.ha ⁻¹

Fonte: adaptado de Ribeiro et al (1999)

Em exercício de estimativa da quantidade de bioossólidos (tratados por estabilização alcalina) que seria necessária para suprir a demanda nutricional de cultivo de milho, Andreoli et al. (2001) chegaram ao valor de 26,5 toneladas de bioossólido por hectare. Se considerada a incorporação do material a 20 cm de profundidade e densidade do solo de 1,5 g.cm⁻³ (ROWELL, 1997), esse valor corresponderia a um fator de diluição de aproximadamente 1:110 (m/m), ou, de outra forma, 0,91% do solo sendo constituído por bioossólidos.

Nos trabalhos já descritos sobre aplicação de AQRM para estimar riscos associados ao uso do bioossólido, Gerba et al. (2002) consideraram aplicação de 10

toneladas de biossólido por hectare; e em outro trabalho, Gerba et al. (2008) adotaram taxa de aplicação de biossólidos de 22,4 t.ha⁻¹. Sato et al. (2010) calcularam riscos para taxas de aplicação variando de 2 a 30 t.ha⁻¹. Bastos et al. (2009a) consideraram 6 tST.ha⁻¹.ano⁻¹, e, por fim, Gale (2003) utilizou taxas de aplicação de biossólidos de 6,57 tST.ha⁻¹.ano⁻¹.

2.5.3. Decaimento natural de organismos patogênicos no solo

De modo geral, ovos de helmintos podem permanecer viáveis por dois a três anos em solos irrigados; entretanto, devido ao fato de serem muito sensíveis à dessecação, ovos de *Ascaris lumbricoides* não mantêm sua viabilidade por mais que seis meses e vírus e bactérias não sobrevivem mais que três meses em solos de países de clima tropical favoráveis (THOMAZ-SOCCOL e PAULINO, 2000). A Tabela 2.12 traz informações sintetizadas pela USEPA (2003) sobre a sobrevivência de microrganismos patogênicos no solo e na superfície de plantas.

Tabela 2.12 - Tempo de sobrevivência de organismos patogênicos no solo e sobre a superfície de plantas.

Patógeno	Solo	Plantas
Bactéria	2 meses – 1 ano	1 – 6 meses
Vírus	3 meses – 1 ano	1 – 2 meses
Cistos de protozoários	2 – 10 dias	2 – 5 dias
Ovos de helmintos	2 – 7 anos	1 – 5 meses

Fonte: USEPA (2003).

Em experimento de avaliação do decaimento de bactérias patogênicas no solo, Hutchison et al. (2004) inocularam *Salmonella*, *Listeria*, *Campylobacter* spp. e *Escherichia coli* O157 em resíduos animais e, em seguida, aplicaram o material no solo. As concentrações iniciais de patógenos medidas foram de 10⁶ UFC.(gST)⁻¹ e o decaimento microbiano foi avaliado durante 16 dias em estações distintas (primavera e inverno). Os resultados referentes à aplicação de resíduos de bovinos mostraram decaimentos de *Salmonella* spp. de 0,89 a 3,98 log₁₀ e de 0,0 a 1,06 log₁₀ na primavera e no inverno, respectivamente; em dejetos de suínos o decaimento dessa bactéria variou de 0,79 a 2,44 log₁₀ na primavera e de 2,0 a 5,20 log₁₀ no inverno. Quanto às inoculações de *Campylobacter* spp., o decaimento variou de 0,86 a 4,03 e de 1,59 a 2,55 log₁₀ quando aplicados dejetos de bovinos na primavera e no inverno, respectivamente; e quando aplicados resíduos de suínos, o decaimento variou de 0,63 a 2,26 e de 0,92 a 1,14 log₁₀ na primavera e no inverno, respectivamente (HUTCHISON et al. 2004).

Na Tabela 2.13 são apresentadas informações sobre decaimento de patógenos no solo após aplicação de dejetos de animais ou esgotos sanitários reunidas por Dias (2012).

Tabela 2.13 - Decaimento microbiano em solos e em dejetos animais dispostos no solo.

Patógeno	Matriz	Decaimento	Referência
<i>Salmonella</i> spp.	Dejetos de bovinos dispostos no solo	0,89 - 3,98 log ₁₀ (2 semanas na primavera)	Hutchison et al. (2004)
		0 - 1,06 log ₁₀ (inverno - 16 dias)	
	Dejetos de suínos dispostos no solo	0,79 - 2,44 Log ₁₀ (2 semanas na primavera)	Bastos e Mara (1995) ⁽¹⁾
		2 - 5,2 log ₁₀ (2 semanas no inverno)	
	Irrigação com esgotos sanitários	0,246 < K < 1,008	
<i>Campylobacter</i> spp	Solo	0,63 - 2,26 log ₁₀ (primavera 16 dias)	Hutchison et al. (2004)
		0,92 - 1,14 (2 semanas no inverno)	
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Solo com argila a 20 °C	K ₂₀ = 0,0111.d ⁻¹	Jenkins (2002)
	Solo a 20°C	0,0135 < K ₂₀ < 0,0151.d ⁻¹	Davies (2005)
	Solo	K = 0,027.d ⁻¹	Olson (1999)
	Solo a 20°C	K ₂₀ = 0,011.d ⁻¹	Peng et al. (2008)
	Solo a 30°C	K ₃₀ = 0,076.d ⁻¹	
Poliovírus tipo 1, Echovírus tipo 1	Amostras de solo com aplicação viral diluída no esgoto	0,11 e 0,52 log ₁₀ .	Hurst et al. (1980)

Fonte: Dias (2012).

No estudo já citado de Bastos et al. (2009a) sobre AQRM aplicada ao uso agrícola de bioossólidos, os autores admitiram decaimento natural no solo de 2 log₁₀ de salmonela e de 1 log₁₀ de protozoários e de vírus, com base no trabalho de Gale (2003) e no pressuposto de que culturas como alface, couve e cenoura têm ciclos de aproximadamente 45-60 dias. Em contrapartida, Bastos et al. (2009) não consideraram qualquer decaimento de ovos de helmintos, dado o conhecimento de sua prolongada sobrevivência no solo, conforme relatado por Feachem et al. (1983).

Ainda sobre o decaimento no solo, Gale (2003) cita o trabalho de Watkins e Sleath (1981), que mostrou redução de *Salmonella* de 2 log₁₀ durante cinco semanas em solos adubados com lodo bruto, e os trabalhos de Watson (1980) e Andrews et al. (1983), os quais descrevem reduções similares. O próprio Gale, em seu modelo de AQRM aplicado ao uso agrícola de bioossólidos, considera decaimento de 2 log₁₀

para *Salmonella* em cinco semanas e, com base nos trabalhos de Whitmore e Robertson (1995) e Olson et al. (1999), decaimento de 1 log₁₀ para oocistos de *Cryptosporidium*.

2.5.4. Quantidade de solo presente nas culturas

No acima citado modelo de AQRM de Gale (2003), foi assumido que o solo represente 2% (m/m) das culturas de raiz.

Bastos et al. (2009) admitiram que cada kg de alface e cenoura contenham, respectivamente, 2 e 20 g de solo, valores esses muito similares aos obtidos no experimento relatado no Capítulo I, no qual foi medida a quantidade de solo aderida às alfaces e cenouras imediatamente após a colheita, sem qualquer processo de lavagem.

2.5.5. Remoção de patógenos por processos de higienização de hortaliças

Segundo documento publicado pela OMS (WHO, 2006a), a lavagem vigorosa de hortaliças de superfície rugosa com água de torneira pode reduzir o teor de bactérias em pelo menos 1 unidade logarítmica e, no caso das culturas de superfície lisa, em pelo menos de 2 unidades logarítmicas. Também é indicado que outras medidas de preparação alimentos, como o descascamento de frutas e tuberosas e a lavagem com solução desinfetante ou detergente (como hipoclorito ou detergente líquido) seguida do enxágue com água de torneira, pode reduzir as quantidades de patógenos em 1 a 2 unidades logarítmicas. A Tabela 2.14 mostra valores de remoção de patógenos possíveis de serem alcançados através de medidas de preparação de alimentos.

Tabela 2.14 - Remoção de organismos patogênicos alcançada por medidas de preparação de alimentos.

Medida de controle	Redução de patógenos (unidades log ₁₀)	Observações
Lavagem com água	1	Lavagem de hortaliças, legumes e frutas com água limpa
Desinfecção	2	Lavagem de hortaliças, legumes e frutas com solução de desinfetante fraco e enxágue com água limpa
Descascamento	2	Frutas e tuberosas
Cozimento	6-7	Imersão dos alimentos em água fervente ou próximo à ebulição até o cozimento garante a destruição dos patógenos.

Fonte: WHO (2006a).

Amoah et al. (2007), em Gana, pesquisaram como diferentes métodos de lavagem e desinfecção de hortaliças influenciam a redução de coliformes termotolerantes e de ovos de helmintos. Os autores observaram que a lavagem de verduras em uma bacia com água reduziu de 1 a 1,4 $\log_{10}$ os níveis de C_t e o número de ovos de helmintos pela metade ou mais. Foi demonstrado que a eficácia da lavagem de alface em água corrente depende do tempo de lavagem, sendo que, em dois minutos foi alcançada remoção de 2,2 $\log_{10}$ de C_t e redução do número de ovos de helmintos de cerca de 9 para 1 ovo por 100 g. Quanto à utilização de soluções desinfetantes, foi demonstrado que remoção de 0,3 a 2,1 $\log_{10}$ de C_t é alcançada somente com a imersão de alface em solução de NaCl e que redução de C_t de 0,2 a 4,7 $\log_{10}$ é observada quando utilizada solução com vinagre. Resultados semelhantes foram obtidos por Bonilha e Falcão (1994), analisando 50 amostras de alface lavadas e não lavadas em água corrente em dez locais de produção no Brasil (Tabela 2.15).

Tabela 2.15 - Bactérias do grupo coliforme em águas de irrigação e na lavagem da alface com água corrente, valores médios de 50 amostras.

Microrganismo	Água de irrigação (NMP/100 ml)	Alface não lavada (NMP/g)	Alface lavada (NMP/g)	Remoção (%)
Coliformes totais	3.35×10^4	8.22×10^3	9.82×10^2	81.4
Coliformes termotolerantes.	4.30×10^2	2.40×10^1	0.64	99.9
<i>E. coli</i>	1.5×10^2	7.40	Não detectada	97.4

Fonte: Bonilha e Falcão (1994).

2.5.6. Consumo de hortaliças no Brasil

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) publica periodicamente, no âmbito da Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF), dados de aquisição *per capita* de diversos produtos alimentícios por grandes regiões, unidades de federação, renda, situação do domicílio, forma de aquisição etc. (IBGE, 2010). São apresentadas na Tabela 2.16 informações da POF 2008-2009 sobre as quantidades *per capita* de hortaliças adquiridas por unidade de federação e agrupadas pelos seguintes grupos: tuberosas (beterraba, cebola e cenoura); folhosas (alface, cheiro verde, couve e repolho) e frutosas (pepino, pimentão e tomate). Pode-se notar que os valores referentes às regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste são nitidamente mais elevados que os relativos às regiões Norte e Nordeste. Na Tabela 2.17 notam-se também grandes diferenças entre as quantidades adquiridas por classes de renda.

Cabe esclarecer que os dados do IBGE se referem às quantidades de hortaliças adquiridas pela população, e não necessariamente consumidas. Nota-se, entretanto, que os valores são, em geral, baixos, por exemplo, os valores referentes à aquisição de tuberosas na região Sudeste ou de folhosas na região Nordeste: cerca de 1 kg por pessoa por ano.

Tabela 2.16 - Aquisição alimentar domiciliar *per capita* anual de hortaliças (tuberosas, folhosas e frutosas) e população residente por Unidades de Federação e Grandes Regiões, 2008-2009.

Unidades de Federação	População residente		Aquisição alimentar domiciliar <i>per capita</i> anual (kg)		
	Total	Relativa (%)	Tuberosas	Folhosas	Frutosas
Brasil	190519297	100.0	2,034	2,484	5,976
Norte	15395472	8,1	1,171	1,933	4,530
Rondônia	1522477	0,8	1,889	2,875	5,955
Acre	695663	0,4	1,202	2,845	2,952
Amazonas	3416018	1,8	0,624	0,952	3,192
Roraima	423876	0,2	0,593	1,695	3,969
Pará	7400358	3,9	1,139	1,915	4,650
Amapá	630045	0,3	0,904	3,505	4,276
Tocantins	1307035	0,7	2,243	2,335	6,835
Nordeste	53655437	28,2	1,707	1,374	5,991
Maranhão	6421278	3,4	0,756	1,125	6,308
Piauí	3173012	1,7	1,266	1,526	6,636
Ceará	8501926	4,5	1,321	1,382	3,531
Rio Grande do Norte	3164077	1,7	2,100	0,938	4,813
Paraíba	3803817	2,0	2,094	0,946	5,106
Pernambuco	8768175	4,6	1,824	1,060	6,603
Alagoas	3183338	1,7	0,845	0,435	3,898
Sergipe	2036705	1,1	2,189	1,631	8,200
Bahia	14603109	7,7	2,31	2,013	7,411
Sudeste	80005167	42,0	2,171	2,694	5,629
Minas Gerais	19960508	10,5	2,297	3,047	4,923
Espírito Santo	3457406	1,8	1,433	2,573	4,797
Rio de Janeiro	15720621	8,3	2,540	2,141	5,293
São Paulo	40866632	21,5	2,032	2,745	6,173
Sul	27624015	14,5	2,535	4,242	7,252
Paraná	10634122	5,6	2,005	3,421	6,632
Santa Catarina	6112273	3,2	2,279	4,301	6,219
Rio Grande do Sul	10877620	5,7	3,197	5,012	8,440
Centro-Oeste	13839206	7,3	2,468	2,684	6,931
Mato Grosso do Sul	2380253	1,2	2,555	3,309	7,788
Mato Grosso	3024273	1,6	1,981	2,360	6,034
Goiás	5894903	3,1	2,514	2,815	7,249
Distrito Federal	2539777	1,3	2,861	2,178	6,754

Nota: apesar de oficialmente reconhecida como hortaliça frutosa, a cebola foi aqui agrupada junto às tuberosas devido à maior semelhança em termos de potencial de contaminação.

Fonte: adaptado de IBGE (2010).

Tabela 2.17 - Aquisição alimentar domiciliar *per capita* anual de hortaliças (tuberosas, folhosas e frutosas) e população residente por classes de rendimento total e variação patrimonial mensal familiar, segundo os produtos; e residente por Grandes Regiões, 2008-2009.

Classe de rendimento total e variação patrimonial mensal familiar (R\$)	População		Aquisição alimentar domiciliar <i>per capita</i> anual (kg)		
	Total	Relativa (%)	Tuberosas	Folhosas	Frutosas
Total Norte	15395472	8.08	1,171	1,933	4,530
Até 830 ⁽¹⁾	4063692	2.13	0,471	1,054	2,969
Mais de 830 a 1245	3123887	1.64	0,662	1,405	3,830
Mais de 1245 a 2490	4743676	2.49	1,202	1,905	4,456
Mais de 2490 a 4150	1878717	0.99	1,868	2,825	6,211
Mais de 4150 a 6225	776049	0.41	2,784	3,542	7,241
Mais de 6225	809452	0.42	3,302	4,898	9,006
Total Nordeste	53655438	28.16	1,707	1,374	5,991
Até 830 ⁽¹⁾	19845144	10.42	0,905	0,746	4,061
Mais de 830 a 1245	11728385	6.16	1,544	1,278	6,093
Mais de 1245 a 2490	13391014	7.03	1,918	1,470	6,778
Mais de 2490 a 4150	4380627	2.30	3,117	2,379	8,317
Mais de 4150 a 6225	1886630	0.99	3,558	2,784	7,854
Mais de 6225	2423636	1.27	3,909	3,553	11,307
Total Sudeste	80005167	41.99	2,171	2,694	5,629
Até 830 ⁽¹⁾	8884414	4.66	1,412	1,818	2,704
Mais de 830 a 1245	11182961	5.87	1,662	2,499	4,393
Mais de 1245 a 2490	25405947	13.34	1,851	2,703	5,107
Mais de 2490 a 4150	16410576	8.61	2,722	2,768	6,264
Mais de 4150 a 6225	8020203	4.21	2,589	2,922	6,541
Mais de 6225	10101066	5.30	2,987	3,354	9,127
Total Sul	27624015	14.50	2,535	4,242	7,252
Até 830 ⁽¹⁾	3107430	1.63	1,370	2,771	4,481
Mais de 830 a 1245	3644363	1.91	1,765	3,916	6,148
Mais de 1245 a 2490	9437987	4.95	2,247	4,034	6,385
Mais de 2490 a 4150	5650935	2.97	2,926	4,853	7,914
Mais de 4150 a 6225	2860379	1.50	3,384	5,160	8,745
Mais de 6225	2922918	1.53	4,081	4,802	11,641
Total Centro-Oeste	13839206	7.26	2,468	2,684	6,985
Até 830 ⁽¹⁾	2456649	1.29	1,365	1,721	4,491
Mais de 830 a 1245	2377795	1.25	1,914	1,994	5,218
Mais de 1245 a 2490	4472495	2.35	2,295	2,803	6,739
Mais de 2490 a 4150	2094260	1.10	3,097	3,365	8,132
Mais de 4150 a 6225	1021569	0.54	3,418	3,142	8,958
Mais de 6225	1416439	0.74	4,246	3,791	11,941

(1) Inclusive sem rendimento.

Nota: apesar de oficialmente reconhecida como hortaliça frutosa, a cebola foi aqui agrupada junto às tuberosas devido à maior semelhança em termos de potencial de contaminação.

Fonte: adaptado de IBGE (2010).

2.5.7. Frequência de exposição dos agricultores e ingestão acidental de partículas de solo ou biossólido

Em estudo de AQRM aplicada à irrigação com esgotos sanitários, Mara et al. (2007) propuseram os seguintes cenários teóricos de exposição para trabalhadores durante atividades agrícolas: ingestão de 1-10 mg de solo contaminado por pessoa por dia para a agricultura altamente mecanizada e 10-100 mg por pessoa por dia no caso de agricultura intensiva. Em ambos os casos, devido à falta de informações, os autores assumiram que as variações dentre os intervalos acima citados seguissem uma determinada distribuição. Ressalta-se que esses cenários foram utilizados na atualização das diretrizes da OMS para o os agrícola de águas residuárias da OMS (WHO, 2006a) e têm sido utilizados em vários outros estudos de AQRM.

Em estudo de AQRM aplicado ao uso de lodo de esgotos, Eisenberg (2008) considera dois cenários: um que considera o trabalhador exposto cinco dias por semana durante 260 dias no ano com ingestão involuntária de 100 mg.d⁻¹; outro que faz referência ao volume total de biossólido manuseado, sendo considerada a ingestão de 100 mg a cada 1.000 kg de biossólidos aplicado no solo (EISENBERG, 2006).

A ingestão acidental de solo, como resultado de atividades em que a mão é levada à boca é função do tipo de atividade e idade. Em revisão de literatura, LaGoy (1987) propôs os valores de taxas de ingestão por faixa etária listados na Tabela 2.18.

Tabela 2.18 - Estimativa de taxas de ingestão involuntária de solo por faixa etária.

Idade	Peso médio (kg)	máximo (mg.d ⁻¹)	médio (mg.d ⁻¹)
0-1 ano	10	250	50
1-6 anos	15	500	100
6-11 anos	30	250	50
Acima de 11 anos	70	100	50

Fonte: LaGoy (1987).

LaGoy (1987) sugere que um valor de 25 mg.d⁻¹ seja provavelmente uma estimativa razoável de ingestão de solo para adultos que não desenvolvem atividades de levar a mão à boca frequentemente (por exemplo, fumantes).

Com base no trabalho de Hawley (1985), um valor de 50 mg.d⁻¹ foi sugerido como estimativa da taxa média de ingestão de solo para as pessoas que levam frequentemente a mão à boca, ou aqueles que estão em contato direto com solo

(como trabalhadores da construção civil e jardineiros). Um valor de 25 mg.d^{-1} foi sugerido, novamente, como uma "estimativa razoável da taxa média de ingestão de solo para adultos".

Revisão de literatura mais abrangente e crítica sobre as taxas de ingestão de solo é apresentada por Finley et al. (1994). Esses autores acreditaram que o grupo com maior probabilidade de ingerir quantidade significativa de solo são as crianças de 2 a 5 anos de idade, sendo que as estimativas de taxas de ingestão estimadas em faixas tão amplas quanto 25 a 10 g.d^{-1} (Tabela 2.19).

Tabela 2.19 - Níveis estimados de ingestão de solo relatados na literatura.

Referência	Idade	Nível (mg.d^{-1})	Comentários
Lepow et al. (1975)	43 anos (media)	100	Baseado em observações da quantidade de solo nas mãos e ato de levar a mão à boca
Duggan e Williams (1977)	2-6 anos	25	Baseado na quantidade de solo nas mãos e ato de levar a mão à boca
Schaum (1984)	2-6 anos	100-5.000	Baseado em Lepow et al. (1975) e um estudo sobre crianças na 'fase oral'
Kimbrough et al. (1984)	0-9 meses	0	Baseado em estimativas de quantidade de solo nas mãos e ato de levar a mão à boca
	9-18 meses	1.000	
	1,5-3,5 anos	10.000	
	3,5-5 anos	1.000	
	Acima de 5 anos	100	
Hawley (1985)	2,5 anos	165	Baseado nas estimativas de ingestão de solo e sujeira
	6 anos	24	
	adultos	61	

Fonte: LaGoy (1987).

Recomendações da USEPA sugerem 200 mg.d^{-1} como uma estimativa conservadora da taxa "média" de ingestão de solo para crianças. Com base no estudo de Calabrese et al., Finley et al. (1994) construíram uma distribuição empírica para a ingestão de solo diária por crianças com valores médio e máximo de 21 e 1.391 mg.d^{-1} e os seguintes quantis: mediana (16 mg.d^{-1}), 5% (70 mg.d^{-1}), 10% (35 mg.d^{-1}), 90% (67 mg.d^{-1}) e 95% (110 mg.d^{-1}). Essa distribuição foi, então, truncada em 0 mg.d^{-1} (aproximadamente o percentil 36%)(Figura 2.1).

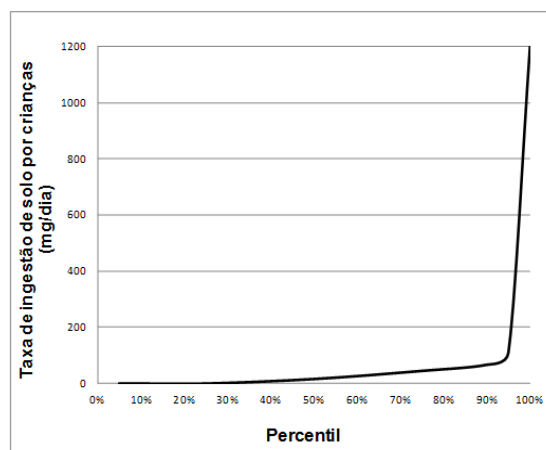


Figura 2.1 - Função distribuição acumulada de taxas de ingestão de solo por crianças (mg.d^{-1}).

Fonte: Finley et al. (1994).

Embora Finley et al. (1994) acreditem que esses dados representam a melhor informação disponível para o desenvolvimento de uma distribuição para as taxas de ingestão de solo por crianças, esses autores apontam algumas limitações que devem ser reconhecidas ao se utilizar essa distribuição na avaliação de risco, tais como: (i) a distribuição é baseada em condições específicas; e (ii) a distribuição é estendida drasticamente até o limite superior, com máximo de 1.391 mg.d^{-1} , que é mais do que uma ordem de grandeza superior ao percentil 95% (110 mg.d^{-1}). Como resultado, Finley et al. (1994) sugerem que é provável que a distribuição proposta superestime as taxas de ingestão de solo e que essa deva ser considerada amplamente conservadora para as crianças com idades entre 1-4 anos.

Finley et al. (1994) sugerem ainda que não há de fato dados quantitativos confiáveis para estimar as taxas de ingestão de solo por adultos e mencionam o valor de 100 mg.d^{-1} encontrado em recomendações de avaliação de risco da EPA, o qual é baseado, principalmente na estimativa de 65 mg.d^{-1} , obtida por Hawley (1985).

3. MATERIAL E MÉTODOS

A AQRM foi aplicada segundo duas perspectivas. A primeira envolveu estimativas de riscos aos consumidores de hortaliças produzidas com uso de biofossólidos e aos agricultores envolvidos em atividades de aplicação do material ou de manejo do sistema solo-planta. Para isso, foram formulados modelos de estimativa de riscos associados ao uso agrícola de três “classes” de biofossólidos (definidas no item 3.1).

A segunda abordagem consistiu na estimativa, a partir da aplicação das restrições de uso estipuladas pela Resolução Conama 375/2006, das concentrações de patógenos no biossólido que resultariam em níveis de risco tidos como toleráveis, abordagem essa utilizada nas diretrizes da OMS para uso agrícola de esgotos sanitários (WHO, 2006).

Em ambas as abordagens (estimativas de risco e das concentrações de patógenos) os cálculos foram realizados por modelagem estocástica com o intuito de incorporar as incertezas acerca das variáveis consideradas nos modelos. Para tanto, foram atribuídas faixas de variação e distribuições de probabilidades para as variáveis de entrada e, em seguida, o modelo foi simulado repetidamente (10.000 iterações) por meio da amostragem aleatória Hipercubo Latino utilizando o programa @Risk 5.7.

Os microrganismos contemplados nos modelos relativos à primeira abordagem foram *Salmonella* spp., rotavírus, *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp. e *Ascaris lumbricoides*. A escolha se deu devido à importância desses organismos em termos de saúde pública e à ocorrência frequente em amostras de lodo ou biossólidos. Quanto à segunda abordagem, trabalhou-se apenas com *Campylobacter* spp., rotavírus e *Cryptosporidium parvum*, microrganismos adotados como patógenos-referência pela OMS (WHO, 2006a).

Quanto ao cálculo das probabilidades de risco referentes a uma única exposição, foram utilizados os modelos dose-resposta exponencial (Equação 2.4) e beta-Poisson (Equação 2.5), o primeiro para riscos de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium* e o segundo para riscos de infecção por *Salmonella*, rotavírus e *Ascaris lumbricoides*. A Tabela 2.20 traz um resumo dos parâmetros dos modelos utilizados (α , β , r e DI_{50}) e suas respectivas referências. A fim de considerar, de alguma forma, as incertezas associadas aos parâmetros das relações dose-resposta, foram atribuídas variações de $\pm 25\%$ em torno dos valores de DI_{50} , α e r , critério adotado anteriormente por Mara et al. (2007).

Tabela 2.20 - Resumo dos modelos de dose-resposta assumidos para as estimativas de risco.

Patógeno	Modelo	Parâmetros	Referência
<i>Salmonella</i> (non-typhi)	β –Poisson	$\alpha = 0,3136$; $\beta = 3007,9$; $DI_{50} = 24420$	FAO/WHO (2000)
<i>Campylobacter jejuni</i>	β –Poisson	$\alpha = 0,15$; $\beta = 7,903$; $DI_{50} = 795$	Teunis et al. (1999)
Rotavírus	β –Poisson	$\alpha = 0,253$; $\beta = 0,422$; $DI_{50} = 6,11$	Teunis et al. (1996)
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Exponencial	$r = 4,01 \times 10^{-3}$; $DI_{50} = 173,2$	Teunis et al. (1996)
<i>Giardia duodenalis</i>	Exponencial	$r = 0,0199$; $DI_{50} = 34,8$	Teunis et al. (1996)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	β –Poisson	$\alpha = 0,104$; $\beta = 1,096$; $DI_{50} = 859$	Navarro et al. (2009)

Calculados os riscos decorrentes de uma única exposição, esses foram extrapolados para múltiplas exposições (risco anual) através da Equação 2.7.

Por fim, análise de sensibilidade foi utilizada para identificação das variáveis de entrada do modelo de AQRM cujas variações são determinantes na estimativa da variável de saída (risco). Tal avaliação foi feita com base nas medidas de correlação de Spearman (entre as variáveis de entrada e a estimativa do risco) utilizando o programa @Risk 5.7.

3.1. Estimativa de riscos aos consumidores de hortaliças e aos agricultores

A fim de estimar riscos associados ao uso agrícola de biossólidos (aos consumidores e agricultores), foram construídos modelos de exposição com dados provenientes de experimentos conduzidos na UFV (ver capítulo 1) e informações de literatura, sempre buscando representar a realidade brasileira. Os modelos de AQRM foram construídos com base em três classes de qualidade microbiológica de biossólidos, definidas a partir da fundamentação descrita a seguir.

De acordo com a Resolução Conama 375/2006, biossólidos Classe B seriam obtidos com emprego de 'Processos de Redução Significativa de Patógenos'. Entretanto, alguns desses processos, tais como estabilização com cal e compostagem, podem muito bem produzir biossólidos de qualidade superior à Classe A. Por outro lado, alguns dos 'Processos de Redução Adicional de Patógenos', requeridos para a produção de biossólidos Classe A, podem, eventualmente, apresentar oscilações de desempenho com comprometimento da qualidade Classe A. Outros processos, por exemplo, a secagem em estufa, ainda não são oficialmente incorporados nas regulamentações, e apresentam potencial para produzir biossólido Classe A, mas estão também sujeitos à oscilação de desempenho. Por tudo isso, optou-se, para efeito da estimativa de riscos, por imaginar uma classe de qualidade intermediária, entre as Classes A e B da Resolução Conama 375/2006. Como essa resolução não abrange todos os patógenos aqui considerados, as composições das três classes foram complementadas com dados de literatura, essencialmente aqueles compilados por Bastos et al. (2009a) para lodos digerido e caleado.

Assim, a Classe 1 representaria o biossólido produzido a partir dos 'Processos de Redução Adicional de Patógenos', mencionados na Resolução Conama 375/2006. As concentrações máximas assumidas para essa classe foram os próprios valores limites de biossólido Classe A estabelecidos na Resolução Conama 375/2006: $0,25 \text{ rotavírus.(gST)}^{-1}$ e $0,25 \text{ ovo de } \textit{Ascaris lumbricoides}.\text{(gST)}^{-1}$. Foram considerados,

ainda, os seguintes limites: 0,1 salmonela.(gST)⁻¹, 0,1 cisto de *Giardia*.(gST)⁻¹ e 0,1 oocisto de *Cryptosporidium*.(gST)⁻¹. Os valores mínimos das faixas assumidas para bioossólidos Classe 2 foram as mesmas assumidas coincidentes com os limites superiores da Classe 1, e os valores máximos foram: 1,0 salmonela.(gST)⁻¹; 1,0 rotavírus.(gST)⁻¹; 1,0 ovo de helminto.(gST)⁻¹; 0,5 cisto de *Giardia*.(gST)⁻¹ e 1,0 oocisto de *Cryptosporidium*.(gST)⁻¹. Por fim, o bioossólido Classe 3 representaria o lodo definido como Classe B na Resolução Conama 375/2006, tendo sido assumidas concentrações usualmente encontradas em lodo digerido: 1-10 salmonelas.(gST)⁻¹; 1-10 rotavírus.(gST)⁻¹; 1,0-10 ovos de helmintos .(gST)⁻¹; 0,5-1 cisto de *Giardia*.(gST)⁻¹ e 1-10 oocistos de *Cryptosporidium*.(gST)⁻¹.

As concentrações assumidas para as três classes de bioossólidos são resumidas na Tabela 2.21.

Tabela 2.21 - Concentrações de patógenos nas classes definidas de bioossólidos (Classes 1, 2 e 3).

Concentrações	Classe de bioossólido		
	Classe 1	Classe 2	Classe 3
<i>Salmonella</i> (non-Typhi) (org/gST)	0,0 – 0,1	0,1 - 1,0	1 - 10
Rotavírus (org/gST)	0,0 - 0,25	0,25 - 1,0	1 - 10
<i>Cryptosporidium</i> (org/gST)	0,0 - 0,1	0,1 – 1,0	1 - 10
<i>Giardia</i> (org/gST)	0,0 - 0,1	0,1 – 0,5	0,5 - 1,0
<i>Ascaris lumbricoides</i> (org/gST)	0,0 - 0,25	0,25 - 1,0	1 - 10

3.1.1. Estimativa de riscos aos consumidores de hortaliças

As doses de patógenos ingeridas em cada evento de exposição foram calculadas segundo o modelo expresso pela Equação 2.8, basicamente em função da concentração de patógenos no bioossólidos e dos caminhos e barreiras até o consumo das hortaliças possivelmente contaminadas. A Figura 2.2 ilustra o cenário elaborado, com indicação das variáveis intervenientes na determinação da dose de patógenos ingerida pelo consumo das hortaliças.

$$d = C_{pat.bio} \times F_{dil.solo} \times D_{solo}(10^{-k.t}) \times R_{solo/cultura} \times R_{higienização} \times C_{hortaliças} \quad (2.8)$$

Onde: d = dose de patógenos ingerida a cada evento de exposição; $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no bioossólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do bioossólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo, sendo k o coeficiente de decaimento dos patógenos no solo (d⁻¹) e t (dias) o tempo referente ao ciclo das hortaliças; $R_{solo/cultura}$ = relação da quantidade de solo aderido às culturas (m/m); $R_{higienização}$ = remoção de patógenos por medidas de higienização das hortaliças (10^{-x}); e $C_{hortaliças}$ = consumo *per capita* de hortaliças em g.ano⁻¹.

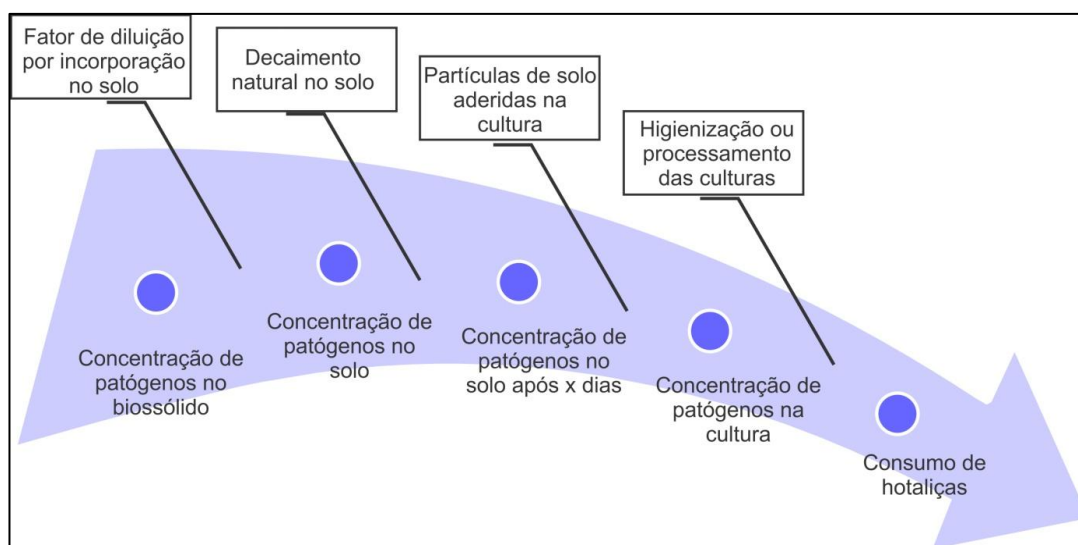


Figura 2.2 - Esquema representativo do modelo de exposição relativo ao consumo de hortaliças produzidas com uso de biossólidos.

As variáveis do modelo de exposição foram definidas como descrito a seguir:

- i. Concentração de organismos patogênicos no biossólido: Classes 1, 2 e 3, conforme a Tabela 2.21;
- ii. Fator de diluição por incorporação do biossólido ao solo: calculado a partir de recomendações de adubação para hortaliças (NOVAIS, 2010; RIBEIRO et al., 1999);
- iii. Decaimento dos microrganismos patogênicos no solo: calculado com base nos ciclos médios de cultivo das culturas e em coeficientes de decaimento obtidos no capítulo I ou reportados na literatura (JENKINS, 2002; PENG et al., 2008);
- iv. Quantidade de solo aderido às culturas no momento de colheita: adotado com base nos resultados obtidos no Capítulo I e nos trabalhos de Gale (2003) e Mara e Horan (2002);
- v. Remoção de organismos patogênicos entre colheita e consumo por meio de higienização dos alimentos: assumida com base em informações de literatura (AMOA et al., 2007; BONILHA e FALCÃO, 1994; WHO, 2006);
- vi. Consumo anual *per capita* de hortaliças: valores especificados na Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009 (IBGE, 2010).

3.1.1.1. Fator de diluição resultante da incorporação do biofóssido no solo

Com base em informações sobre recomendações de adubação para hortaliças exploradas na revisão de literatura, foram estimadas as quantidades de biofóssidos necessárias para suprir as demandas de nutrientes (NPK) das culturas. Sabe-se que o excesso de nutrientes pode desencadear problemas ambientais, como contaminação do lençol freático ou de águas superficiais, e que cada cultura apresenta demanda específica de cada nutriente, ou seja, a aplicação do biofóssido não supre, simultaneamente, as demandas de nitrogênio, fósforo e potássio. Por isso, foram adotadas as menores quantidades calculadas dentre as demandas de biofóssido para os nutrientes N, P e K, admitindo que a complementação dos outros nutrientes se daria através de fertilização química.

Para o cálculo da quantidade de biofóssido a ser aplicada, foi admitido que o mesmo apresentasse teores de nitrogênio, fósforo e potássio de 2,2 a 5,5%, 0,6 a 3,7%, 0,14 a 0,53%, respectivamente (MACHADO, 2001; SAMPAIO, 2011). Além disso, foram assumidos teores de umidade do biofóssido entre 50 e 80% e foi considerado que 50% do nitrogênio presente no biofóssido estariam disponíveis no primeiro ano de cultivo (ANDREOLI et al., 2001). Na Tabela 2.22 são apresentados valores de taxas de aplicação de biofóssidos necessárias para atender às demandas de N, P₂O₅ e K₂O de diferentes hortaliças.

Tabela 2.22 – Taxas de aplicação de biofóssido (t.ha⁻¹) para atender às demandas de N, P₂O₅ e K₂O de diferentes hortaliças.

Cultura	N (t.ha ⁻¹)		P ₂ O ₅ (t.ha ⁻¹)		K ₂ O (t.ha ⁻¹)	
	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima
Beterraba	7,27	45,45	16,22	250	90,57	857,14
Cenoura	8,73	54,55	21,62	333,33	120,75	1142,86
Cenoura*	16,58	140,85	11,46	460	101,13	2060,71
Alface	10,9	68,2	21,62	333,33	45,28	428,57
Alface*	18,76	191,36	13,62	490,83	63,4	1739,29
Cebolinha	11,64	72,73	10,81	166,67	45,28	428,57
Repolho	10,91	68,18	21,62	333,33	90,57	857,14
Couve-flor	10,91	68,18	16,22	250	90,57	857,14
Cebola	8,73	54,55	16,22	250	67,92	642,86
Pepino	8,73	54,55	16,22	250	94,34	892,86
Pimentão	10,91	68,18	16,22	250	90,57	857,14
Tomate rasteiro	8,73	54,55	32,43	500	75,47	714,29
Batata doce	4,36	27,27	3,24	50	33,96	321,43
Batata inglesa	13,82	86,36	22,7	350	132,08	1250

Nota: valores calculados com base nas recomendações de adubação apresentadas em Novais (2010) e Ribeiro et al. (1999).

(*): cálculo segundo os valores recomendados por Ribeiro et al. (1999).

Deve-se ressaltar que, salvo exceções, o fator limitante foi o nitrogênio, ou seja, sua demanda seria suprida antes das demandas dos demais nutrientes. Isso já era esperado, uma vez que os teores de fósforo e potássio nos biossólidos são consideravelmente mais baixos. Assim, a adubação poderia ser complementada com adubação química de P_2O_5 e K_2O .

Para determinar o fator de diluição correspondente à aplicação de biossólidos em $tST.ha^{-1}$, foi considerado que a incorporação do material se daria em 20 cm de profundidade e em solo com densidade igual a $1,5 g.cm^{-3}$. Na Tabela 2.23 se encontram os fatores de diluição calculados para diferentes culturas.

Tabela 2.23 – Fatores de diluição relativos à incorporação do biossólido no solo, segundo recomendações de adubação de diferentes hortaliças.

Hortaliça	Mínimo	Máximo	Hortaliça	Mínimo	Máximo
Beterraba	0,0012	0,0030	Cebolinha	0,0019	0,0048
Cenoura	0,0015	0,0036	Cebola	0,0015	0,0036
Cenoura*	0,0028	0,0094	Pepino	0,0015	0,0036
Alface	0,0018	0,0045	Pimentão	0,0018	0,0045
Alface*	0,0031	0,0128	Tomate rasteiro	0,0015	0,0036
Repolho	0,0018	0,0045	Tomate tutorado	0,0048	0,0121

Nota: valores calculados com base nas recomendações de NOVAIS (2010) e Ribeiro et al. (1999) em relação à demanda de nitrogênio (fator limitante na maioria das aplicações).

(*): cálculo segundo os valores recomendados por Ribeiro et al. (1999).

De posse dessas informações, a variável de entrada $F_{dil.solo}$ (fator de diluição do biossólido no solo) no modelo de exposição foi representada por distribuições triangulares para cada categoria de hortaliças (tubérculos, folhosas e frutosas), definidas pelos valores mínimos, máximos e médios das informações listadas no Item 3.1.3. Como exemplo, a Figura 2.3 ilustra a distribuição triangular do fator de diluição referente ao cultivo de tubérculos.

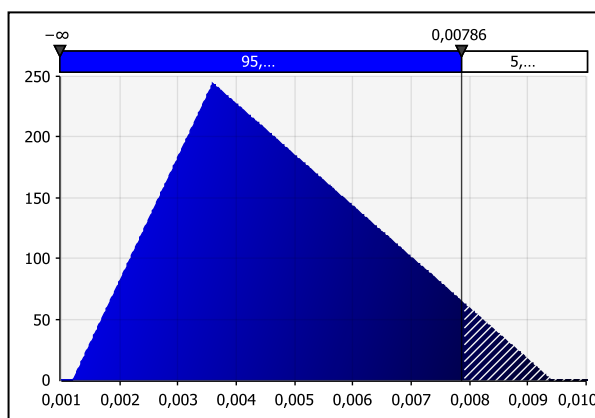


Figura 2.3 – Representação gráfica da distribuição triangular utilizada para caracterizar a variável fator de diluição de biossólidos no solo para o cultivo de tubérculos.

3.1.1.2. Decaimento natural dos organismos patogênicos no solo

O decaimento dos patógenos no solo (variável 10^{-kt} do modelo) foi estimado a partir de coeficientes de decaimento K relativos a cada microrganismo (expressos em unidades logarítmicas por dia) e do tempo de cultivo das hortaliças contempladas (ciclos das culturas). Ressalta-se, portanto, que não foi considerado qualquer intervalo de tempo entre a aplicação do biossólido e o plantio das culturas.

Buscou-se identificar estudos relativos ao decaimento de *Salmonella* e outros patógenos em condições climáticas semelhantes às existentes no Brasil; no entanto, as informações disponíveis apontam, em geral, decaimentos de vírus e *Salmonella* no solo muito elevados, muitas vezes resultando no ‘desaparecimento’ desses microrganismos em poucos dias. Diante disso, e das limitações destacadas na revisão de literatura a respeito dos métodos analíticos empregados para pesquisa de patógenos, os valores de K_b obtidos para *E.coli* nos experimentos desenvolvidos na UFV (ver capítulo 1) ($0,012$ a $0,067 \log_{10} d^{-1}$) foram utilizados para representar os decaimentos de *Salmonella* e rotavírus no solo.

Se por um lado a taxa de decaimento no solo é intrínseca a cada microrganismo, por outro a estimativa estaria sendo realizada de modo conservador ao se considerar que os valores de K relatados na literatura para o decaimento de *Salmonella* e vírus, por exemplo, nos estudos de Hutchison et al. (2004) (redução de *Salmonella* de até $3,98 \log_{10}.d^{-1}$) e Hurst et al. (1980) (redução de vírus entéricos de $0,11$ a $0,52 \log_{10}.d^{-1}$), são muito mais elevados que os valores aqui utilizados.

Para *Cryptosporidium* spp foram adotados dados de literatura, os quais foram estendidos para *Giardia* spp. Em relação aos ovos de helmintos, dado o conhecimento de sua prolongada sobrevivência no solo (FEACHEM et al., 1983), optou-se por não considerar qualquer decaimento.

Por falta de maiores informações sobre o comportamento dessa variável (K), foram definidas distribuições uniformes entre os valores mínimos e máximos utilizados. Os valores assumidos e as respectivas referências são apresentados na Tabela 2.24.

Tabela 2.24 – Valores mínimos e máximos das distribuições uniformes definidas para a variável coeficiente de decaimento microbiano dos modelos de AQRM

Microrganismo	Coeficiente de decaimento (K) ($\log_{10} \cdot d^{-1}$).		Referência
	Mínimo	Máximo	
<i>Salmonella</i>	0,012	0,067	Experimento (Capítulo I – <i>E. coli</i>) ^(a)
rotavírus	0,012	0,067	Experimento (Capítulo I – <i>E. coli</i>) ^(a)
<i>Cryptosporidium</i> spp.	0,011	0,076	Jenkins (2002) e Peng et al. (2008)
<i>Giardia</i> spp.	0,011	0,076	Jenkins (2002) e Peng et al. (2008)

(a): valores calculados a partir de experimentos de 75 dias de duração.

No experimento realizado na UFV (Capítulo I), foram observados tempos médios entre plantio e colheita de 65, 50 e 100 dias para alface, couve e cenoura, respectivamente. Essas informações foram complementadas com especificações da Embrapa (2010) (Tabela 2.25) a fim de melhor caracterizar os ciclos de cultivo usuais para os grupos de hortaliças contemplados (tubérculos, folhosas e frutosas). Foram assumidas distribuições uniformes para representar o período de cultivo, considerando os ciclos mais curtos e mais longos dentro de cada categoria de hortaliças.

Tabela 2.25 – Ciclos de cultivo de hortaliças (Embrapa, 2010).

Tubérculos		Frutosas		Folhosas	
Hortaliça	Ciclo (dias)	Hortaliça	Ciclo (dias)	Hortaliça	Ciclo (dias)
Beterraba	60 – 70	Tomate	100 – 120	Alface	50 – 80
Cenoura	85 - 110	Pepino	100 – 120	Cebolinha	80 – 100
Cebola ^(a)	120 – 180	Pimentão	90 – 110	Salsa	60 – 70
				Couve	45 – 60
				Repolho	90 – 110

(a) Apesar de oficialmente reconhecida como hortaliça frutosa (IBGE, 2010), a cebola foi aqui agrupada junto aos tubérculos devido à maior semelhança em termos de potencial de contaminação.

A Figura 2.4 ilustra a simulação (obtida com 10.000 iterações no programa @risk) que representa o decaimento de rotavírus no solo decaimento após aplicação de biossólido em cultivo de hortaliças frutosas.

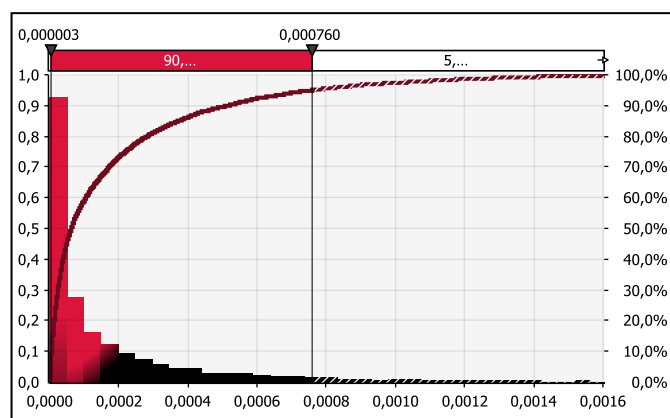


Figura 2.4 – Histograma e curva de frequência acumulada dos dados de decaimento de rotavírus no solo durante cultivo de hortaliças frutosas ($10^{-k.t}$).

3.1.1.3. Quantidade de solo aderido às culturas no momento de colheita

Os resultados apresentados no Capítulo I apontam que, no momento da colheita, a quantidade de solo aderida a alfaces e cenouras pode representar, respectivamente 0,2 e 1% do peso total dessas culturas. Esses valores são similares aos previamente documentados por Gale (2003) e Mara e Horan (2002). Extrapolando esses valores para as categorias de hortaliças propostas, foi admitido que cada kg de tubérculos e folhosas contenha, respectivamente, 20 e 2 g de solo; partindo do pressuposto de que frutosas apresentariam menor potencial de contaminação, foi considerado que cada kg dessas culturas contenha 1 g de solo. Para efeito de cômputo de incertezas em torno dessa variável (expressa em g de solo por g de hortaliça), foram assumidas distribuições uniformes com variação de $\pm 25\%$ em relação aos valores acima citados. Ressalta-se que os valores aqui adotados são dados experimentais.

3.1.1.4. Remoção de organismos patogênicos entre a colheita e o consumo

De acordo com os trabalhos de Amoah et al. (2007) e Bonilha e Falcão (1994), pode-se supor que a remoção de bactérias por diversos métodos de higienização são sempre superiores a uma unidade logarítmica. No primeiro trabalho, os autores relatam remoção de ovos de helmintos de aproximadamente $1 \log_{10}$ por simples lavagem das hortaliças em água corrente. Em estudo que envolveu aplicação de AQRM, Navarro et al. (2009) consideraram remoções de ovos de *A. lumbricoides* de 1-2 unidades $\log_{10}$ por meio da higienização das culturas. Como visto no item 2.5.5, nas diretrizes da OMS para utilização de águas residuárias na agricultura, encontra-se uma compilação de informações sobre a remoção de patógenos alcançada através de diversas medidas de preparação de alimentos, como a lavagem vigorosa de hortaliças e o descascamento de frutas e tubérculos. A partir

dessas informações, foram admitidos os valores de remoção para as diferentes categorias de hortaliças expressos na Tabela 2.26, segundo distribuição uniforme:

Tabela 2.26 – Valores mínimos e máximos das distribuições uniformes definidas para a variável ‘remoção de patógenos alcançada por medidas de higienização de alimentos’ nos modelos de AQRM.

Categoria de hortaliças	Redução de patógenos (unidades $\log_{10}$)	Procedimento considerado
Tubérculos	2 – 3	Lavagem e descascamento
Folhosas	1 – 2	Lavagem com água ou solução desinfetante
Frutosas	1 – 2	Lavagem com água ou solução desinfetante

3.1.1.5. Consumo de hortaliças

As hortaliças contempladas no estudo foram agrupadas em tubérculos (beterraba, cebola e cenoura), folhosas (alface, cheiro verde, couve e repolho) e frutosas (pepino, pimentão e tomate), de modo a representar culturas passíveis de serem consumidas cruas e que apresentassem crescimentos distintos (rente e distante do solo e em contato com o mesmo).

Quanto ao consumo em si, recorreu-se aos dados da Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF), 2008-2009, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). Foi considerado, ainda, que as seguintes porcentagens das quantidades informadas na POF seriam de fato consumidas cruas: (i) 50% das quantidades dos tubérculos contemplados; (ii) 50% das quantidades referentes a repolho e couve; e (iii) 75% da quantidade de tomate e 25% das quantidades de cebola e pimentão. Foram ajustadas duas distribuições empíricas para esta variável, uma a partir dos dados agrupados por Unidades de Federação (UF) e outra para os dados agrupados por classes de renda mensal. A título de ilustração, a Figura 2.5 mostra o ajuste realizado para o consumo de hortaliças folhosas utilizando os dados agrupados por UF.

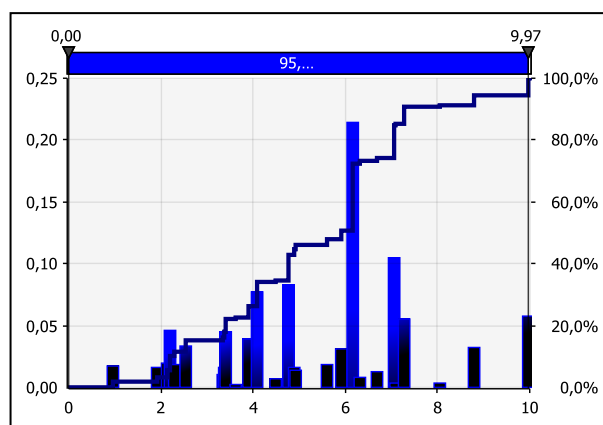


Figura 2.5 – Distribuição de probabilidades empírica e respectiva curva de frequência acumulada ajustada aos dados de consumo de hortaliças folhosas por Unidades de Federação.

Em exercício preliminar, notou-se que as diferenças de estimativas de risco com a utilização dos dados especificados por UF ou por faixas de renda mensal foram praticamente imperceptíveis. Em função disso e da grande disparidade existente entre as quantidades de hortaliças especificadas para as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste em relação às regiões Norte e Nordeste, optou-se por trabalhar com os dados por UF agrupados para todo o país e os dados relativos apenas às regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. Assim, seriam contempladas duas situações diferentes, o consumo de hortaliças a nível nacional, e uma situação mais desfavorável, considerando apenas as regiões de maior consumo.

3.1.2. Estimativa de riscos aos agricultores envolvidos em atividades de aplicação de biofertilizante ou de manejo do sistema solo-planta durante o cultivo.

As doses de patógenos ingeridas em cada evento de exposição referente à ingestão acidental de biofertilizantes durante atividades de aplicação manual de biofertilizantes (adubação) em atividades de plantio de hortaliças e de culturas anuais foram calculadas segundo a Equação 2.10, basicamente em função da concentração de patógenos no biofertilizante e taxa de ingestão.

Nos cenários construídos para representar as atividades de manejo durante o cultivo de hortaliças e de culturas anuais, as doses de patógenos ingeridas em cada evento de exposição foram estimadas em função da concentração de patógenos no biofertilizante e dos caminhos e barreiras até a possível ingestão (incorporação do biofertilizante no solo e decaimento microbiano no solo) (Equação 2.11). Os modelos de exposição, com e sem a consideração do decaimento no solo, foram representados esquematicamente pelas Figuras 2.6 e 2.7 equações 2.9 e 2.10.

$$d = C_{pat.bio} \times I_{bio} \quad (2.9)$$

Onde d = dose de patógenos ingerida por evento de exposição; $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no biossólido em org.(gST)⁻¹; e $I_{biossólido}$ = ingestão acidental de biossólidos (g).

$$d = C_{pat.bio} \times F_{dil.solo} \times D_{solo} 10^{-k.t} \times I_{solo} \quad (2.10)$$

Onde d = dose de patógenos ingerida por evento de exposição; $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no biossólido em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do biossólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo, sendo k o coeficiente de decaimento dos patógenos no solo (d⁻¹) e t o tempo referente ao ciclo das hortaliças (dias); I_{solo} = ingestão acidental de partículas de solo (g).

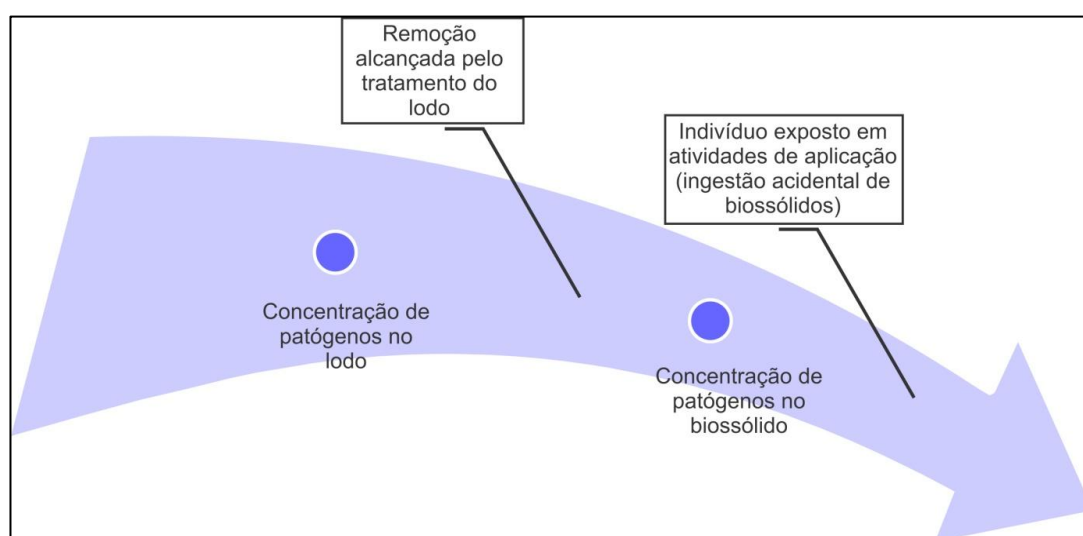


Figura 2.6 - Esquema representativo do modelo de exposição relativo ao cenário de ingestão de partículas de biossólidos durante atividades de adubação.

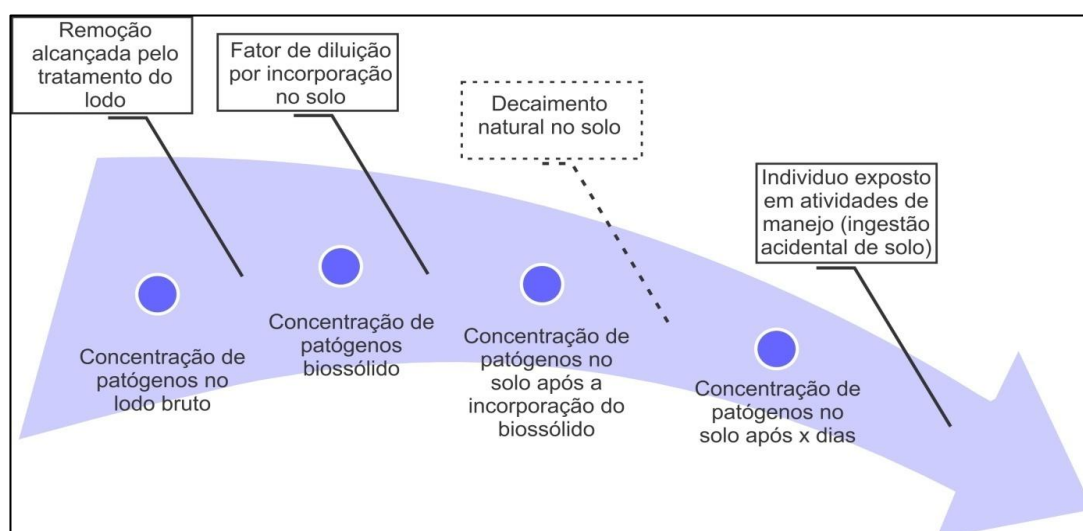


Figura 2.7 - Esquema representativo do modelo de exposição relativo ao cenário de ingestão de partículas de partículas de solo durante atividades de manejo dos cultivos após incorporação de biossólidos.

As variáveis dos modelos de exposição foram definidas de acordo com o descrito a seguir:

- i. Concentração de organismos patogênicos no biossólido: Classes 1, 2 e 3 conforme Tabela 2.21;
- ii. Fator de diluição por incorporação do biossólido ao solo: calculado a partir de recomendações de adubação para hortaliças e culturas anuais (NOVAIS, 2010; RIBEIRO et al., 1999);
- iii. Decaimento dos microrganismos patogênicos no solo: quando considerado, calculado com base nos ciclos médios de cultivo das culturas e nos coeficientes de decaimento obtidos no capítulo I ou reportados na literatura (JENKINS, 2002; PENG et al., 2008);
- iv. Ingestão de partículas de solo ou biossólido durante o cultivo: informações reportadas por Finley et al. (1994), LaGoy (1987) e Hawley (1985);
- v. Modo e frequência de aplicação dos biossólidos: cenário construído com base nos trabalhos de Eisenberg (2008) e Mara et al. (2007), com as devidas adaptações;

3.1.2.1. Fator de diluição resultante da incorporação do biossólido no solo

Com base nos mesmos procedimentos descritos para hortaliças, foram estimadas as quantidades de biossólidos necessárias para suprir as demandas de nutrientes (NPK) de culturas anuais. São apresentadas na Tabela 2.27 as taxas de aplicação de biossólidos necessárias para atender às demandas de N, P_2O_5 e K_2O de diferentes culturas, calculadas de acordo com recomendações de adubação para os estados de São Paulo e Minas Gerais (NOVAIS, 2010). Da mesma forma que para as hortaliças, o nitrogênio foi fator limitante na maioria dos casos. Cabe também destacar que as estimativas das quantidades de biossólidos necessárias para suprir as necessidades nutricionais de culturas anuais foram bastante inferiores às aquelas relativas ao cultivo de hortaliças.

Para determinar o fator de diluição correspondente à aplicação de biossólidos em $t.ha^{-1}$ o procedimento utilizado foi o mesmo descrito no item 3.1.1, ou seja, considerando incorporação do material à profundidade de 20 cm em solo com densidade igual a $1,5 g.cm^{-3}$. Na Tabela 2.28 se encontram os fatores de diluição calculados para diferentes culturas.

Tabela 2.27 – Taxas de aplicação de biossólido (t.ha^{-1}) para atender às demandas de N, P_2O_5 e K_2O de culturas anuais.

UF	Cultura	N (t.ha ⁻¹)		P ₂ O ₅ (t.ha ⁻¹)		K ₂ O (t.ha ⁻¹)	
		Mínima	Máxima	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima
São Paulo	Cana-de-açúcar	5,45	34,09	3,24	150,00	0,00	535,71
	Feijão	3,64	22,73	0,54	58,33	3,77	178,57
	Mandioca	1,45	9,09	1,08	66,67	7,55	214,29
	Milho	4,36	27,27	1,62	66,67	7,55	250,00
	Soja	NN	NN	1,08	66,67	7,55	250,00
Minas Gerais	Cultura	N (t.ha ⁻¹)		P ₂ O ₅ (t.ha ⁻¹)		K ₂ O (t.ha ⁻¹)	
		Mínima	Máxima	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima
	Cana-de-açúcar	4,36	27,27	2,70	125,00	30,19	571,43
	Feijão	2,91	18,18	3,78	91,67	22,64	178,57
	Mandioca	2,91	18,18	1,08	66,67	7,55	214,29
	Milho	11,64	72,73	3,78	100,00	22,64	321,43
	Soja	NN	NN	2,16	100,00	15,09	428,57

NN: Aplicação não necessária.

Tabela 2.28 – Fatores de diluição relativos à incorporação do biossólido no solo segundo recomendações de adubação para culturas anuais em São Paulo e Minas Gerais.

UF	Cultura	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
São Paulo	Cana-de-açúcar	0,0009	0,0057	0,0005	0,0250	0,0000	0,0893
	Feijão	0,0006	0,0038	0,0001	0,0097	0,0006	0,0298
	Mandioca	0,0002	0,0015	0,0002	0,0111	0,0013	0,0357
	Milho	0,0007	0,0045	0,0003	0,0111	0,0013	0,0417
	Soja	NN	NN	0,0002	0,0111	0,0013	0,0417
Minas Gerais	Cultura	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
	Cana-de-açúcar	0,0007	0,0045	0,0005	0,0208	0,0050	0,0952
	Feijão	0,0005	0,0030	0,0006	0,0153	0,0038	0,0298
	Mandioca	0,0005	0,0030	0,0002	0,0111	0,0013	0,0357
	Milho	0,0019	0,0121	0,0006	0,0167	0,0038	0,0536
	Soja	NN	NN	0,0004	0,0167	0,0025	0,0714

NN: Aplicação não necessária.

De posse dessas informações, foram assumidas distribuições triangulares para descrever a variável $F_{dil.solo}$ (fator de diluição do biossólido no solo) do modelo expresso pela Equação 2.10, definidas pelos valores mínimos, máximos e médios encontrados para cada categoria de culturas (anuais e hortaliças) (Tabelas 2.23. e 2.28).

3.1.2.2. Decaimento dos organismos patogênicos no solo

Quando considerado, o decaimento dos patógenos no solo foi admitido como função do tempo decorrido entre aplicação e as atividades de cultivo, e dos coeficientes de decaimento relativos a cada microrganismo (expressos por K). Foi adotada uma faixa de intervalo de tempo entre a aplicação dos biofertilizantes e as atividades de cultivo de cinco a sete meses, muito inferior, portanto, aos 48 meses estipulados pela Resolução Conama 375/2006 como intervalo a ser respeitado entre a aplicação de biofertilizantes e o cultivo de culturas como olerícolas, tubérculos e raízes. Foram utilizadas as mesmas distribuições descritas no item anterior, e da mesma forma, não foi considerado qualquer decaimento de ovos de helmintos.

3.1.2.3. Informações sobre ingestão acidental de partículas de solo ou biofertilizante e frequência de exposição de agricultores

Baseado nos cenários construídos por Bastos et al. (2009a), Eisenberg (2008) e Mara et al. (2007), e em informações relatadas nos estudos de Hawley (1985) e Finley et al. (1994), foram elaborados os seguintes cenários de exposição relativos ao envolvimento de agricultores em atividades de aplicação de biofertilizantes ou manejo de cultivos:

- i. Aplicação de biofertilizantes: para o cenário de cultivo de hortaliças e de culturas anuais em pequenas propriedades, foi assumido que a aplicação se daria manualmente, sem uso de equipamentos de proteção individual (EPI) e, no caso de agricultura em larga escala, mecanicamente. Foi assumido também que um trabalhador estaria envolvido nessas atividades de uma a duas vezes por semana (aproximadamente 50 a 100 dias por ano), com ingestão acidental de partículas de biofertilizantes de 10 a 150 mg.d^{-1} no caso de aplicação manual e de 1 a 10 mg.d^{-1} quando da aplicação mecanizada.
- ii. Atividade de manejo durante o cultivo de hortaliças adubadas com biofertilizantes: foi assumido que um trabalhador estaria sujeito à ingestão de 50 a 150 mg de solo por evento de exposição, sendo exposto de 3 a 5 dias por semana, ou seja, 160 a 260 dias por ano; no entendimento de que o cultivo de hortaliças usualmente exige mais cuidados, dentre cenários associados ao manejo do sistema solo-planta, esse é o que envolve maior exposição.
- iii. Atividade de manejo durante o cultivo de culturas anuais em pequenas propriedades: entendendo que o manejo seria menos intenso se comparado ao cultivo de hortaliças, foi considerada ingestão acidental de 10 a 50 mg de

solo por dia, e que um trabalhador estaria exposto de 3 a 4 dias por semana, ou seja, 160 a 210 dias por ano;

- iv. Atividade de manejo durante o cultivo de culturas anuais em larga escala: nesse caso foi considerado que o manejo seria mecanizado e menos intenso; imaginou-se, assim, que um trabalhador estaria exposto de 50 a 100 vezes no ano e que em cada evento de exposição estaria sujeito à ingestão de 1 a 10 mg de solo.

Em virtude da falta de informações sobre o comportamento da variável 'ingestão acidental', foi assumido que os valores seguissem distribuição uniforme dentro dos intervalos propostos em cada um dos modelos construídos.

3.1.3. Resumo dos modelos construídos

As Tabelas 2.29 a 2.36 resumem os modelos de exposição construídos com base nos cenários de exposição considerados para a estimativa de: (i) risco ao trabalhador envolvido em cultivos de hortaliças e de culturas anuais adubadas com biofertilizantes; e (ii) risco ao consumidor de hortaliças adubadas com biofertilizantes.

Tabela 2.29 – Resumo do modelo de exposição relativo à ingestão involuntária de partículas de biofertilizantes durante a aplicação em atividades de plantio em pequenas propriedades.

Patógeno	$C_{pat.bio}$		$F_{exposição}$		I_{bio}	
	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme	
	mín	máx	mín	máx	mín	máx
<i>Salmonella (non-Typhi)</i> rotavírus <i>Cryptosporidium parvum</i> Giardia sp. Ascaris sp.	Limites das três classes de qualidade microbiológica de biofertilizantes definidas (ver item 3.1)		50	100	0,01	0,15

Notas: $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no biofertilizante [$org.(gST)^{-1}$]; $F_{exposição}$ = número de exposições por ano; I_{bio} = ingestão acidental de biofertilizante por evento de exposição (g).

Tabela 2.30 – Resumo do modelo de exposição relativo à ingestão involuntária de partículas de biofertilizantes durante a aplicação em atividades de plantio em larga escala.

Patógeno	$C_{pat.bio}$		$F_{exposição}$		I_{bio}	
	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme	
	mín	máx	mín	máx	mín	máx
<i>Salmonella (non-Typhi)</i> rotavírus <i>Cryptosporidium parvum</i> Giardia sp. Ascaris sp.	Limites das três classes de qualidade microbiológica de biofertilizantes definidas (ver item 3.1)		50	100	0,001	0,01

Notas: $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no biofertilizante [$org.(gST)^{-1}$]; $F_{exposição}$ = número de exposições por ano; I_{bio} = ingestão acidental de biofertilizante por evento de exposição (g).

Tabela 2.31 – Resumo do modelo de exposição relativo à ingestão involuntária de partículas de solo adubados com bioossólidos durante o cultivo de hortaliças.

Patógeno	$C_{pat.bio}$		$F_{dil.solo}$			D_{solo}				$F_{exposição}$		I_{solo}	
	Distribuição uniforme		Distribuição triangular			K		t (dias)		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme	
						Distribuição uniforme		Distribuição uniforme					
	mín	máx	mín	máx	méd	mín	máx	mín	Max	mín	máx	mín	máx
<i>Salmonella (non-Typhi)</i>						0,012	0,067	150	210				
rotavírus	Limites das três classes de qualidade microbiológica de bioossólidos definidas (ver item 3.1)					0,012	0,067	150	210				
<i>Cryptosporidium parvum</i>			0,0012	0,0128	0,0041	0,011	0,076	150	210	160	260	0,05	0,15
<i>Giardia</i> sp.						0,011	0,076	150	210				
<i>Ascaris</i> sp.						-	-	-	-				

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no bioossólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do bioossólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo (10^{-k.t}); $F_{exposição}$ = número de exposições por ano I_{solo} = ingestão acidental de partículas solo por evento de exposição (g).

Tabela 2.32 – Resumo do modelo de exposição relativo à ingestão involuntária de partículas de solo adubados com bio sólidos durante o cultivo de culturas anuais em pequenas propriedades.

Patógeno	$C_{pat.bio}$		$F_{dil.solo}$			D_{solo}				$F_{exposição}$		I_{solo}	
	Distribuição uniforme		Distribuição triangular			K		t (dias)		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme	
						Distribuição uniforme		Distribuição uniforme					
	mín	máx	mín	máx	méd	mín	máx	mín	Max	mín	máx	mín	máx
<i>Salmonella (non-Typhi)</i>						0,012	0,067	150	210				
rotavírus	Limites das três classes de qualidade microbiológica de bio sólidos definidas (ver item 3.1)					0,012	0,067	150	210				
<i>Cryptosporidium parvum</i>			0,0002	0,0121	0,0028	0,011	0,076	150	210	160	210	0,01	0,05
<i>Giardia</i> sp.						0,011	0,076	150	210				
<i>Ascaris</i> sp.						-	-	-	-				

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no bio sólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do bio sólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo (10^{-k.t}); $F_{exposição}$ = número de exposições por ano I_{solo} = ingestão acidental de partículas solo por evento de exposição (grama).

Tabela 2.33 – Resumo do modelo de exposição relativo à ingestão involuntária de partículas de solo adubados com biofossólidos durante o cultivo de culturas anuais em larga escala.

Patógeno	$C_{pat.bio}$		$F_{dil.solo}$			D_{solo}				$F_{exposição}$		I_{solo}	
	Distribuição uniforme		Distribuição triangular			K		t (dias)		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme	
						Distribuição uniforme		Distribuição uniforme					
	mín	máx	mín	máx	méd	mín	máx	mín	Max	mín	máx	mín	máx
<i>Salmonella (non-Typhi)</i>						0,012	0,067	150	210				
rotavírus						0,012	0,067	150	210				
<i>Cryptosporidium parvum</i>			0,0002	0,0121	0,0028	0,011	0,076	150	210	50	100	0,001	0,01
<i>Giardia</i> sp.						0,011	0,076	150	210				
<i>Ascaris</i> sp.						-	-	-	-				

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no biofossólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do biofossólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo (10^{-k.t}); $F_{exposição}$ = número de exposições por ano I_{solo} = ingestão acidental de partículas solo por evento de exposição (g).

Tabela 2.34 – Resumo do modelo de exposição relativo ao consumo de hortaliças tuberosas adubadas com bio sólidos.

Patógeno	$C_{pat.bio}$		$F_{dil.solo}$			D_{solo}				$R_{solo/cultura}$		$R_{higienização}$		$C_{hortaliças}$
	Distribuição uniforme		Distribuição triangular			K		t (dias)		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição empírica ^(a)
						Distribuição uniforme		Distribuição uniforme						
	mín	máx	mín	máx	méd	mín	máx	mín	máx	Mín	máx	mín	máx	-
<i>Salmonella (non-Typhi)</i>	Limites das três classes de qualidade microbiológica de bio sólidos definidas (ver item 3.1)					0,012	0,067	60	180					-
rotavírus						0,012	0,067	60	180					-
<i>Cryptosporidium parvum</i>						0,011	0,076	60	180	0,015	0,025	0,001	0,01	-
<i>Giardia</i> sp.						0,011	0,076	60	180					-
<i>Ascaris</i> sp.						-	-	-	-					-

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no bio sólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do bio sólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo; $R_{solo/cultura}$ = relação da quantidade de solo aderido às culturas (m/m); $R_{higienização}$ = remoção de patógenos por medidas de higienização das hortaliças (10^{-x}); $C_{hortaliças}$ = consumo *per capita* de hortaliças em g.ano⁻¹.

(a): o consumo de hortaliças foi considerado segundo duas distribuições empíricas de probabilidade (dados agrupados de todas as UF e para as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste).

Tabela 2.35 – Resumo do modelo de exposição relativo ao consumo de hortaliças folhosas adubadas com bio sólidos.

Patógeno	$C_{pat.bio}$		$F_{dil.solo}$			D_{solo}				$R_{solo/cultura}$		$R_{higienização}$		$C_{hortaliças}$
	Distribuição uniforme		Distribuição triangular			K		t (dias)		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição empírica ^(a)
						Distribuição uniforme		Distribuição uniforme						
	mín	máx	mín	máx	méd	mín	máx	mín	máx	Mín	máx	mín	máx	-
<i>Salmonella (non-Typhi)</i>	Limites das três classes de qualidade microbiológica de bio sólidos definidas (ver item 3.1)					0,012	0,067	45	110	0,0015		0,01		-
rotavírus						0,012	0,067	45	110					-
<i>Cryptosporidium parvum</i>						0,011	0,076	45	110					-
<i>Giardia</i> sp.						0,011	0,076	45	110					-
<i>Ascaris</i> sp.						-	-	-	-					-

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no bio sólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do bio sólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo; $R_{solo/cultura}$ = relação da quantidade de solo aderido às culturas (m/m); $R_{higienização}$ = remoção de patógenos por medidas de higienização das hortaliças (10^{-x}); $C_{hortaliças}$ = consumo *per capita* de hortaliças em g.ano⁻¹.

(a): o consumo de hortaliças foi considerado segundo duas distribuições empíricas de probabilidade (dados agrupados de todas as UF e para as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste).

Tabela 2.36 – Resumo do modelo de exposição relativo ao consumo de hortaliças frutosas adubadas com bio sólidos.

Patógeno	C _{pat.bio}		F _{dil.solo}			D _{solo}				R _{solo/cultura}		R _{higienização}		C _{hortaliças}		
	Distribuição uniforme		Distribuição triangular			K	t (dias)			Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição empírica ^(a)		
						Distribuição uniforme	Distribuição uniforme									
	mín	máx	mín	máx	méd	mín	máx	mín	máx	Mín	máx	mín	máx	-		
Salmonella (non-Typhi)	Limites das três classes de qualidade microbiológica de bio sólidos definidas (ver item 3.1)					0,012	0,067	90	120	0,00075		0,00125		0,01	0,1	-
rotavírus						0,012	0,067	90	120					-		
Cryptosporidium parvum						0,011	0,076	90	120					-		
Giardia sp.						0,011	0,076	90	120					-		
Ascaris sp.						-	-	-	-					-		

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no bio sólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do bio sólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo; $R_{solo/cultura}$ = relação da quantidade de solo aderido às culturas (m/m); $R_{higienização}$ = remoção de patógenos por medidas de higienização das hortaliças (10^{-x}); $C_{hortaliças}$ = consumo *per capita* de hortaliças em g.ano⁻¹.

(a): o consumo de hortaliças foi considerado segundo duas distribuições empíricas de probabilidade (dados agrupados de todas as UF e para as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste).

3.2. Estimativa da concentração de patógenos no biofóssido que resultaria em determinados níveis de risco tidos como toleráveis

Com intuito de reproduzir e avaliar as restrições impostas pela Resolução Conama 375/2006, os modelos descritos no item 3.1 foram utilizados de forma inversa, ou seja, partindo de um nível de risco tido como tolerável, foram calculadas as concentrações de patógenos no biofóssido que resultariam nesses valores. Esse procedimento foi empregado a partir dos mesmos três cenários de exposição considerados para a estimativa de riscos: (i) ingestão involuntária de partículas de biofóssidos durante atividades de adubação de plantio; (II) ingestão de partículas de solo adubados com biofóssidos em atividades de manejo durante o cultivo; (iii) consumo de hortaliças produzidas com uso de biofóssidos. Quanto aos dois últimos cenários, foi considerando um intervalo de 48 meses entre a aplicação de biofóssidos e o cultivo (como estipulado pela regulamentação brasileira). Com intuito de confrontar os resultados obtidos, foram construídos modelos de exposição com intervalos de tempo menores do que o estipulado pela Resolução Conama 375/2006: sessenta dias entre aplicação de biofóssidos e o cultivo no caso dos cálculos relativos ao consumo de hortaliças; e cinco a sete meses entre aplicação e o cultivo para os cálculos referentes à ingestão acidental de partículas de solo durante atividades agrícolas.

Nos modelos relativos aos consumido de hortaliças, o decaimento dos patógenos se daria durante o intervalo adotado (60 dias ou 48 meses) mais o tempo referente aos ciclos das culturas. Já nos modelos relativos ao envolvimento de trabalhadores no manejo do sistema solo-planta, foram considerados apenas os intervalos propostos entre aplicação do biofóssido e as atividades de cultivo.

Os valores de risco tolerável utilizados foram os adotados nas diretrizes para OMS para uso agrícola de águas residuárias (WHO, 2006a). Como referido no item 3.1.1.4, a OMS utiliza o indicador DALY no estabelecimento dos níveis de proteção à saúde, assumindo como valor tolerável 10^{-6} DALY (ou 1μ DALY) por pessoa por ano (pppa), e esse valor corresponde a riscos de infecção por rotavírus de $7,7 \times 10^{-4}$, por *Campylobacter* de $3,1 \times 10^{-4}$, por *Cryptosporidium* de $2,2 \times 10^{-3}$ (WHO, 2006a) e de $1,2 \times 10^{-4}$ para *Ascaris* (Mara et al, 2010c).

O esquema apresentado na Figura 2.8 ilustra os cenários contemplados: (i) ingestão de partículas de solos por trabalhadores envolvidos em atividades de cultivo de hortaliças com uso de biofóssidos e (ii) consumo de hortaliças adubadas com biofóssidos.

Quanto aos modelos relativos à ingestão acidental de biossólidos em atividades de adubação para plantio, foi utilizado o mesmo modelo de exposição utilizado para a estimativa dos riscos (item 3.1.2). Com relação à ingestão acidental de solo, foram reproduzidas as condições descritas para cultivos em grandes e pequenas propriedades com as mesmas frequências de exposição utilizadas anteriormente. Por fim, a respeito do consumo de hortaliças, as informações sobre a quantidade de solo presente nas culturas e sobre a remoção de patógenos entre a colheita e o consumo foram as mesmas adotadas no item 2.3.1. Além disso, para representar o consumo das culturas, optou-se por utilizar a distribuição ajustada segundo os dados do IBGE especificados por UF para todo o país.

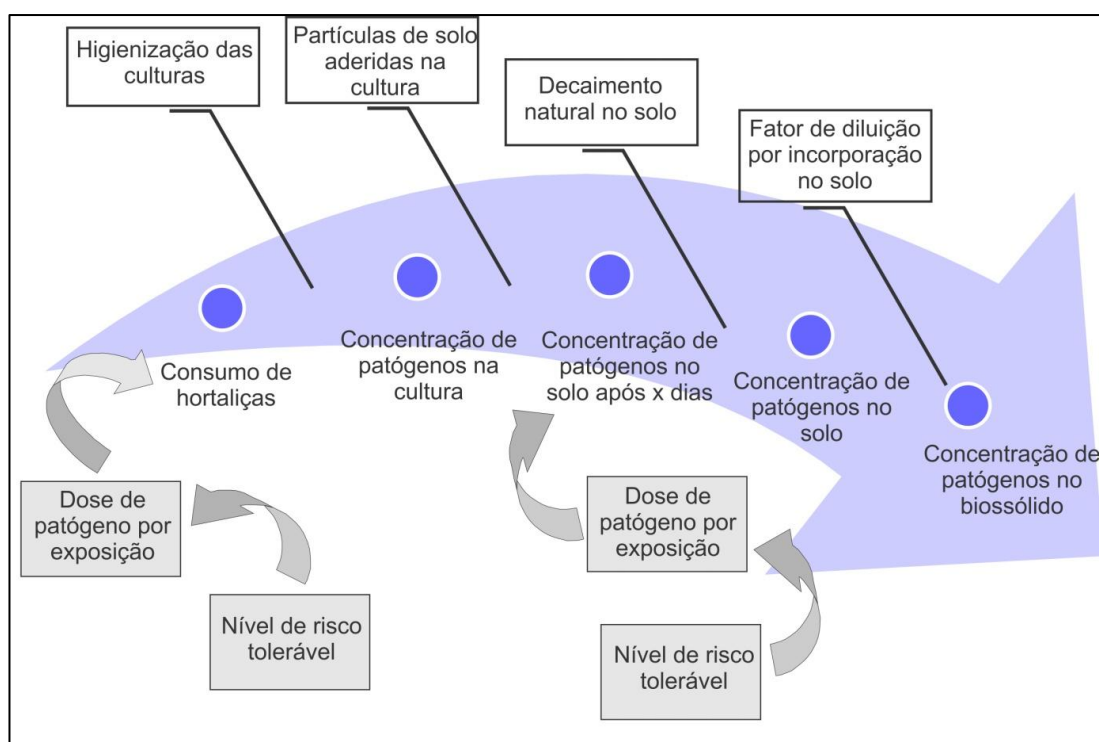


Figura 2.8 - Esquema representativo do modelo utilizado para estimar a concentração de patógenos no biossólido a partir do nível de risco tolerável.

O decaimento dos organismos patogênicos no solo seguiu o que foi utilizado previamente, ou seja, essa variável foi calculada com base nos coeficientes de decaimento K relativos a cada microrganismo (expressos em unidades logarítmicas por dia) e do tempo decorrido entre a aplicação e a colheita ou outro evento de exposição. Os valores de K foram os mesmos utilizados anteriormente, sendo que o mesmo valor utilizado para representar o decaimento de *Salmonella* nas estimativas de risco foi aqui estendido para representar o decaimento de *Campylobacter*. Com relação ao decaimento no solo, nos modelos que simulam as

restrições impostas pela Resolução CONAMA 375/2006 este foi considerado ao longo dos 48 meses de intervalo (entre aplicação e plantio), somado ao tempo dos ciclos de cultivos das culturas; nos demais modelos, o tempo de decaimento considerado consistiu na soma do tempo do intervalo adotado em cada caso (entre aplicação e cultivo) e do tempo relativo aos ciclos de cultivo das culturas.

Para os modelos relativos ao consumo de hortaliças, foram utilizadas as distribuições de probabilidade adotadas para cada categoria de hortaliças no item 3.1.1. Quanto aos modelos referentes à aplicação de biofossólidos em pequenas e grandes propriedades, os fatores de diluição do biofossólido em pequenas propriedades foram referentes aos cultivos de hortaliças e culturas anuais; em grandes propriedades, ao cultivo de culturas anuais.

3.2.1. Resumo dos modelos construídos

As tabelas 2.37 a 2.41 resumem os modelos construídos para o cálculo das concentrações de patógenos no biofossólido que resultariam em determinado nível de risco aos agricultores envolvidos em práticas agrícolas em áreas de aplicação de biofossólidos e aos consumidores de hortaliças adubadas com biofossólidos.

Tabela 2.37 – Resumo dos modelos de estimativa de concentrações de patógenos em biofossólidos associadas a níveis de risco toleráveis decorrentes da ingestão involuntária de partículas de biofossólidos em atividade de adubação de plantio.

Cultivo em pequenas propriedades	Patógeno	Risco tolerável		I _{biossólido}		F _{exposição}	
		Risco anual*	Risco diário**	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme	
				mín	máx	mín	máx
	Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	1,48x10 ⁻⁶	0,01	0,15	50	100
	rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	3,67x10 ⁻⁶				
	Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	1,05x10 ⁻⁵				
Cultivo em grandes propriedades	Patógeno	Risco tolerável		I _{biossólido}		F _{exposição}	
		Risco anual*	Risco diário**	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme	
				mín	máx	mín	máx
	Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	4,13x10 ⁻⁶	0,001	0,01	50	100
	rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	1,03x10 ⁻⁵				
	Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	2,94x10 ⁻⁵				

Notas: I_{biofossólido} = ingestão acidental de biofossólido por evento de exposição (g); F_{exposição} = número de exposições por ano (dias). * risco anual = risco tolerável; ** risco diário calculado a partir do risco anual considerando 365 exposições.

Tabela 2.38 - Resumo dos modelos de estimativa de concentrações de patógenos em bio sólidos associadas a níveis de risco toleráveis decorrentes do consumo de hortaliças cultivadas com uso de bio sólidos (intervalo de 48 meses entre a aplicação e o plantio).

Tuberosas	Patógeno	Risco tolerável		C _{hortaliças}	R _{higienização}		R _{solo/cultura}		D _{solo}				F _{dil•solo}		
		Risco anual*	Risco diário**	Dist.ribuição empírica ^(a)	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular		
									Distribuição uniforme		Distribuição uniforme				
									-	mín	máx	mín			
Campylobacter spp.	3,10x10 ⁻⁴	8,49 x10 ⁻⁷							0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	2,11 x10 ⁻⁶	-	0,001	0,01	0,015	0,025		0,012	0,067	1440	1620	0,0012	0,0094	0,0036
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	6,03 x10 ⁻⁶							0,011	0,076					
Folhosas	Patógeno	Risco tolerável		C _{hortaliças}	R _{higienização}		R _{solo/cultura}		D _{solo}				F _{dil•solo}		
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição empírica ^(a)	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular		
									Distribuição uniforme		Distribuição uniforme				
									-	mín	máx	mín			
Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	8,49 x10 ⁻⁷							0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	2,11 x10 ⁻⁶	-	0,001	0,01	0,015	0,025		0,012	0,067	1440	1550	0,0018	0,0128	0,0044
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	6,03 x10 ⁻⁶							0,011	0,076					
Frutosas	Patógeno	Risco tolerável		C _{hortaliças}	R _{higienização}		R _{solo/cultura}		D _{solo}				F _{dil•solo}		
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição empírica ^(a)	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular		
									Distribuição uniforme		Distribuição uniforme				
									-	mín	máx	mín			
Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	8,49 x10 ⁻⁷							0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	2,11 x10 ⁻⁶	-	0,001	0,01	0,00075	0,00125		0,012	0,067	1440	1560	0,0015	0,0121	0,0039
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	6,03 x10 ⁻⁶							0,011	0,076					

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no bio sólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do bio sólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo (10^{-k.t}); $R_{solo/cultura}$ = relação da quantidade de solo aderido às culturas (m/m); $R_{higienização}$ = remoção de patógenos por medidas de higienização das hortaliças (10^{-x}); e $C_{hortaliças}$ = consumo *per capita* de hortaliças em g.ano⁻¹. * risco anual = risco tolerável; ** risco diário calculado a partir do risco anual considerando 365 exposições.

(a): o consumo de hortaliças foi considerado segundo duas distribuições empíricas de probabilidade (obtidas através dos dados agrupados por UF).

Tabela 2.39 - Resumo do modelo de exposição referente ao consumo de hortaliças com uso de biossólidos (intervalo de 2 meses entre aplicação e plantio).

Tuberosas	Patógeno	Risco tolerável		C _{hortaliças}	R _{higienização}		R _{solo/cultura}		D _{solo}		F _{dil•solo}			
		Risco anual*	Risco anual*	Dist.ribuição empírica ^(a)	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular	
									Distribuição uniforme		Distribuição uniforme			
									mín	máx	mín	máx		mín
Campylobacter spp.	3,10x10 ⁻⁴	8,49 x10 ⁻⁷						0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	2,11 x10 ⁻⁶	-	0,001	0,01	0,015	0,025	0,012	0,067	<u>120</u>	<u>240</u>	0,0012	0,0094	0,0036
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	6,03 x10 ⁻⁶						0,011	0,076					
Folhosas	Patógeno	Risco tolerável		C _{hortaliças}	R _{higienização}		R _{solo/cultura}		D _{solo}		F _{dil•solo}			
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição empírica ^(a)	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular	
									Distribuição uniforme		Distribuição uniforme			
									mín	máx	mín	máx		mín
Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	8,49 x10 ⁻⁷						0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	2,11 x10 ⁻⁶	-	0,001	0,01	0,015	0,025	0,012	0,067	<u>105</u>	<u>170</u>	0,0018	0,0128	0,0044
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	6,03 x10 ⁻⁶						0,011	0,076					
Frutosas	Patógeno	Risco tolerável		C _{hortaliças}	R _{higienização}		R _{solo/cultura}		D _{solo}		F _{dil•solo}			
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição empírica ^(a)	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular	
									Distribuição uniforme		Distribuição uniforme			
									Mín	máx	mín	máx		mín
Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	8,49 x10 ⁻⁷						0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	2,11 x10 ⁻⁶	-	0,001	0,01	0,00075	0,00125	0,012	0,067	<u>150</u>	<u>180</u>	0,0015	0,0121	0,0039
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	6,03 x10 ⁻⁶						0,011	0,076					

Notas: o modelo foi aplicado com e sem a consideração do decaimento dos patógenos no solo. $C_{pat.bio}$ = concentração de patógenos no biossólido, em org.(gST)⁻¹; $F_{dil.solo}$ = fator de diluição do biossólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo (10^{-k.t}); $R_{solo/cultura}$ = relação da quantidade de solo aderido às culturas (m/m); $R_{higienização}$ = remoção de patógenos por medidas de higienização das hortaliças (10^{-x}); e $C_{hortaliças}$ = consumo *per capita* de hortaliças em g.ano⁻¹. * risco anual = risco tolerável; ** risco diário calculado a partir do risco anual considerando 365 exposições.

(a): o consumo de hortaliças foi considerado segundo duas distribuições empíricas de probabilidade (obtidas através dos dados agrupados por UF).

Tabela 2.40 - Resumo do modelo de exposição referente à ingestão de solo durante o cultivo (intervalos de 48 meses entre aplicação e cultivo).

Cultivo em pequenas propriedades	Patógeno	Risco tolerável		I _{solo}		F _{exposição}		D _{solo}		F _{dil•solo}			
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular	
				mín	máx	mín	máx	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme			
								mín	máx	mín	máx		mín
Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	1,48x10 ⁻⁶					0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	3,67x10 ⁻⁶	0,01	0,05	160	260	0,012	0,067	1440	1620	0,0015	0,0128	0,0035
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	1,05x10 ⁻⁵					0,011	0,076					
Cultivo em grandes propriedades	Patógeno	Risco tolerável		I _{solo}		F _{exposição}		D _{solo}		F _{dil•solo}			
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular	
				mín	máx	mín	máx	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme			
								mín	máx	mín	máx		mín
Campylobacter spp.	3,10 x10 ⁻⁴	4,13x10 ⁻⁶					0,012	0,067					
rotavírus	7,70 x10 ⁻⁴	1,03x10 ⁻⁵	0,001	0,01	50	100	0,012	0,067	1440	1620	0,0002	0,0121	0,0028
Cryptosporidium parvum	2,20 x10 ⁻³	2,94x10 ⁻⁵					0,011	0,076					

Notas: $F_{\text{dil} \cdot \text{solo}}$ = fator de diluição do biossólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo ($10^{-k \cdot t}$); $F_{\text{exposição}}$ = número de exposições por ano I_{solo} = ingestão acidental de solo (g). * risco anual = risco tolerável.

Tabela 2.41 - Resumo do modelo de exposição referente à ingestão de solo durante o cultivo (intervalo de 5 a 7 meses entre aplicação e cultivo).

Cultivo em pequenas propriedades	Patógeno	Risco tolerável		I_{solo}		$F_{\text{exposição}}$		D_{solo}		$F_{\text{dil} \cdot \text{solo}}$			
				Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular	
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição triangular	
				mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx
	Campylobacter spp.	$3,10 \times 10^{-4}$	$1,48 \times 10^{-6}$					0,012	0,067				
	rotavírus	$7,70 \times 10^{-4}$	$3,67 \times 10^{-6}$	0,01	0,05	160	260	0,012	0,067	150	210	0,0015 0,0128 0,0035	
	Cryptosporidium parvum	$2,20 \times 10^{-3}$	$1,05 \times 10^{-5}$					0,011	0,076				
Cultivo em grandes propriedades	Patógeno	Risco tolerável		I_{solo}		$F_{\text{exposição}}$		D_{solo}		$F_{\text{dil} \cdot \text{solo}}$			
				Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		K		t (tempo)		Distribuição triangular	
		Risco anual*	Risco anual*	Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição uniforme		Distribuição triangular	
				mín	máx	mín	máx	mín	Max	mín	máx	mín	máx
	Campylobacter spp.	$3,10 \times 10^{-4}$	$4,13 \times 10^{-6}$					0,012	0,067				
	rotavírus	$7,70 \times 10^{-4}$	$1,03 \times 10^{-5}$	0,001	0,01	50	100	0,012	0,067	150	210	0,0002 0,0121 0,0028	
	Cryptosporidium parvum	$2,20 \times 10^{-3}$	$2,94 \times 10^{-5}$					0,011	0,076				

Notas: $F_{\text{dil} \cdot \text{solo}}$ = fator de diluição do biossólido no solo (m/m); D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo ($10^{-k \cdot t}$); $F_{\text{exposição}}$ = número de exposições por ano
 I_{solo} = ingestão acidental de solo (g). * risco anual = risco tolerável.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Riscos aos consumidores de hortaliças adubadas com biofertilizantes de diferentes níveis de qualidade microbiológica (Classes 1, 2 e 3).

As estimativas de riscos de infecção associados ao consumo de hortaliças (tuberosas, folhosas e frutuosas) adubadas com biofertilizantes Classe 1, 2 e 3 (ver item 3.1) são apresentadas, respectivamente, nas Tabelas 2.42, 2.43, 2.44, em termos das medianas e percentis 95% dos riscos anuais de infecção. Deve-se ressaltar que a utilização do percentil 95% na interpretação dos resultados é, por definição, uma abordagem conservadora, pois representa uma estimativa de risco elevada com probabilidade muito baixa de ocorrência.

Sobre os resultados referentes ao consumo de hortaliças cultivadas com uso de biofertilizante Classe 1, pode-se dizer que tal prática levaria, segundo os modelos de exposição construídos, a valores de risco anuais consideravelmente baixos se comparados aos valores tidos como toleráveis pela USEPA (10^{-4} pppa) e pela OMS ($7,7 \times 10^{-4}$ pppa para rotavírus, $3,1 \times 10^{-4}$ pppa para *Campylobacter* e $2,2 \times 10^{-3}$ pppa para *Cryptosporidium*) (Tabela 2.42). Mesmo os riscos de infecção por *Ascaris* foram sempre inferiores ao valor de risco tolerável ($1,2 \times 10^{-4}$ pppa) correspondente ao valor de DALY tolerável de 10^{-6} pppa (MARA et al., 2010c).

Tabela 2.42 – Estimativas de riscos anuais de infecção (pppa) associados ao consumo de hortaliças cultivadas com biofertilizante Classe 1.

		Tuberosas		Folhosas		Frutuosas	
Consumo especificado por Unidades da Federação	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$< 10^{-14}$	$1,35 \times 10^{-10}$	$4,86 \times 10^{-12}$	$5,79 \times 10^{-10}$	$< 10^{-14}$	$1,73 \times 10^{-10}$
	Rotavírus	$1,96 \times 10^{-9}$	$1,84 \times 10^{-6}$	$7,14 \times 10^{-8}$	$8,91 \times 10^{-6}$	$4,28 \times 10^{-9}$	$2,55 \times 10^{-6}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2,03 \times 10^{-12}$	$4,76 \times 10^{-9}$	$1,03 \times 10^{-10}$	$2,27 \times 10^{-8}$	$4,42 \times 10^{-12}$	$6,81 \times 10^{-9}$
	<i>Giardia</i>	$1,00 \times 10^{-11}$	$2,17 \times 10^{-8}$	$4,73 \times 10^{-10}$	$1,23 \times 10^{-7}$	$2,20 \times 10^{-11}$	$3,44 \times 10^{-8}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$7,75 \times 10^{-6}$	$3,57 \times 10^{-5}$	$1,01 \times 10^{-5}$	$5,38 \times 10^{-5}$	$1,11 \times 10^{-5}$	$5,14 \times 10^{-5}$
Consumo nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$< 10^{-14}$	$1,19 \times 10^{-10}$	$6,56 \times 10^{-12}$	$7,38 \times 10^{-10}$	$< 10^{-14}$	$1,85 \times 10^{-10}$
	Rotavírus	$1,90 \times 10^{-9}$	$1,73 \times 10^{-6}$	$9,32 \times 10^{-8}$	$1,04 \times 10^{-5}$	$4,58 \times 10^{-9}$	$2,57 \times 10^{-6}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$1,86 \times 10^{-12}$	$4,60 \times 10^{-9}$	$1,23 \times 10^{-10}$	$3,04 \times 10^{-8}$	$4,86 \times 10^{-12}$	$7,14 \times 10^{-9}$
	<i>Giardia</i>	$8,71 \times 10^{-12}$	$2,36 \times 10^{-8}$	$6,48 \times 10^{-10}$	$1,43 \times 10^{-7}$	$2,46 \times 10^{-11}$	$3,69 \times 10^{-8}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$7,73 \times 10^{-6}$	$3,54 \times 10^{-5}$	$1,40 \times 10^{-5}$	$6,24 \times 10^{-5}$	$1,19 \times 10^{-5}$	$5,34 \times 10^{-5}$

O uso de biofossos Classe 2 tambm resultaria em valores de risco anuais de infeccao abaixo, ou muito prximos no caso de *Ascaris*, daqueles considerados aqui como tolerveis., Acrescente-se que, no caso de *Ascaris*, a superao do valor de risco tolervel somente seria verificada em abordagem bastante conservadora, pois se deu apenas em percentis 95% das estimativa de risco (Tabela 2.43). A Figura 2.9 mostra a distribuio de riscos de infeccao por *Ascaris lumbricoides* resultante do consumo de hortalias folhosas adubadas com biofssido Classe 2.

Tabela 2.43 - Estimativas de riscos anuais de infeccao (ppa) associados ao consumo de hortalias cultivadas com biofssido Classe 2.

		Tuberosas		Folhosas		Frutas	
Consumo especificado por Unidades da Federao	Patgeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$1,70 \times 10^{-12}$	$1,48 \times 10^{-9}$	$6,42 \times 10^{-11}$	$6,82 \times 10^{-9}$	$4,13 \times 10^{-12}$	$1,96 \times 10^{-9}$
	Rotavrus	$1,21 \times 10^{-8}$	$9,10 \times 10^{-6}$	$4,46 \times 10^{-7}$	$4,70 \times 10^{-5}$	$2,86 \times 10^{-8}$	$1,25 \times 10^{-5}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2,50 \times 10^{-11}$	$4,84 \times 10^{-8}$	$1,26 \times 10^{-9}$	$2,50 \times 10^{-7}$	$5,35 \times 10^{-11}$	$7,74 \times 10^{-8}$
	<i>Giardia</i>	$7,24 \times 10^{-11}$	$1,38 \times 10^{-7}$	$3,59 \times 10^{-9}$	$6,92 \times 10^{-7}$	$1,47 \times 10^{-10}$	$2,35 \times 10^{-7}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$4,36 \times 10^{-5}$	$1,53 \times 10^{-4}$	$5,89 \times 10^{-5}$	$2,39 \times 10^{-4}$	$6,33 \times 10^{-5}$	$2,25 \times 10^{-4}$
Consumo nas regies Sul, Sudeste e Centro-Oeste	Patgeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$1,78 \times 10^{-12}$	$1,32 \times 10^{-9}$	$8,53 \times 10^{-11}$	$8,88 \times 10^{-9}$	$4,13 \times 10^{-12}$	$2,12 \times 10^{-9}$
	rotavrus	$1,37 \times 10^{-8}$	$1,02 \times 10^{-5}$	$6,23 \times 10^{-7}$	$5,39 \times 10^{-5}$	$2,86 \times 10^{-8}$	$1,38 \times 10^{-5}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2,64 \times 10^{-11}$	$5,96 \times 10^{-8}$	$1,75 \times 10^{-9}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$6,30 \times 10^{-11}$	$8,23 \times 10^{-8}$
	<i>Giardia</i>	$7,85 \times 10^{-11}$	$1,61 \times 10^{-7}$	$4,80 \times 10^{-9}$	$8,77 \times 10^{-7}$	$1,71 \times 10^{-10}$	$2,38 \times 10^{-7}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$4,65 \times 10^{-5}$	$1,61 \times 10^{-4}$	$7,70 \times 10^{-5}$	$2,74 \times 10^{-4}$	$6,62 \times 10^{-5}$	$2,33 \times 10^{-4}$

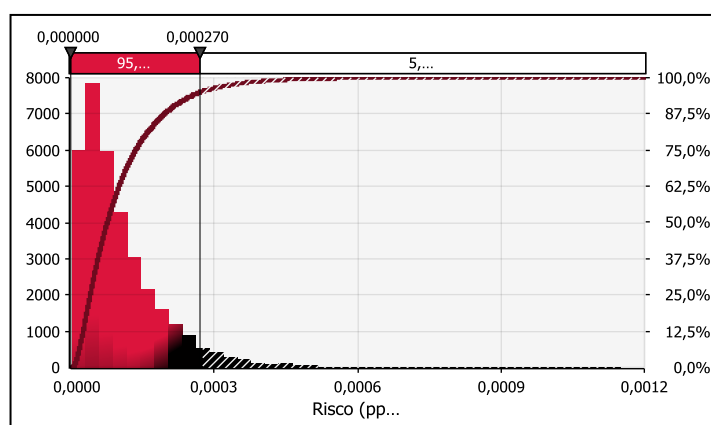


Figura 2.9 - Histograma da distribuio de probabilidades e curva de frequncia acumulada da estimativa de riscos anuais de infeccao por *Ascaris lumbricoides* decorrentes do consumo de hortalias folhosas cultivadas com biofssido Classe 2.

Com relação ao uso de biofóssido Classe 3 (Tabela 2.44), a simulação resultou em estimativas de risco mais elevadas, mas, ainda assim, a exemplo dos resultados referentes ao uso de biofóssidos Classe 2, a maior parte dos valores foram inferiores àqueles tidos como toleráveis. Mesmo as estimativas de risco de infecção por *Ascaris lumbricoides* apresentaram medianas apenas um pouco superiores ao valor de $1,2 \times 10^{-4}$ pppa (valor de risco tolerável correspondente a DALY tolerável de 10^{-6} pppa). Alguns valores de percentis 95% das estimativas de risco de infecção por rotavírus também foram superiores a 10^{-4} pppa; porém, deve-se lembrar que a referência aos percentis 95% caracteriza uma abordagem bastante conservadora. Além disso, essas estimativas mais elevadas de risco de infecção por rotavírus são inferiores ao nível de risco tolerável assumido pela OMS ($7,7 \times 10^{-4}$ pppa). Foram ilustradas na Figura 2.10 as distribuições dos riscos de infecção por *Ascaris lumbricoides* e por rotavírus decorrentes do consumo, respectivamente, de hortaliças tuberosas e frutuosas cultivadas com biofóssidos Classe 3.

Tabela 2.44 - Estimativas de riscos anuais de infecção (pppa) associados ao consumo de hortaliças cultivadas com biofóssido Classe 3.

		Tuberosas		Folhosas		Frutuosas	
Consumo especificado por Unidades da Federação	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$1,73 \times 10^{-11}$	$1,36 \times 10^{-8}$	$6,32 \times 10^{-10}$	$6,81 \times 10^{-8}$	$4,07 \times 10^{-11}$	$1,93 \times 10^{-8}$
	Rotavírus	$1,00 \times 10^{-7}$	$7,93 \times 10^{-5}$	$3,71 \times 10^{-6}$	$3,91 \times 10^{-4}$	$2,31 \times 10^{-7}$	$1,15 \times 10^{-4}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2,41 \times 10^{-10}$	$5,28 \times 10^{-7}$	$1,24 \times 10^{-8}$	$2,51 \times 10^{-6}$	$5,90 \times 10^{-10}$	$8,10 \times 10^{-7}$
	<i>Giardia</i>	$1,90 \times 10^{-10}$	$3,70 \times 10^{-7}$	$1,03 \times 10^{-8}$	$1,74 \times 10^{-6}$	$4,64 \times 10^{-10}$	$5,84 \times 10^{-7}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$3,60 \times 10^{-4}$	$1,47 \times 10^{-3}$	$4,82 \times 10^{-4}$	$2,26 \times 10^{-3}$	$5,17 \times 10^{-4}$	$2,15 \times 10^{-3}$
Consumo nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$1,88 \times 10^{-11}$	$1,41 \times 10^{-8}$	$8,16 \times 10^{-10}$	$8,55 \times 10^{-8}$	$4,35 \times 10^{-11}$	$1,94 \times 10^{-8}$
	rotavírus	$1,04 \times 10^{-7}$	$8,93 \times 10^{-5}$	$4,89 \times 10^{-6}$	$4,58 \times 10^{-4}$	$2,46 \times 10^{-7}$	$1,14 \times 10^{-4}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2,69 \times 10^{-10}$	$5,52 \times 10^{-7}$	$1,61 \times 10^{-8}$	$3,32 \times 10^{-6}$	$5,99 \times 10^{-10}$	$8,84 \times 10^{-7}$
	<i>Giardia</i>	$2,09 \times 10^{-10}$	$4,17 \times 10^{-7}$	$1,30 \times 10^{-8}$	$2,19 \times 10^{-6}$	$4,67 \times 10^{-10}$	$6,08 \times 10^{-7}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$3,92 \times 10^{-4}$	$1,53 \times 10^{-3}$	$6,33 \times 10^{-4}$	$2,53 \times 10^{-3}$	$5,39 \times 10^{-4}$	$2,22 \times 10^{-3}$

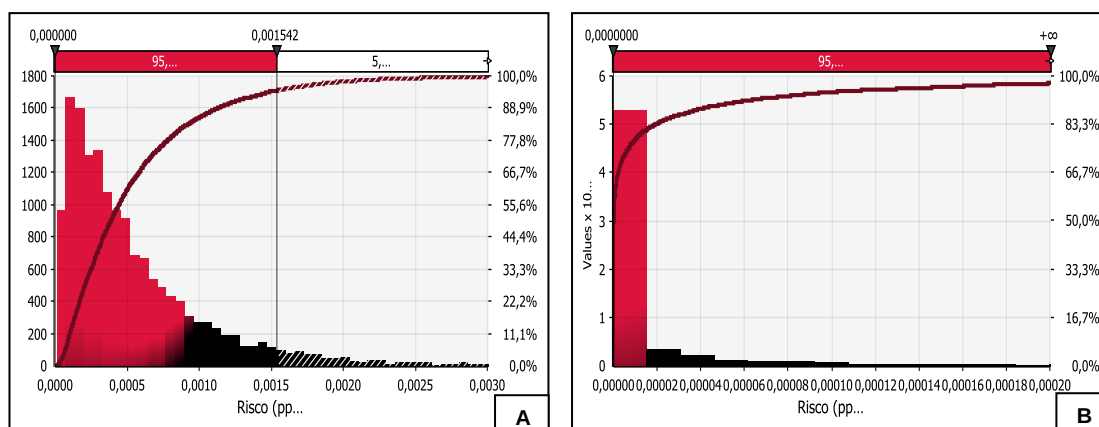


Figura 2.10 – Histogramas de distribuição de probabilidades e curvas de frequência acumulada de estimativas de riscos anuais de infecção decorrentes do consumo de hortaliças cultivadas com biossólidos Classe 3: (A) hortaliças tuberosas e infecção por *Ascaris lumbricoides*; (B) hortaliças frutosas e infecção por rotavírus.

Com relação aos riscos mais elevados de infecção por *Ascaris lumbricoides* associados ao uso de biossólidos Classe 3, isso poderia, em parte, ser creditado à não consideração de decaimento desses organismos no solo (decisão tomada em função da longa sobrevivência desses no ambiente). Deve-se, entretanto, ressaltar que diversos trabalhos vêm avaliando a perda da viabilidade de ovos de helmintos em biossólidos e no solo, inclusive muitas vezes apontando uma rápida perda de viabilidade em regiões de clima quente (Jimenez et al., 2006; Rocha et al., 2003). Cabe ainda registrar que devido à relativa escassez de informações sobre a ocorrência de ovos de helmintos em lodos de esgotos e em biossólidos, optou-se por definir as diversas classes de qualidade de biossólidos com valores de certa forma conservadores, o que pode, eventualmente, ter resultado em superestimativas de risco; por exemplo, diversos trabalhos relatam contagens de ovos viáveis até mesmo abaixo de 1,0 ovo por gST em lodo digerido (LIMA, 2010; VOLSCHAN et al., 2001) ou caleado (ROCHA, 2009).

Com relação à análise de sensibilidade, destaca-se que o ‘tempo de cultivo’ e o ‘coeficiente de decaimento’ se apresentaram, nessa ordem, como as duas variáveis de maior impacto nas estimativas de risco de infecção por bactérias, vírus e protozoários (Tabelas 6 a 10 do Anexo II), revelando que o decaimento desses patógenos no solo constitui importante barreira de proteção. A seguir, em termos de importância na determinação desses riscos de infecção, aparecem as variáveis ‘concentração de patógenos no biossólido’ e ‘remoção por medidas de higienização das culturas’. Com relação aos riscos de infecção por *Ascaris lumbricoides*, as variáveis que se mostraram mais importantes foram: ‘concentração de patógenos no biossólido’ e ‘remoção por medidas de higienização das culturas’ no caso do uso

de biossólidos Classe 1; 'remoção por medidas de higienização das culturas', 'diluição por incorporação do biossólido ao solo' e 'consumo de hortaliças' quando do uso de biossólidos Classe 2; 'consumo de hortaliças', 'remoção por medidas de higienização das culturas' e 'diluição por incorporação do biossólido ao solo', no caso do uso de biossólidos Classe 3.

4.2. Riscos aos agricultores envolvidos em atividades de aplicação de biossólidos

As estimativas de riscos anuais de infecção decorrentes da aplicação de biossólidos Classes 1, 2 e 3 em atividades de plantio são apresentadas na Tabela 2.45 em termos de medianas e percentis 95%.

Tabela 2.45 - Estimativas de riscos anuais de infecção (pppa) associados à ingestão involuntária de partículas de biossólidos durante a aplicação em atividades de plantio.

Aplicação de biossólido Classe 1				
Patógeno	Modo de aplicação			
	Pequenas propriedades		Larga escala	
	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$5,83 \times 10^{-5}$	$2,25 \times 10^{-4}$	$4,08 \times 10^{-6}$	$1,51 \times 10^{-5}$
Rotavírus	$2,84 \times 10^{-1}$	$7,06 \times 10^{-1}$	$2,32 \times 10^{-2}$	$8,28 \times 10^{-2}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$8,92 \times 10^{-4}$	$3,35 \times 10^{-3}$	$6,36 \times 10^{-5}$	$2,26 \times 10^{-4}$
<i>Giardia</i>	$4,48 \times 10^{-3}$	$1,65 \times 10^{-2}$	$3,16 \times 10^{-4}$	$1,11 \times 10^{-3}$
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$5,25 \times 10^{-2}$	$1,85 \times 10^{-1}$	$3,74 \times 10^{-3}$	$1,39 \times 10^{-2}$
Aplicação de biossólido Classe 2				
Patógeno	Modo de aplicação			
	Pequenas propriedades		Larga escala	
	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$3,29 \times 10^{-4}$	$9,74 \times 10^{-4}$	$2,29 \times 10^{-5}$	$6,43 \times 10^{-5}$
Rotavírus	$8,39 \times 10^{-1}$	$9,93 \times 10^{-1}$	$1,23 \times 10^{-1}$	$3,08 \times 10^{-1}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$1,03 \times 10^{-2}$	$3,38 \times 10^{-2}$	$7,24 \times 10^{-4}$	$2,29 \times 10^{-3}$
<i>Giardia</i>	$2,89 \times 10^{-2}$	$8,34 \times 10^{-2}$	$2,04 \times 10^{-3}$	$5,88 \times 10^{-3}$
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$3,93 \times 10^{-1}$	$7,88 \times 10^{-1}$	$3,48 \times 10^{-2}$	$1,07 \times 10^{-1}$
Aplicação de biossólido Classe 3				
Patógeno	Modo de aplicação			
	Pequenas propriedades		Larga escala	
	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$2,72 \times 10^{-3}$	$9,12 \times 10^{-3}$	$1,87 \times 10^{-4}$	$6,24 \times 10^{-4}$
Rotavírus	$1,00 \times 10^0$	$1,00 \times 10^0$	$6,51 \times 10^{-1}$	$9,65 \times 10^{-1}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$9,70 \times 10^{-2}$	$2,86 \times 10^{-1}$	$7,24 \times 10^{-3}$	$2,24 \times 10^{-2}$
<i>Giardia</i>	$7,82 \times 10^{-2}$	$1,75 \times 10^{-1}$	$5,62 \times 10^{-3}$	$1,29 \times 10^{-2}$
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$8,80 \times 10^{-1}$	$9,97 \times 10^{-1}$	$1,57 \times 10^{-1}$	$4,22 \times 10^{-1}$

Analisando os resultados referentes à aplicação de biossólido Classe 1, foram observados valores de estimativas de risco acima dos níveis toleráveis adotados pela OMS e, ou, USEPA, com destaque para a aplicação em pequenas propriedades, o que ocorreu, evidentemente, em função das condições mais desfavoráveis consideradas no respectivo modelo. Chamam atenção os elevados riscos de infecção por rotavírus e *Ascaris lumbricoides* (da ordem de 10^{-2} a 10^{-1} pppa), o que pode ser explicado, ao menos em parte, pela maior infectividade inerente a esses patógenos. A Figura 2.11 ilustra duas situações em que os riscos estimados superaram os níveis assumidos como toleráveis pela OMS.

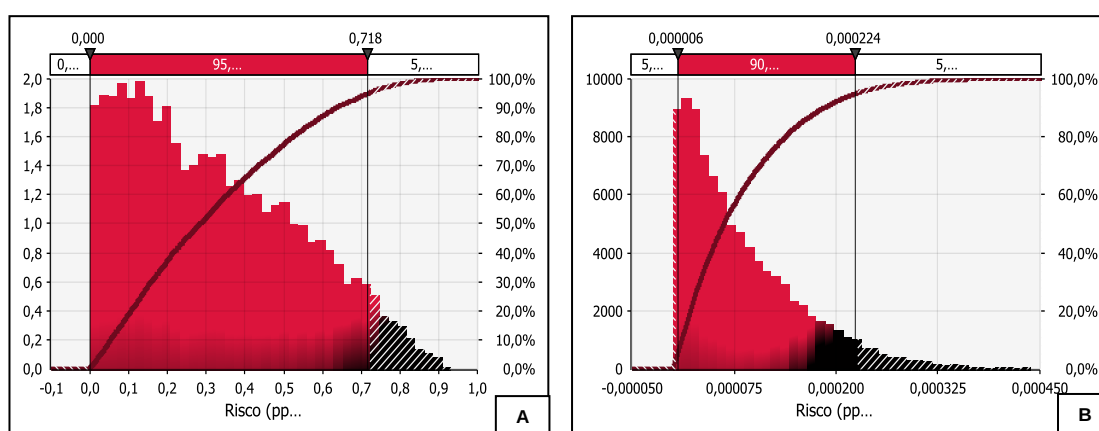


Figura 2.11 – Histogramas de distribuição de probabilidades e curvas de frequência acumulada das estimativas de riscos de infecção por rotavírus (A) e *Cryptosporidium parvum* (B) decorrentes da aplicação de biossólido Classe 1 em pequenas propriedades.

Esse panorama se repetiu quando foram avaliados os riscos decorrentes da aplicação de biossólido Classe 2, ou seja, riscos mais elevados de infecção por rotavírus e *Ascaris lumbricoides* e para aplicação em pequenas propriedades. Além disso, como esperado, os valores das estimativas de risco em si foram mais elevados em relação ao cenário anterior (aplicação de biossólido Classe 1), bem como os níveis de risco toleráveis foram superados mais frequentemente (por exemplo, nesse caso também por protozoários). A respeito da aplicação de biossólido Classe 3, praticamente todos os riscos calculados superaram os níveis toleráveis adotados tanto pela OMS, quanto pela USEPA.

A análise de sensibilidade indicou que as variáveis ‘concentração de patógenos nos biossólidos’ e ‘ingestão acidental de biossólidos’ foram as que impactaram de forma mais nítida as estimativas de risco (Tabelas 1 a 5 do Anexo II), o que indica a necessidade de reduzir as incertezas propriamente ditas em torno dessas variáveis, bem como mais bem caracterizar sua variabilidade.

4.3. Riscos aos agricultores envolvidos em atividades de manejo do sistema solo-planta.

As estimativas de riscos associados à ingestão acidental de partículas de solo durante cultivos agrícolas com uso de biofossólidos Classes 1, 2 e 3 são expressas nas Tabelas 2.46, 2.47 e 2.48 em termos das medianas e percentis 95% dos riscos anuais de infecção.

No cenário de utilização de biofossólido Classe 1 (Tabela 2.46) e observação de intervalos de quatro a seis meses entre a aplicação dos biofossólidos e o cultivo de hortaliças e de culturas anuais, foram observadas, à exceção dos valores relativos à *Ascaris lumbricoides*, estimativas de risco muito reduzidas (valores algumas vezes menores que 10^{-14} pppa). Por outro lado, valores de risco consideravelmente mais elevados foram encontrados nos cenários em que não foi considerado qualquer intervalo entre a aplicação do biofossólido e o cultivo agrícola, com destaque para os riscos de infecção por rotavírus, os quais foram mais elevados que os riscos associados à *Ascaris lumbricoides* e, inclusive, superaram os níveis de risco toleráveis admitidos pela USEPA e, ou pela OMS nas estimativas referentes aos cultivos de hortaliças e de culturas anuais em pequenas propriedades. A Figura 2.12 ilustra duas situações em que os níveis de risco toleráveis foram superados, para *Ascaris lumbricoides* e rotavírus.

Tabela 2.46 – Estimativas de riscos anuais de infecção (pppa) associados à ingestão involuntária de partículas de solo adubado com biofossólidos Classe 1 durante atividades de manejo do sistema solo-planta.

	Patógeno	Tipo de cultivo					
		Hortaliças		Culturas anuais (pequenas propriedades)		Culturas anuais (larga escala)	
	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
Intervalo de 4 a 6 meses entre aplicação e cultivo	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$< 10^{-14}$	$1,23 \times 10^{-9}$	$< 10^{-14}$	$2,48 \times 10^{-10}$	$< 10^{-14}$	$1,80 \times 10^{-11}$
	Rotavírus	$5,59 \times 10^{-10}$	$1,85 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-10}$	$3,32 \times 10^{-6}$	$7,39 \times 10^{-12}$	$2,66 \times 10^{-7}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$< 10^{-14}$	$4,97 \times 10^{-8}$	$< 10^{-14}$	$9,99 \times 10^{-9}$	$< 10^{-14}$	$7,01 \times 10^{-10}$
	<i>Giardia</i>	$< 10^{-14}$	$5,15 \times 10^{-8}$	$< 10^{-14}$	$1,03 \times 10^{-8}$	$< 10^{-14}$	$6,88 \times 10^{-10}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$1,16 \times 10^{-3}$	$4,25 \times 10^{-3}$	$2,30 \times 10^{-4}$	$1,05 \times 10^{-3}$	$1,57 \times 10^{-5}$	$8,25 \times 10^{-5}$

Tabela 2.46 – Continuação.

Sem considerar intervalo entre aplicação e cultivo	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$5,14 \times 10^{-7}$	$1,90 \times 10^{-6}$	$1,03 \times 10^{-7}$	$4,57 \times 10^{-7}$	$6,85 \times 10^{-9}$	$3,49 \times 10^{-8}$
	rotavírus	$7,32 \times 10^{-3}$	$2,67 \times 10^{-2}$	$1,45 \times 10^{-3}$	$6,46 \times 10^{-3}$	$9,98 \times 10^{-5}$	$5,18 \times 10^{-4}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$1,94 \times 10^{-5}$	$6,82 \times 10^{-5}$	$3,87 \times 10^{-6}$	$1,64 \times 10^{-5}$	$2,64 \times 10^{-7}$	$1,33 \times 10^{-6}$
	<i>Giardia</i>	$1,95 \times 10^{-5}$	$7,19 \times 10^{-5}$	$3,87 \times 10^{-6}$	$1,69 \times 10^{-5}$	$2,63 \times 10^{-7}$	$1,35 \times 10^{-6}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$1,16 \times 10^{-3}$	$4,22 \times 10^{-3}$	$2,32 \times 10^{-4}$	$1,06 \times 10^{-3}$	$1,58 \times 10^{-5}$	$8,03 \times 10^{-5}$

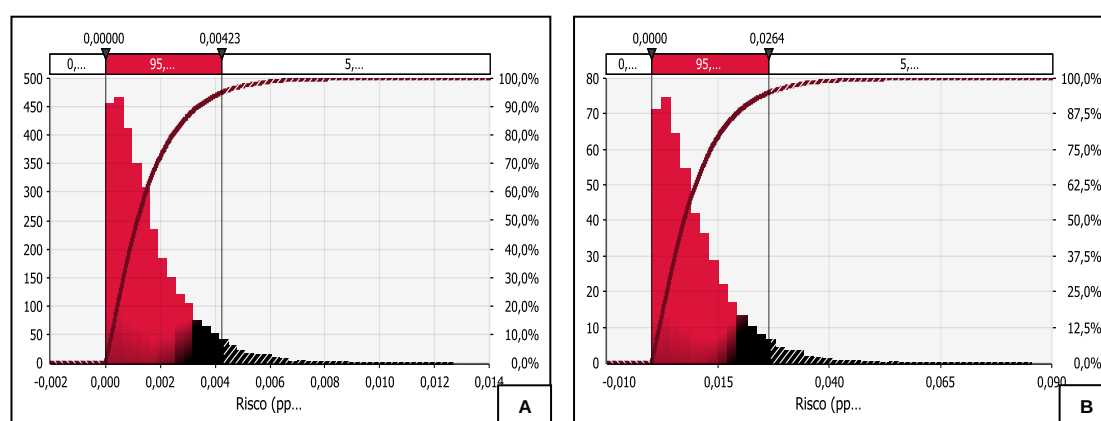


Figura 2.12 – Histogramas de distribuição de probabilidades e curvas de frequência acumulada das estimativas de riscos de infecção por *Ascaris lumbricoides* (A) e rotavírus (B) durante cultivos de hortaliças com bioossólidos Classe 1.

Com relação ao uso de bioossólidos Classe 2 (Tabela 2.47), o panorama se repetiu, ou seja, à exceção dos valores relativos à *Ascaris lumbricoides*, riscos extremamente baixos foram estimados ao se considerar intervalos de quatro a seis meses entre a aplicação dos bioossólidos e o cultivo. Os valores bem mais elevados observados para *Ascaris lumbricoides* podem ser explicados pela não consideração do decaimento desses organismos no solo, o que torna o cenário idêntico, em termos matemáticos, ao cenário subsequente, em que não é considerado qualquer intervalo entre aplicação e cultivo. Nesse caso, naturalmente, as estimativas de risco foram mais elevadas e, além de *Ascaris*, os rotavírus estiveram associados a níveis de risco muito próximos ou acima dos níveis toleráveis de referência. Como era de se esperar, em todos os casos, os riscos referentes à produção de culturas anuais em larga escala foram inferiores aos valores encontrados nos outros cenários. Na Figura 2.13 são mostradas duas situações em que os riscos anuais de infecção (por *Cryptosporidium* e *Giardia*) decorrentes da ingestão acidental de partículas de solo excederam o valor de 10^{-4} pppa durante cultivos de hortaliças com bioossólidos Classe 2.

Tabela 2.47 - Estimativas de riscos anuais de infecção (pppa) associados à ingestão involuntária de partículas de solo adubado com biossólidos Classe 2 durante atividades de manejo do sistema solo-planta.

	Patógeno	Tipo de cultivo					
		Hortaliças		Culturas anuais (pequenas propriedades)		Culturas anuais (larga escala)	
Intervalo de 4 a 6 meses entre aplicação e cultivo	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$5,24 \times 10^{-13}$	$1,40 \times 10^{-8}$	$< 10^{-14}$	$2,81 \times 10^{-9}$	$< 10^{-14}$	$1,99 \times 10^{-10}$
	Rotavírus	$3,70 \times 10^{-9}$	$9,26 \times 10^{-5}$	$7,28 \times 10^{-10}$	$1,97 \times 10^{-5}$	$5,07 \times 10^{-11}$	$1,45 \times 10^{-6}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$3,67 \times 10^{-12}$	$5,87 \times 10^{-7}$	$6,67 \times 10^{-13}$	$1,23 \times 10^{-7}$	$< 10^{-14}$	$8,80 \times 10^{-9}$
	<i>Giardia</i>	$2,02 \times 10^{-12}$	$3,30 \times 10^{-7}$	$3,77 \times 10^{-13}$	$7,43 \times 10^{-8}$	$< 10^{-14}$	$5,07 \times 10^{-9}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$6,23 \times 10^{-3}$	$1,87 \times 10^{-2}$	$1,27 \times 10^{-3}$	$4,51 \times 10^{-3}$	$8,99 \times 10^{-5}$	$3,66 \times 10^{-4}$
Sem considerar intervalo entre aplicação e cultivo	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$5,79 \times 10^{-6}$	$1,91 \times 10^{-5}$	$1,16 \times 10^{-6}$	$4,71 \times 10^{-6}$	$8,05 \times 10^{-8}$	$3,70 \times 10^{-7}$
	rotavírus	$3,86 \times 10^{-2}$	$1,11 \times 10^{-1}$	$7,99 \times 10^{-3}$	$2,82 \times 10^{-2}$	$5,61 \times 10^{-4}$	$2,34 \times 10^{-3}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2,20 \times 10^{-4}$	$7,16 \times 10^{-4}$	$4,42 \times 10^{-5}$	$1,77 \times 10^{-4}$	$3,08 \times 10^{-6}$	$1,39 \times 10^{-5}$
	<i>Giardia</i>	$1,23 \times 10^{-4}$	$3,69 \times 10^{-4}$	$2,54 \times 10^{-5}$	$9,04 \times 10^{-5}$	$1,78 \times 10^{-6}$	$7,09 \times 10^{-6}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$6,25 \times 10^{-3}$	$1,82 \times 10^{-2}$	$1,28 \times 10^{-3}$	$4,47 \times 10^{-3}$	$9,05 \times 10^{-5}$	$3,60 \times 10^{-4}$

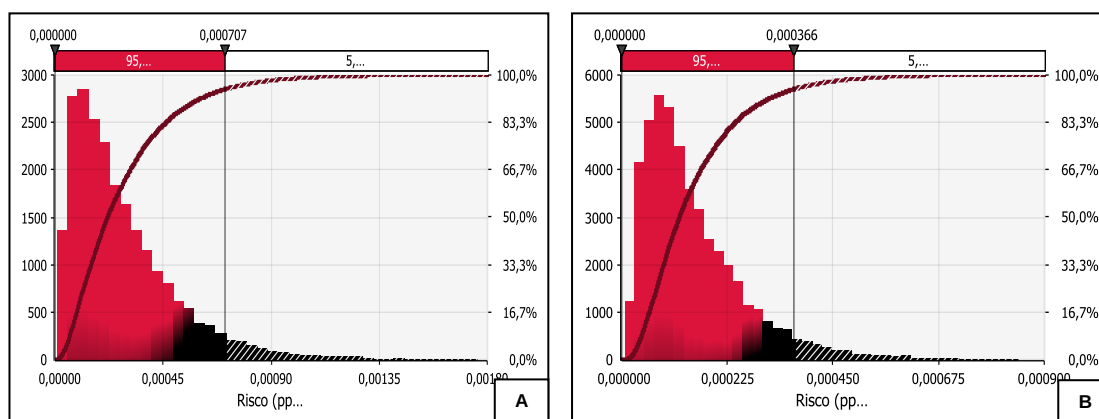


Figura 2.13 – Histogramas de distribuição de probabilidades e curvas de frequência acumulada das estimativas de riscos de infecção por *Cryptosporidium* (A) e *Giardia* (B) durante o cultivo de hortaliças com biossólidos Classe 2.

Analisando os resultados referentes ao cultivo de hortaliças e culturas anuais com biossólido Classe 3 (Tabela 2.48), observou-se novamente que as estimativas de risco de infecção por *Salmonella*, rotavírus e protozoários foram muito baixas quando foi admitido o intervalo de quatro a seis meses entre a aplicação dos biossólidos e o cultivo; por outro lado, os riscos de infecção por *Ascaris*

lumbricoides superaram os níveis tidos como toleráveis para as três categorias de cultivos consideradas. Com relação aos cenários em que o intervalo não foi computado, os riscos de infecção por *Ascaris* e rotavírus foram superiores aos níveis toleráveis em todas as situações avaliadas, e os valores medianos das estimativas de riscos de infecção por protozoários superaram esses valores referência no cenário de cultivo de hortaliças.

Tabela 2.48 – Estimativas de riscos anuais de infecção (pppa) associados à ingestão involuntária de partículas de solo adubado com biofossólidos Classe 3 durante atividades de manejo do sistema solo-planta.

	Patógeno	Tipo de cultivo					
		Hortaliças		Culturas anuais (pequenas propriedades)		Culturas anuais (larga escala)	
		Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
Intervalo de 4 a 6 meses entre aplicação e cultivo	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$5,27 \times 10^{-12}$	$1,36 \times 10^{-7}$	$1,02 \times 10^{-12}$	$2,60 \times 10^{-8}$	$< 10^{-14}$	$2,04 \times 10^{-9}$
	Rotavírus	$2,82 \times 10^{-8}$	$7,54 \times 10^{-4}$	$5,42 \times 10^{-9}$	$1,54 \times 10^{-4}$	$3,72 \times 10^{-10}$	$1,13 \times 10^{-5}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$3,40 \times 10^{-11}$	$6,43 \times 10^{-6}$	$6,54 \times 10^{-12}$	$1,27 \times 10^{-6}$	$5,16 \times 10^{-13}$	$8,70 \times 10^{-8}$
	<i>Giardia</i>	$5,44 \times 10^{-12}$	$1,00 \times 10^{-6}$	$1,06 \times 10^{-12}$	$1,82 \times 10^{-7}$	$< 10^{-14}$	$1,27 \times 10^{-8}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$5,08 \times 10^{-2}$	$1,63 \times 10^{-1}$	$1,05 \times 10^{-2}$	$4,26 \times 10^{-2}$	$7,44 \times 10^{-4}$	$3,35 \times 10^{-3}$
Sem considerar intervalo entre aplicação e cultivo	Patógeno	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%	Mediana	Perc. 95%
	<i>Salmonella</i> (non-typhi)	$5,79 \times 10^{-5}$	$1,96 \times 10^{-4}$	$1,16 \times 10^{-5}$	$4,70 \times 10^{-5}$	$8,14 \times 10^{-7}$	$3,70 \times 10^{-6}$
	rotavírus	$2,82 \times 10^{-1}$	$6,67 \times 10^{-1}$	$6,47 \times 10^{-2}$	$2,39 \times 10^{-1}$	$4,62 \times 10^{-3}$	$2,09 \times 10^{-2}$
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2,19 \times 10^{-3}$	$7,05 \times 10^{-3}$	$4,44 \times 10^{-4}$	$1,78 \times 10^{-3}$	$3,07 \times 10^{-5}$	$1,37 \times 10^{-4}$
	<i>Giardia</i>	$3,28 \times 10^{-4}$	$8,22 \times 10^{-4}$	$6,71 \times 10^{-5}$	$2,08 \times 10^{-4}$	$4,79 \times 10^{-6}$	$1,61 \times 10^{-5}$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$5,17 \times 10^{-2}$	$1,62 \times 10^{-1}$	$1,06 \times 10^{-2}$	$4,21 \times 10^{-2}$	$7,33 \times 10^{-4}$	$3,42 \times 10^{-3}$

A análise de sensibilidade (Tabelas 11 a 15 do Anexo II) revelou que nos cenários nos quais não foi considerado intervalo entre a aplicação de biofossólidos e o cultivo, as variáveis que apresentaram maior impacto nas estimativas de risco foram a ‘concentração do patógeno no biofossólido’, o ‘fator de diluição no solo’ e a ‘quantidade de solo ingerida por evento de exposição’. Mais especificamente, as variáveis mais importantes foram a ‘concentração de patógenos no biofossólido’ nos cenários que incluíram o uso de biofossólidos Classes 1, e o ‘fator de diluição no solo’ e a ‘quantidade ingerida por evento de exposição’ quando foi considerado o uso de biofossólidos de pior qualidade (Classes 2 e 3). Nos cenários em que intervalos de quatro a seis meses foram considerados, as variáveis ‘coeficiente de decaimento’ e ‘tempo de cultivo’, principalmente a primeira, se apresentaram nitidamente como as

mais importantes na determinação das estimativas de risco (com coeficientes de correlação muito superiores aos das demais variáveis), reforçando o papel do decaimento dos patógenos no solo como importante barreira de proteção.

4.4. Concentrações de patógenos no bio sólido que resultariam em níveis de risco toleráveis.

A partir da adoção de níveis de riscos toleráveis, foram calculadas as doses de patógenos que, ao serem ingeridas, resultariam nesse nível de risco, e, em seguida, foram calculadas as concentrações de bio sólidos que resultariam em tais doses. Os resultados obtidos para os diferentes microrganismos e os diferentes cenários de exposição (ingestão acidental de bio sólido ou solo e consumo de hortaliças) são apresentados nas tabelas 2.49, 2.50 e 2.51. Os valores de concentrações de patógenos no bio sólido foram expressos em termos de mediana e percentil 5%, no entendimento de que 95% dos valores acima do percentil 5%, dependendo das combinações entre as variáveis de entrada consideradas nos modelos de exposição, resultariam no nível de risco admitido como tolerável. Dessa forma, entende-se que o valor de concentração de patógenos referente ao percentil 5% poderia ser uma boa aproximação das concentrações mínimas capazes de resultar nos níveis de risco tidos como toleráveis.

Dos exercícios referentes à aplicação de bio sólidos em atividades de adubação de plantio (Tabela 2.49), nota-se que as concentrações estimadas de patógenos nos bio sólidos para que fossem observados os níveis de risco toleráveis são extremamente baixas, muito abaixo das concentrações usualmente encontradas em lodo de esgotos e alguns tipos de bio sólidos. Em outras palavras, pode-se inferir que esse tipo de atividade (aplicação de bio sólidos em atividades de adubação) exigiria, segundo os modelos utilizados, bio sólidos praticamente 'livres' de patógenos para que os níveis de risco permanecessem dentro do que a OMS considera tolerável.

No entanto, é preciso ressaltar que medidas de proteção pessoal, como a utilização de Equipamentos de Proteção Individual (EPI), não foram consideradas nos modelos, o que, na prática, poderia alterar substancialmente os resultados aqui apresentados.

Tabela 2.49 - Concentrações de patógenos [org.(gST)⁻¹] nos bioossólidos que resultariam em 10⁻⁶ DALY pppa como resultado da ingestão de partículas de bioossólidos durante a aplicação em atividades de adubação de plantio em pequenas e grandes propriedades.

Patógeno	Aplicação de bioossólidos			
	Pequenas propriedades		Grandes propriedades	
	Mediana	Perc. 5%	Mediana	Perc. 5%
<i>Salmonella</i> (non-typhi)	2,90x10 ⁻³	1,26x10 ⁻³	4,21x10 ⁻²	1,87x10 ⁻²
rotavírus	7,15x10 ⁻³	3,15x10 ⁻³	1,03x10 ⁻¹	4,69x10 ⁻²
<i>Cryptosporidium parvum</i>	9,69x10 ⁻²	4,47x10 ⁻²	1,41	6,74x10 ⁻¹

Com relação ao cenário de riscos associados à ingestão de partículas de solo durante atividades de cultivo com uso de bioossólidos (Tabela 2.50), nas simulações em que foi considerado um intervalo de 48 meses entre a aplicação do bioossólido e os cultivos agrícolas, tanto em pequenas como em grandes propriedades, nota-se que os valores estimados de concentrações de patógenos nos bioossólidos foram extremamente elevados, muito acima das concentrações usualmente encontradas em lodo de esgoto sem tratamento bruto, que dirá em bioossólidos. Isso leva a crer que a regulamentação brasileira seja excessivamente rigorosa quanto ao estabelecimento de intervalos tão longos como 48 meses entre a aplicação de bioossólidos e o cultivo de certas culturas.

No cenário em que se admitiu um intervalo de apenas cinco a sete meses entre a aplicação do bioossólido e o cultivo, os valores estimados de concentração de patógenos nos bioossólidos foram consideravelmente mais baixos, mais próximos aos tipicamente encontrados em lodo de esgoto sem tratamento, mas, ainda assim, muito cima do esperado em bioossólidos.

Sugere-se então que, segundo os cenários aqui construídos, um intervalo em torno de cinco meses entre aplicação e cultivo poderia ser adotado com considerável segurança em relação à probabilidade de infecções decorrentes da ingestão de patógenos durante cultivo de hortaliças e culturas anuais.

Tabela 2.50 - Concentrações de patógenos [org.(gST)⁻¹] nos bioossólidos resultariam em 10⁻⁶ DALY pppa em como resultado da ingestão de partículas de solo durante o cultivo em pequena e larga escala, iniciado 48 ou 5 meses após aplicação de bioossólidos.

Intervalo de 48 meses entre a aplicação de bioossólidos e o cultivo (Resolução Conama 375/2006)				
Patógeno	Pequenas propriedades		Grandes propriedades	
	Mediana	Perc. 5%	Mediana	Perc. 5%
<i>Campylobacter</i> spp.	9,98x10 ⁵⁹	1,93x10 ²²	1,88x10 ⁶¹	4,36x10 ²³
rotavírus	3,37x10 ⁶⁰	4,62x10 ²²	5,56x10 ⁶¹	6,84x10 ²³
<i>Cryptosporidium parvum</i>	3,63x10 ⁶⁷	1,29x10 ²³	9,86x10 ⁶⁸	2,13x10 ²⁴

Tabela 2.50 - Continuação.

Intervalo de cinco meses entre a aplicação de bio sólidos e o cultivo				
Patógeno	Pequenas propriedades		Grandes propriedades	
	Mediana	Perc. 5%	Mediana	Perc. 5%
<i>Campylobacter</i> spp.	5,97x10 ⁶	2,10x10 ²	1,15x10 ⁸	3,94x10 ³
rotavírus	1,37x10 ⁷	5,11x10 ²	2,96x10 ⁸	1,08x10 ⁴
<i>Cryptosporidium parvum</i>	1,00x10 ⁹	6,10x10 ³	2,18x10 ¹⁰	1,21x10 ⁵

Com relação aos riscos associados ao consumo de hortaliças adubadas com bio sólidos (Tabela 2.51), quando obedecido o intervalo de 48 meses entre a aplicação e o cultivo, as concentrações estimadas de patógenos nos bio sólidos que resultariam nos níveis de risco pré-determinados foram também extremamente elevadas, ou mesmo inimagináveis.

Por sua vez, quando considerado o intervalo de dois meses entre a aplicação do bio sólido e o cultivo das hortaliças, as estimativas de concentrações de patógenos no bio sólido que resultariam nos níveis de risco adotados como toleráveis pela OMS se apresentaram em valores bem mais próximos da qualidade de lodos de esgotos sem tratamento, mas também ainda acima do esperado em bio sólidos.

Sugere-se, assim, que as restrições impostas na Resolução Conama 375/2006 para o cultivo de hortaliças com bio sólidos em termos de intervalos a serem observados entre a aplicação e o cultivo sejam injustificáveis e excessivamente rigorosas.

Tabela 2.51 - Concentração de patógenos que resultariam em 10⁻⁶ DALY pppa em como resultado do consumo de hortaliças cultivadas 48 e 2 meses após aplicação de bio sólidos.

Intervalo de 48 meses entre a aplicação de bio sólidos e o cultivo (Resolução Conama 375/2006)						
Patógeno	Tuberosas		Folhosas		Frutasas	
	Mediana	Perc. 5%	Mediana	Perc. 5%	Mediana	Perc. 5%
<i>Campylobacter</i> spp.	3,65x10 ⁶¹	7,61x10 ²³	1,60x10 ⁵⁹	1,80x10 ²²	1,49x10 ⁵⁹	8,42x10 ²¹
Rotavírus	5,26x10 ⁶⁰	6,07x10 ²²	1,37x10 ⁵⁹	1,42x10 ²²	1,77x10 ⁵⁹	1,40x10 ²²
<i>Cryptosporidium parvum</i>	2,23x10 ⁶⁹	5,14x10 ²⁴	5,03x10 ⁶⁷	1,14x10 ²⁴	1,08x10 ⁶⁸	1,11x10 ²⁴

Intervalo de dois meses entre aplicação de bio sólidos e o cultivo						
Patógeno	Tuberosas		Folhosas		Frutasas	
	Mediana	Perc. 5%	Mediana	Perc. 5%	Mediana	Perc. 5%
<i>Campylobacter</i> spp.	1,45x10 ⁸	6,42x10 ³	3,50x10 ⁵	1,42x10 ²	2,47x10 ⁶	2,02x10 ²
rotavírus	1,15x10 ⁷	5,24x10 ²	2,86x10 ⁵	1,12x10 ²	3,93x10 ⁶	3,00x10 ²
<i>Cryptosporidium parvum</i>	2,57x10 ¹⁰	1,99x10 ⁵	3,99x10 ⁸	4,53x10 ⁴	7,46x10 ⁹	1,12x10 ⁵

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Antes de apreciações conclusivas a respeito dos resultados obtidos, julga-se necessário tecer algumas considerações a respeito dos cenários de exposição construídos para a estimativa de riscos.

(i) Como já referido, informações de literatura sobre concentrações e viabilidade de patógenos em bio sólidos ainda são relativamente escassas e, devido a dificuldades analíticas, os dados experimentais obtidos no presente estudo limitaram-se a *Ascaris*. Portanto, a caracterização microbiológica dos bio sólidos em três classes de qualidade assumida neste trabalho deve ser objeto de revisões críticas.

(ii) O decaimento de patógenos no solo foi identificado como uma importante barreira de proteção e minimização de riscos à saúde de consumidores de hortaliças adubadas com bio sólidos de trabalhadores envolvidos em atividades de manejo agrícola. Entretanto, aqui também residem grandes lacunas de informação. Isso levou à adoção, em algumas situações, de hipóteses simplificadoras e valores um tanto arbitrários.

(iii) A ingestão acidental de bio sólido ou solo também se mostrou uma variável importante na determinação das estimativas de risco ao trabalhador. Porém, essa é mais uma variável cercada de incerteza e cujos valores e variações foram assumidos nos modelos de forma um tanto subjetiva.

Não obstante, deve-se ressaltar que os modelos de exposição foram sempre construídos a favor da segurança em relação às informações disponíveis na literatura.

Feitas tais ressalvas, de acordo com os modelos aqui formulados, os resultados sugerem que o cultivo de hortaliças não seja o cenário de risco mais preocupante associado ao uso agrícola de bio sólidos e que, portanto, as restrições impostas pela Resolução Conama 375/2006 para essa prática agrícola sejam excessivamente rigorosas. Os resultados sugerem ainda que mesmo um intervalo de dois meses entre a aplicação do bio sólido e o cultivo das hortaliças, portanto muito menor que o exigido na Resolução Conama 375/2006, ainda apresentaria considerável margem de segurança.

No que diz respeito ao risco ocupacional associado a atividades de adubação de plantio com bio sólidos, os resultados indicam que este sim é um cenário de elevada preocupação. Sugere-se, entretanto, que os elevados níveis de risco

associados a alguns dos cenários aqui explorados possam ser minorados com medidas de proteção ao trabalhador, por exemplo, o uso de equipamentos de proteção individual (EPI) e, ou se evitar a aplicação manual do biofóssido.

Por sua vez, as estimativas de risco ocupacional referentes ao cenário de atividades de manejo agrícola durante o cultivo revelaram que medidas tais como a incorporação do biofóssido no solo e, principalmente, a observação de intervalos entre a aplicação do biofóssido e o cultivo, cumprem importante papel de barreiras de proteção. Entretanto, os intervalos aqui considerados (quatro a seis meses) levaram, para todas as classes de biofóssidos, a níveis de risco em geral muito baixos ou mesmo negligíveis, à exceção dos riscos de infecção por *Ascaris*. Sugere-se então, mais uma vez, que as exigências em termos de intervalos de tempo impostas na Resolução Conama 375/2006 sejam demasiadamente rigorosas.

Por fim, deve-se destacar que, de modo geral, *Ascaris lumbricoides* e rotavírus foram responsáveis pelas estimativas de riscos mais elevadas, seguidos dos protozoários e, por último, de *Salmonella* e *Campylobacter*, sendo essas informações importantes na orientação do estabelecimento de padrões de qualidade de biofóssidos.

Cabe ainda destacar que a discussão em torno de atendimento ou não de riscos toleráveis têm como referência os riscos de infecção relativos à carga de doença tolerável de 10^{-6} DALY pppa. Por exemplo, ao se considerar como tolerável 10^{-4} DALY pppa, o nível correspondente de risco tolerável de infecção por *Ascaris* seria de $1,2 \times 10^{-2}$ pppa; nesse caso, mesmo nos cenários de exposição mais desfavoráveis aqui considerados (por exemplo, aplicação de biofóssidos Classe 3 e decaimento nulo de ovos de helmintos no solo) as estimativas de risco permaneceriam em níveis toleráveis.

6. REFERÊNCIAS

- AHMED, A. U.; SORENSEN, D. W. Kinetics of pathogen destruction during storage of dewatered biosolids. *Water Environment Research*, v. 67, p. 143-150, 1995.
- AITKEN, M. D. et al. Inactivation of *Ascaris suum* and poliovirus in biosolids under thermophilic anaerobic digestion conditions. *Environmental Science and Technology*, v. 39, n. 15, p. 5804-5809, 2005.
- ALTEKRUSE, S. F.; COHEN, M. L.; SWERDLOW, D. L. Emerging Foodborne Diseases. *Emerging Infectious Diseases*, v. 3, n. 3, p. 185-193, 1997.
- AMOAHA, P. et al. Effectiveness of common and improved sanitary washing methods in selected cities of West Africa for the reduction of coliform bacteria and helminth eggs on vegetables. *Tropical Medicine and International Health*, v. 12, n. 2, p. 40-50, 2007.
- ANDRAUS, S. et al. Eficiência da calagem na remoção de bactérias entéricas, no lodo aeróbio da ETE-Belém, em Curitiba-PR. *Sanare*, v. 10, n. 10, p. 57-62, 1998.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 6, 2001. 484 p.
- ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; CHERNICHARO, C. A. Secagem e higienização de lodos com aproveitamento do biogás. In: CASSINI, S. T. (Coord), et al. *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- ANDREWS, D. A.; MAWER, S. L.; MATTHEWS, P. J. Survival of *Salmonellae* in sludge injected into soil. *Water and Effluent Treatment Journal*, v. 23, p. 72-74, 1983.
- BARBIER, D. et al. Parasitic hazard with sewage sludge applied to land. *Applied Environmental Microbiology*, v. 56, n. 5, p. 1420-1422, 1990.
- BASTOS, R. K. X. *Quantitative microbial risk analysis applied to biosolids use in agriculture: a state of the art review*. 2010, Monografia (Pós doutorado) – School of Civil Engineering, University of Leeds. Leeds, UK. 2010.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). *Desinfecção de efluentes sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 27-88.

BASTOS, R. K. X.; BEZERRA, N. R.; BEVILACQUA, P. D. Planos de segurança da água: novos paradigmas em controle de qualidade da água para consumo humano em nítida consonância com a legislação brasileira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXIV. 2007, Belo Horizonte. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES. 2007 (CD ROOM).

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*, v. 2, n. 1, p. 143-159, 2009a.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; MIERZWA, J. C. Análise de Risco Aplicada ao Abastecimento de Água para Consumo Humano. In: PÁDUA, V. L. D., et al. *Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. Belo Horizonte: ABES, 2009b.

BLACK, R. E.; et al. Experimental *Campylobacter jejuni* infection in humans. *Journal of Infectious Diseases*, v. 157, n. 3, p. 472-479, 1988.

BLUMENTHAL, U. J. et al. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization*, v. 78, n. 9, p. 1001-1116, 2000.

BOFILL-MAS, S. et al. Quantification and stability of human adenovirus and polyomavirus JCPyV in wastewater matrices. *Applied and Environmental Microbiology*. V. 72, n. 12, p. 7894–7896, 2006.

BONILHA, P. R. N.; FALCÃO, D. P. Ocorrência de enteropatógenos em alfaves e suas águas de irrigação. *Alimentos e Nutrição*, São Paulo, v. 5, p. 87-97, 1994.

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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 da outras providências*. Brasília, ago. 2006.

CABARET, J. et al. The use of urban sewage sludge on pastures: the cysticercosis threat. *Veterinary Research*, v. 33, n. 5, p. 575-597, 2002.

CHAN, M. S. The global burden of intestinal nematode infections – fifty years on. *Parasitology Today*, v. 13, n. 11, p. 438-443, 1997.

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*, v. 45, p. 257-262, 1999.

COMPARINI, J. B. *Estudo do decaimento de patógenos em biossólidos estocados em valas e em biossólidos submetidos à secagem em estufa agrícola*. 2001. 308 p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo-SP, 2001.

COSTA NETO, P. L. O. *Estatística*. São Paulo: Edgard Blücher, 1977. 264 p.

DAHAB, M. F.; SURAMPALLI, R. Y. Effects of aerobic and anaerobic digestion systems on pathogen indicator reduction in municipal sludge. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 10, p. 181-187, 2002.

DAVIES, C. M. et al. Dispersion and transport of *Cryptosporidium* oocysts from fecal pat sunder simulated rainfall events. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 70, n. 2, p. 1151-1159, 2004.

DIAS, G. M. F. *Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico como ferramenta para a formulação de diretrizes para uso agrícola de águas residuárias: estudo da sanidade animal*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG, 2012.

DUGGAN, M. J.; WILLIAMS., S. Lead-in-Dust in City Streets. *Science of Total Environment*, v. 7, p. 91-97, 1977.

DUPONT, H. L. et al. The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *The New England Journal of Medicine*, v. 332, n. 13, p. 855-859, 1995.

EISENBERG, J. N. et al. Quantifying water pathogen risk in an epidemiological framework. *Risk Analysis*, v. 16, p. 549-563, 1996.

EISENBERG, J. N. S. et al. A dynamic model to assess microbial health risks associated with beneficial uses of biosolids. *Risk Analysis*, v. 24, n. 1, p. 221-236, 2004.

EISENBERG, J. N. S. et al. *Application of a dynamic model to assess microbial health risks associated with beneficial uses of biosolids: Phase II. Report 98-REM-1*. Water Environment Research Foundation. Alexandria, VA. 2006.

EISENBERG, J. N. S. et al. Microbial Risk Assessment Framework for Exposure to Amended Sludge Projects. *Environmental Health Perspectives*, v. 116, n. 6, p. 727-733, 2008.

EMBRAPA. *Catálogo brasileiro de hortaliças*. Brasília, DF: Sebrae, Embrapa Hortaliças, 2010. 60 p.

ENVIRONMENT AGENCY. Part 1 - An overview of the treatment and use in agriculture of sewage sludge in relation to its impact on the environment and public health. *Methods for the Examination of Waters and Associated Materials*, UK, 2003a. 30 p.

EPSTEIN, E. *Land application of sewage sludge and biosolids*. Boca Raton: Lewis Publisher, 2003.

FAO/WHO. *Hazard identification and hazard characterization of Salmonella in broilers and eggs*. Rome: FAO/WHO, v. In Joint FAO/WHO Expert Consultation on Risk Assessment of Microbiological Hazards in Foods. pp 17-21, 2000.

FARRELL, J. B. Pathogen reduction requirements of 40 CFR Part 503: their origin, evaluation, new reduction approaches. In: SMITH, J.E.; MILLNER, P.D.; JAKUBOWSKI, W.; GOLDSTEIN, N.; RYNK, R. *Contemporary perspectives on infectious disease agents in sewage sludge and manure*. Emmaus: The JG Press Inc, 2005. p.217-29.

FEACHEM, R. G. et al. *World Bank Studies in Water Supply and Sanitationl 3: Sanitation and Disease Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. New York: John Wiley & Sons, 1983.

FINLEY, B. et al. Recommended Distributions for Exposure Factors Frequently Used in Health Risk Assessment. , Vol. 14, No. 4, 1994. *Risk Analysis*, v. 14, n. 4, p. 533-553, 1994.

FREY, H. C.; PATIL, S. R. Identification and review of sensitivity analysis methods. *Risk Analysis*, v. 22, n. 3, p. 533-578, 22002.

GALE, P. Using event trees to quantify pathogen levels on root crops from land application of treated sewage sludge. *Journal of Applied Microbiology*, v. 94, p. 35-47, 2003.

GALE, P. Land application of treated sewage sludge: quantifying pathogen risks from consumption of crops. *Journal of Applied Microbiology*, v. 98, p. 380-396, 2005.

GASPARD, P.; WIART, J.; SCHWARTZBROD, J. Parasitological contamination of urban sludge for agricultural purpose. *Waste Management and Research*, v. 15, p. 429-436, 1997.

GERBA, C. P.; PEPPER, I. L.; WHITEHEAD, I. I. I. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 10, p. 225-230, 2002.

GERBA, C. P. et al. Exposure and risk assessment of *Salmonella* in recycled residuals.. 57.7 | 2008. *Water Science and Technology*, v. 57, n. 7, p. 1061-1065, 2008.

GIBBS, R. A. et al. Regrowth of faecal coliforms and *Salmonella* in the stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 11-12, p. 269-275, 1997.

GIBBS, R. et al. *Die-off of human pathogens in stored wastewater sludge and sludge applied to land*. UWRAA Research Project. n° [55-51(91/58)]. 1994.

GUERRANT, D. I. et al. Association of early childhood diarrhea and cryptosporidiosis with impaired physical fitness and cognitive function four-seven years later in a poor urban community in northeast Brazil: *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. v. 61, n. 5, p. 707-713, 1999.

HAAS, C. N. et al. Risk assessment of virus in drinking water. *Risk Analysis*, v. 13, n. 5, p. 545-552, 1993.

HAAS, C. N et al. How to average microbial densities to characterize risk. *Water Research*, v. 30, p. 1036-1038, 1996.

HAAS, C. N.; ROSE, J.; GERBA, C. P. *Quantitative microbial risk assessment*. New York: John Wiley & Sons, 1999. 449 p.

HAAS, C. N.; EISENBERG, J. N. S. Risk assessment. In: *Water Quality: Guidelines, Standards and Health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London: IWA Publishing, 2001. p. 257-288.

HAMILTON, A. J. et al. Is the risk of illness through consuming vegetables irrigated com reclaimed wastewater different for different population groups? *Water Science and Technology*, v. 54, n. 11/12, p. 379-386, 2006.

HAVELAAR, A. H.; MELSE, J. M. *Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality: a burden of disease approach*. Genebra: WHO, 2003. 49 p.

HAWLEY, J. K. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis*, v. 5, p. 289-302, 1985.

HAYS, B. D. Potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludge. *Water Research*, Onon, v. 11, p. 583-595, 1977.

HE, J. W.; JIANG, S. Quantification of Enterococci and Human Adenoviruses in Environmental Samples by Real-Time PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, n. 5, p. 2250–2255, mar. 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 e system safety*, v. 89, n. 3, p. 305-330, 2005.

HESSE, R. Triangle distribution: mathematical link for excel. *Decision line 31: 3* 2000, v. 31, n. 3, p. 12-14, 2000.

HORNICK, R. B. et al. Typhoid Fever: pathogenesis and immunologic control. *The New England Journal of Medicine*, v. 283, n. 13, p. 686-691, 1970.

HU, C. J. et al. *Giardia* and its implications for sludge disposal. *Water Science and Technology*, v. 34, n. 7-8, p. 179-186, 1996.

HURST, C. J. et al. Survival of enteroviruses in rapid-infiltration basins during the land application of wastewater. *Applied Environmental Microbiology*, v. 40, p. 192-200, 1980.

HUTCHISON, M. L. et al. Effect of length of time before incorporation on survival of pathogenic bacteria present in livestock wastes applied to agricultural soil. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 70, n. 9, p. 5111-5118, 2004.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa de orçamentos familiares 2008-2009: Aquisição alimentar domicílios *per capita* – Brasil e grandes regiões. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

JENKINS, M. B. et al. *Cryptosporidium parvum* oocyst inactivation in three soil types at various temperatures and water potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 34, p. 1101-1109, 2002.

JIMENEZ, B. et al. Using Ecosan sludge for crop production. *Water Science and Technology*, v.54, n.5, p. 169–177, 2006.

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 of Parasitology*, v. 28, p. 627-633, 1998.

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*, v. 13, n. 2, p. 169-179, 2003.

KATZ, M.; PLOTKIN, S. A. Minimal infective dose of attenuated polio virus for man. *American Journal of Public Health*, v. 57, n. 10, p. 1837-1840, 1967.

KIMBROUGH, R. D. et al. Health implications of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) contamination of residential soil. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, v. 14, p. 47-93, 1984.

KOPROWSKI, H. Immunization against poliomyelitis with living attenuated virus. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, v. 5, p. 446-452, 1956.

LAGOY, P. K. Estimated soil ingestion rates for use in risk assessment. *Risk Analysis*, v. 7, p. 355-359, 1987.

LANG, N. L.; SMITH, S. R. Influence of soil type, moisture content and biosolids application on the fate of *Escherichia coli* in agricultural soil under controlled laboratory conditions. *Journal of Applied Microbiology*, v. 103, p. 2122-2131, 2007.

LASOBRAS, J. et al. Occurrence and levels of phages proposed as surrogate indicators of enteric viruses in different types of sludges. *Journal of Applied Microbiology*, n. 8, p. 723-729, 1999.

LEPOW, M. L. et al. Sabin type 1 (LSc2ab) oral poliomyelitis vaccine: effect of dose upon response of newborn infants. *American Journal of diseases in Children*, v. 104, p. 67-71, 1962.

LEPOW, M. L. et al. Investigations into Sources of Lead in the Environment of Urban Children. *Environmental Research*, v. 10, p. 415-426, 1975.

LOPEZ, A. D. et al. Measuring the global burden of disease and risk factors, 1990–2001. In: LOPEZ, A. D.; MATHERS, C. D. e EZZATI, D. T. *Global Burden of Disease and Risk Factors*. 2006.

MACHADO, M. F. S. *A situação brasileira dos bio sólido*. 2001. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2001.

MARA, D. D.; HORAN, N. J. Sludge to land: microbial double standards. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*, v. 16, p. 249-252, 2002.

MARA, D. D. et al. Health risks in wastewater irrigation: comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *Journal of Water and Health*, v. 5, n. 1, p. 39-50, 2007.

MARA, D. D.; SLEIGH, A. Estimation of *Ascaris* infection risks in children under 15 from the consumption of wastewater-irrigated carrots. *Journal of Water and Health*, v. 8, n. 1, p. 35-39, 2010a.

MARA, D. D.; SLEIGH, A. Estimation of norovirus and *Ascaris* infection risks to urban farmers in developing countries using wastewater for crop irrigation. *Journal of Water and Health*, v. 8, n. 3, p. 572-576, 2010b.

Mara D D, Hamilton A.J., Sleigh, P. A. and Karavarsamis N. *Options for Updating the 2006 WHO Guidelines: More Appropriate Tolerable Additional Burden of Disease, Improved Determination of Annual Risks, Norovirus and Ascaris Infection Risks, Extended Health-Protection Control Measures, Treatment and Non-treatment Options*. Geneva: World Health Organization, 2010c.

MCCULLOUGH, N. B.; WESLEY, E. C. Experimental Human salmonellosis. I. Pathogenicity of strains of *Salmonella* meleagridis and *Salmonella* anatum obtained from spray-dried whole egg. *Journal of Infectious Diseases*, v. 88, p. 278-289, 1951a.

MCCULLOUGH, N. B.; WESLEY, E. C. Experimental Human salmonellosis. III. Pathogenicity of strains of *Salmonella* newport, *Salmonella* derby, and *Salmonella* bareilly obtained from spray-dried whole egg. *Journal of Infectious Diseases*, v. 89, p. 209-213, 1951b.

MCCULLOUGH, N. B.; WESLEY, E. C. Experimental Human salmonellosis. IV. Pathogenicity of strains of *Salmonella pullorum* obtained from spray-dried whole egg. *Journal of Infectious Diseases*, v. 89, p. 259-266, 1951c.

MEDEMA, J. G.; SCHIJVEN, J. F. Modelling the sewage discharge and dispersion of *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water. *Water Research*, v. 35, n. 18, p. 4307-4316, 2001.

MELO, W. J.; TSUTIYA, M. T.; MARQUES, M. O. Nível de fertilidade em solos tratados com biossólido oriundo da estação de tratamento de esgoto de Barueri, localizada na região metropolitana de São Paulo, e cultivados com milho. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXVII. *Anais...* Porto Alegre: AIDIS, ABES, 2000.

MIGNOTTE, B.; MAUL, A. S. L. Comparative study of techniques used to recover viruses from residual urban sludge. *Journal of Virological Methods*, v. 78, p. 71-80, 1999.

MONPOEHO, S. et al. Clearance of Human-Pathogenic Viruses from Sludge: Study of Four Stabilization Processes by Real-Time Reverse Transcription-PCR and Cell Culture. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 70, n. 9, p. 5434–5440, set. 2004.

MORGAN, M. G.; HERION, M. Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. *Cambridge University Press*, v. 28, n. 11-12, p. 219-222, 2007.

NASSER, A. M. et al. Die-off and retardation of *Cryptosporidium* spp. oocysts in loamy soil saturated with secondary effluent. *Science and Technology*, v. 3, n. 4, p. 253-259, 2003.

NAVARRO, I. et al. Application of Helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil. *Journal of Water and Health*, v. 7, n. 1, p. 31-44, 2009.

NICHOLSON, F. A.; GROVES, S. J.; CHAMBERS, B. J. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 2, p. 135-143, 2005.

NOVAIS, R. F. *Um sistema de interpretação de análises de solo e recomendação de corretivos e fertilizantes*. Departamento de solos, Universidade Federal de Viçosa. 2010. (Notas de aula de fertilidade do solo).

O'DONNELL, C. J.; MEYER, K. B.; JONES, J. V. Survival of parasite eggs upon storage in sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 28, p. 627-633, 1984.

OLSON, M. E. et al. *Giardia* cyst and *Cryptosporidium* oocyst survival in water, soil and cattle faeces. *Journal of Environmental Quality*, v. 28, p. 1991-1996, 1999.

PALISADE CORPORATION. *Add-In do Microsoft® Excel para Simulação e Análise de Riscos*. Versão 5.7. [S.l.]. 2010.

PAVIONE, D. M. D. 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*. 2010. 186 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. 2010.

PAYMENT, P.; PLANTE, R.; CEJKA, P. Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, *Giardia* cysts, and *Cryptosporidium* oocysts at a largewastewater primary treatment facility. *Canadian Journal of Microbiology*, v. 47, p. 188-193, 2001.

PEDERSON, D. Density levels of pathogenic microorganisms in municipal waste water sludge: indicator organism in Sonoran Desert soil amended with sewage sludge. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 28, n. Part A Environmental Science Engineering, p. 1287-1302, 1981.

PENG, M. M. et al. Genetic Polymorphism Among *Cryptosporidium parvum* Isolates: Evidence of Two Distinct Human Transmission Cycles. *Dispatches*, v. 3, n. 4, p. 567-573, 1997.

PETTERSON, S. R.; ASHBOLT, N.; SHARMA, A. Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops: a screening-level risk assessment. *Water Environmental Resources*, v. 73, n. 6, p. 667-672, 2001.

PETTERSON, S. A.; ASHBOLT, N. J. *WHO Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture*: microbial risk assessment section. Geneva: WHO, 2002.

PETTERSON, S. R. et al. *QMRA methodology*. University of New South Wales. Sydney, Australia, 2006. 64 p. Disponível em <http://www.microrisk.com/publish/cat_index_11.shtml>

PLOTKIN, S. A.; KOPROWSKI, S.; STOKES, J. Clinical trials in infants of orally administered attenuated poliomyelitis viruses. *Pediatrics*. v. 23, p. 1941-1062, 1959.

POURCHER, A. M. et al. Decrease of enteric microorganisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture. *Journal of Applied Microbiology*, v. 99, n. 3, p. 528-539, 2005.

REGLI, S. et al. Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal of American Water Works Association*, v. 83, n. 11, p. 76-84, 1991.

RENDTORFF, R. C. The experimental transmission of human intestinal protozoan parasites 1. *Giardia lamblia* cysts given in capsules. *American Journal of Hygiene*, v. 59, p. 209-220, 1954.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS - CFSEMG. *Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação*, Viçosa: Embrapa/UFV/SBCS, 1999.

RIMHANEN-FINNE, R. et al. Comparative analysis of *Cryptosporidium*, *Giardia* and indicator bacteria during sewage sludge hygienization in various composting processes. *Letters in Applied Microbiology*, v. 38, p. 301-305, 2004.

ROBERTSON, L. J. et al. *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts at sewage treatment works in Scotland, UK. *Water Research*, v. 34, p. 2310-2322, 2000.

ROCHA, R. E. M. et al. Avaliação de biossólido de águas servidas domiciliares como adubo em couve. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 12, p. 1435-1441, 2003.

ROCHA, A. L. C. L. *Higienização de lodo anaeróbio de esgoto por meio alcalino estudo de caso da ETE Lages – aparecida de Goiânia–GO*. 2009. 118 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás. Goiânia-GO, 2009.

ROSE, J. B.; GERBA, C. P.; JAKUBOWSKI, W. Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Environmental Science and Technology*, v. 25, p. 1393-1400, 1991.

ROWELL, D. L. The arrangement of particles and pores: soil structure. In: ROWELL, D. L. *Soil Science, Methods and Applications*. Harlow, UK: Addison-Wesley Longman Limited, 1997. p. 60–78.

SAHLSTROM, L. et al. Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, n. 38, p. 1989-1994, 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 outubro 2011.

SAMPAIO, A. O. Adequação das estações de tratamento de esgotos sanitários à Resolução número 375 do Conama. In: COSCIONE, A. R. 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, 2010. p. 265-280.

SANGUINETTI, G. S. et al. Investigating helminth eggs and *Salmonella* spp. in stabilization ponds treating septage. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 12, p. 239-247, 2005.

SATO, M. I. Z. et al. Avaliação de risco por enterovírus na aplicação de lodo de esgoto na agricultura. In: VII SIMPÓSIO INTERAMERICANO DE BIODIVERSIDADE. *Anais...* Porto Alegre, RS. 2010.

SCHAUM, J. *Risk Analysis of TCDD Contaminated Soil*. Office of Health and Environmental Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. 1984.

SCHIFF GM, S. G. Y. E. S. D. P. J. W. R. Studies of Echovirus-12 in volunteers: determination of minimal infectious dose and the effect of previous infection on infectious dose. *Journal of Infectious Diseases*, v. 150, n. 6, p. 858-866, 1984.

SIDHU, J. et al. The role of indigenous microorganisms in suppression of *Salmonella* regrowth in composted biosolids. *Water Research*, v. 35, n. 4, p. 913-920, 2001.

SIDHU, J. P. S.; TOZE, S. G. Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. *Environment International*, n. 35, 2009.

SILVA, N. R. et al. Soil-transmitted helminth infections: updating the global picture. *Trends in Parasitology*. v19, n 12, p. 547–551, 2003.

SKANAVIS, C.; YANKO, W. A. Evaluation of composted sewage sludge based soil amendments for potential risks of salmonellosis. *Journal of Environment and Health*, v. 56, n. 7, p. 19-23, 1994.

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.

SPIEGEL, M. R. Tradução e revisão técnica. In: CONSENTINO, P. *Estatística*. 3. ed. São Paulo: Makron Books, 1993. p. 643.

STEINER, T. S. et al. Enteroaggregative *Escherichia coli* produce intestinal inflammation and growth impairment and cause interleukin-8 release from intestinal epithelial cells: *Journal of Infectious Disease*, v. 177, n. 1, p. 88-96, 1998.

STRAUB, T. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. Hazards from pathogenic microorganisms in landdisposed sewage sludge. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 132, p. 55-91, 1993.

TEUNIS, P. F. M. et al. *The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens*. Technical Report. The Netherlands. 1996.

TEUNIS, P. F. M.; NAGELKERKE, N. J. D.; HAAS, C. N. Dose response models for infectious gastroenteritis. *Risk Analysis*, v. 19, n. 6, p. 1251–1260, 1999.

TEUNIS, P. F. M.; CHAPPELL, C. L.; OKHUYSEN, P. C. *Cryptosporidium* Dose-Response Studies: Variation Between Hosts. *Risk Analysis*, v. 22, n. 3, p. 475–485, 2002.

TEUNIS, P. F. M. et al. Norwalk virus: How infectious is it? *Journal of Medical Virology*, v. 80, n. 8, p. 1468–1476, 2008.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C. Riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 245-258.

THOMPSON, R. C. A. Giardiasis as a re-emerging infectious disease and its zoonotic potential. *International Journal for Parasitology*, v. 30, p. 1259-1267, 2000.

TINDALL, B. J. et al. Nomenclature and taxonomy of the genus. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, v. 55, p. 521–524, 2005.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Pathogen Risk Assessment for Land Application of Municipal Sludge: Methodology and Computer Model*. Washington, DC: EPA, v. 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. *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. *Exposure Factors Handbook*. Washington, DC: EPA, v. II Food Ingestion Factors., 1997.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Child-Specific Factors Handbook. National Centre for Environmental Assessment*. EPA/600/P-00/002B. Washington, DC. 2002.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. Cincinnati: EPA, 2003. 186 p.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Guidelines for Water Reuse*. Washington, DC: EPA, 2004.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *2006 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories*. Washington, DC: EPA, 2006.

VANZO, J. E.; MACEDO, L. S.; TSUTIYA, M. T. ETE franca: uma estação que além de tratar os esgotos, produz insumos agrícolas. In: IN: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, X. P. A. 2. *Anais...* Porto Alegre: AIDIS, ABES, 2000.

VIANA, D. B. *Contribuições para a construção de modelos de estimativa de riscos a saúde associados à transmissão de Giardia e Cryptosporidium via abastecimento de água para consumo humano*. 2011. 202 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG. 2011.

VOLSCHAN JUNIOR, I.; JORDÃO, E. P.; PAIXÃO., M. C. T. Caracterização qualitativa do lodo gerado por estações de tratamento de esgotos sanitários da

região metropolitana do Rio de Janeiro. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2001.

VON SPERLING, M. et al. Evaluation and modelling of helminth eggs removal in baffled and unbaffled ponds treating anaerobic effluent. *Water Science Technology*, v. 48, n. 2, p. 113-120, 2003.

VOSE, D. *Risk Analysis: A Quantitative Guide*. 3. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2008.

WARD, R. L. et al. Human Rotavirus studies of volunteers: determination of infectious dose and serological response to infection. *Journal of Infectious Diseases*, v. 154, n. 5, p. 871-880, 1986.

WATKINS, J.; SLEATH, K. P. Isolation and enumeration of *Listeria monocytogenes* from sewage, sewage sludge and river water. *Journal of Applied Bacteriology*, v. 10, p. 1-9, 1981.

WATSON, D. C. The survival of *Salmonellae* in sewage sludge applied to arable land. *Water Pollution Control*, v. 79, p. 11-17, 1980.

WHITMORE, T. N.; ROBERTSON, L. J. The effect of sewage sludge treatment processes on oocysts of *Cryptosporidium parvum*. *Journal of Applied Bacteriology*, v. 78, p. 34-38, 1995.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Mortality and burden of disease estimates for who members states in 2002*. Geneva. 2002.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater: Wastewater use in agriculture*. WHO, v. 2, 2006. 213 p. Geneva: WHO, v. 2, 2006a. 213 p.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for Drinking Water Quality. Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2, 2006b.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. GRIMONT, P. A. D.; WEILL, F. X. *Antigenic Formulas of the Salmonella Serovars*, 9. ed. 2007a.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Levels of Protection*. Geneva. Disponível em:

http://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/levelsofprotection/en/index.html Acesso em 7 de Janeiro de 2012. 2007b.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for Drinking-water Quality*. 4th ed. GENEVA: WHO, 2011.

ZWIETERING, M. H.; VAN GERWEN, J. C. Sensitivity analysis in quantitative microbial risk assessment. *International Journal of Food Microbiology*, v. 58, n. 3, p. 213–221, 2000.

CONCLUSÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES

O presente estudo teve como objetivo principal reunir subsídios para uma discussão crítica da regulamentação brasileira sobre uso agrícola de lodos de esgotos, do ponto de vista de riscos microbiológicos à saúde humana.

Resultados de experimentos de campo de cultivo de hortaliças com biofertilizantes e de estudos de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) sugerem que alguns dispositivos da Resolução Conama 375/2006 merecem revisão, por fragilidade em termos de fundamentação e, ou excesso de rigor.

A Resolução Conama 375/2006 é extremamente cautelosa em relação ao cultivo, mesmo com biofertilizantes Classe A, de produtos alimentícios cuja parte comestível entre em contato com o solo (por exemplo, olerícolas, tubérculos e raízes), impondo um período mínimo de 48 meses entre a última aplicação de biofertilizantes e o cultivo. Entretanto, os experimentos de campo demonstraram tendência de contaminação baixa de hortaliças cultivadas com biofertilizantes, mesmo Classe B, e os estudos de avaliação de risco indicaram que, em geral, os riscos aos consumidores de hortaliças consumidas cruas adubadas com biofertilizantes, mesmo Classe B, não são elevados. Objetivamente, os estudos de avaliação de risco sugerem que, mesmo com um intervalo de dois meses entre a aplicação do biofertilizante e o cultivo das hortaliças, os níveis de risco tidos como toleráveis seriam atendidos com considerável margem de segurança, mesmo com aplicação de biofertilizante Classe B, ou de pior qualidade.

Por conseguinte, questiona-se também a perspectiva de simples proibição de biofertilizantes Classe B em toda e qualquer aplicação, hoje restrita ao cultivo de café, silvicultura e culturas para produção de fibras e óleos, com aplicação mecanizada, em sulcos ou covas, logo seguida de incorporação. A Resolução Conama 375/2006 impõe ainda que no caso de colheita manual a aplicação de biofertilizantes classe B deva ser feita no mínimo seis meses antes, e que a aplicação manual, mesmo de biofertilizantes Classe A, deva ser evitada.

Os estudos de avaliação de risco confirmaram que o cenário de aplicação manual sem qualquer medida de proteção ao trabalhador, mesmo de biofertilizantes Classe A, pode de fato impor riscos elevados, confirmando, portanto, que isso deve ser adequadamente abordado na regulamentação. Por outro lado, os estudos de avaliação de risco indicaram que, com a observação de um intervalo em torno de cinco meses entre a aplicação de biofertilizantes e o cultivo, o risco ocupacional pode,

em geral, ser mantido em níveis assumidos como toleráveis, com margem de segurança, mesmo com aplicação de biossólido Classe B.

Exceção a essa regra mais geral talvez seja o risco de infecção por *Ascaris*, mas se deve ter em conta que nas estimativas de risco não se considerou decaimento de ovos de helmintos no solo. Se deve também ponderar que tal exceção se dá em referência aos níveis de riscos aqui assumidos como toleráveis, o que, como discutido em diversos momentos neste trabalho, é passível de problematização.

Enfim, a Resolução Conama 375/2006 previa que decorridos cinco anos a contar da data da sua publicação o uso de biossólidos Classe B estaria sujeito à proibição, a não ser que fossem propostos novos critérios ou limites baseados em estudos de avaliação de risco (ou dados epidemiológicos nacionais) que demonstrassem a segurança de seu uso. Acredita-se que este trabalho traga importantes contribuições neste sentido, as quais permitem questionar algumas das restrições impostas ao uso agrícola de biossólidos, tanto Classe B quanto Classe A.

Optou-se por explorar neste trabalho cenários com três níveis de qualidade microbiológica de biossólidos, nos extremos compatíveis com as Classes A e B da Resolução Conama 375/2006 e mais uma, intermediária. Os cenários de exposição envolveram simulações de cultivo de produtos agrícolas que apresentassem contatos diferenciados com o solo / biossólidos e variantes de exposição ocupacional. Isso foi motivado pelo entendimento de que isso não é adequadamente explorado na Resolução Conama 375/2006, e de que o estabelecimento de apenas duas classes de qualidade de biossólidos seja uma abordagem limitada. Sugere-se que uma eventual revisão da Resolução Conama 375/2006 explore e amplie ainda mais abordagem, associando, a exemplo das diretrizes da OMS Diretrizes da OMS para uso agrícola de águas residuárias, várias faixas de padrões de qualidade de biossólidos a diferentes cenários de exposição.

A aplicação da metodologia de AQRM evidenciou os cenários de exposição e os patógenos que merecem maior atenção em termos de risco ao consumidor e de risco ocupacional. De acordo com os resultados obtidos, as prioridades seriam os riscos ocupacionais e, nessa ordem, os seguintes patógenos: helmintos, vírus, protozoários e bactérias, mais especificamente *Ascaris*, rotavírus, *Giardia* e *Cryptosporidium* e *Salmonella* e *Campylobacter*. Assim, há que se questionar os próprios padrões de qualidade microbiológica hoje vigentes para as Classe A e B: a primeira estipulando limites para *Salmonella* (talvez desnecessário), vírus e helmintos, mas omissa em relação aos protozoários; a segunda baseada apenas

em coliformes termotolerantes e helmintos, incorrendo, talvez em omissões importantes. Por outro lado, não se deve esquecer que a regulamentação não pode ignorar limitações analíticas de pesquisa em patógenos em bio sólidos.

Acredita-se também que uma contribuição importante deste trabalho seja a própria exploração da metodologia de AQRM como base para a formulação (nesse caso reformulação) de normas e critérios de qualidade de bio sólidos para uso agrícola. Não obstante, é preciso ponderar que, também como já referido em várias partes deste trabalho, ainda persistem importantes lacunas de informação que possibilitem estimativas mais bem fundamentadas de risco, a começar pela própria qualidade microbiológica de lodo de esgotos e de bio sólidos e dados de decaimento de patógenos em solos adubados com bio sólidos.

Por fim, deve-se atentar para o fato de que a metodologia de AQRM fornece estimativas de risco que visam, em última instância, subsidiar processos de tomada de decisão, e que isso está, inevitavelmente, associado à definição do que se aceita como risco tolerável. Deve-se estar atento também para o fato de que a avaliação de risco é parte de um processo mais amplo (a análise de risco) que envolve a comunicação de risco e que a percepção da população é fundamental para a aceitação pública do uso agrícola de bio sólidos.

Estão, portanto, aqui delineadas questões a serem mais bem apropriadas / discutidas em estudos seguintes e no próprio processo, contínuo, de atualização da regulamentação brasileira de uso agrícola de bio sólidos.

ANEXO I

Concentrações de *E. coli* nos bioossólidos (BS) e solos (S) utilizados nos plantios e nas misturas solo + bioossólido (BS + S) durante o período de cultivo.

Tabela 1 - Concentrações de *E. coli* referentes aos bioossólidos (BS) e solos (S) utilizados nos plantios e às misturas solo + bioossólido (BS + S) durante o período de cultivo (bioossólidos com até 10^4 *E. coli*.(gST)⁻¹), maio de 2010 a abril de 2011.

Cultivo 1			Cultivo 2		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
11/05/10	Bioossólido	8,05	08/06/10	Bioossólido	$7,43 \times 10^3$
11/05/10	Solo	ND ⁽²⁾	08/06/10	Solo	ND ⁽²⁾
11/05/10	BS + S	1,32	08/06/10	BS + S	$1,34 \times 10^1$
08/06/10	BS + S	ND ⁽²⁾	29/06/10	BS + S	9,95
22/06/10	BS + S	3,20	14/07/10	BS + S	3,72
14/07/10	BS + S	ND ⁽²⁾	04/08/10	BS + S	3,49
			24/08/10	BS + S	2,24
			14/09/10	BS + S	1,09
Cultivo 4			Cultivo 15		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
14/07/10	Bioossólido	$1,33 \times 10^3$	26/04/11	Bioossólido	$8,54 \times 10^2$
14/07/10	Solo	$3,49 \times 10^3$	26/04/11	Solo	ND ⁽¹⁾
14/07/10	BS + S	$5,73 \times 10^1$	26/04/11	BS + S	$1,33 \times 10^2$
04/08/10	BS + S	$1,23 \times 10^1$	03/05/11	BS + S	$2,79 \times 10^{-1}$
24/08/10	BS + S	$1,00 \times 10^2$	10/05/11	BS + S	$1,27 \times 10^2$
14/09/10	BS + S	ND ⁽²⁾	17/05/11	BS + S	$3,43 \times 10^2$
05/10/10	BS + S	1,90	24/05/11	BS + S	$3,56 \times 10^1$
26/10/10	BS + S	2,21	31/05/11	BS + S	3,24
16/11/10	BS + S	$2,08 \times 10^1$			

ND⁽¹⁾: não detectado com fator de diluição = 10; ND⁽²⁾: não detectado com fator de diluição = 100;

Tabela 2 - Concentrações de *E. coli* referentes aos bioossólidos (BS) e solos (S) utilizados nos plantios e às misturas solo + bioossólido (BS + S) durante o período de cultivo (bioossólidos com 10^4 a 10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹), maio de 2010 a abril de 2011.

Cultivo 3			Cultivo 6		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
29/06/10	Bioossólido	$1,95 \times 10^4$	24/08/10	Bioossólido	$7,48 \times 10^4$
29/06/10	Solo	$3,32 \times 10^2$	24/08/10	BS + S	$1,97 \times 10^3$
29/06/10	BS + S	$5,27 \times 10^3$	14/09/10	BS + S	$9,76 \times 10^1$
14/07/10	BS + S	ND ⁽²⁾	05/10/10	BS + S	3,46
04/08/10	BS + S	ND ⁽²⁾	13/10/10	BS + S	3,31
24/08/10	BS + S	$1,26 \times 10^1$	26/10/10	BS + S	$4,88 \times 10^2$
14/09/10	BS + S	ND ⁽²⁾	16/11/10	BS + S	ND ⁽²⁾
Cultivo 12			Cultivo 13		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
28/03/11	Bioossólido	$3,61 \times 10^4$	04/04/11	Bioossólido	$1,69 \times 10^4$
28/03/11	Solo	9,84	04/04/11	Solo	ND ⁽²⁾
28/03/11	BS + S	$2,76 \times 10^3$	04/04/11	BS + S	$5,50 \times 10^3$
04/04/11	BS + S	$5,61 \times 10^2$	26/04/11	BS + S	ND ⁽²⁾
26/04/11	BS + S	ND ⁽²⁾	03/05/11	BS + S	1,71
03/05/11	BS + S	8,91	10/05/11	BS + S	ND ⁽¹⁾
10/05/11	BS + S	$2,57 \times 10^{-1}$	17/05/11	BS + S	$5,49 \times 10^{-1}$
17/05/11	BS + S	$7,47 \times 10^{-1}$	24/05/11	BS + S	$1,31 \times 10^1$
24/05/11	BS + S	$1,30 \times 10^{-1}$	31/05/11	BS + S	5,52
31/05/11	BS + S	$1,60 \times 10^1$			

ND⁽¹⁾: não detectado com fator de diluição = 10; ND⁽²⁾: não detectado com fator de diluição = 100;

Tabela 3 - Concentrações de *E. coli* referentes aos bioossólidos (BS) e solos (S) utilizados nos plantios e às misturas solo + bioossólido (BS + S) durante o período de cultivo (bioossólidos com 10^5 a 5×10^5 *E.coli*.(gST)⁻¹), maio de 2010 a abril de 2011.

Cultivo 5			Cultivo 8		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
14/07/10	Bioossólido	$1,81 \times 10^5$	15/02/11	Bioossólido	$4,50 \times 10^5$
14/07/10	Solo	$3,49 \times 10^3$	15/02/11	Solo	$8,66 \times 10^2$
14/07/10	BS + S	$3,69 \times 10^2$	15/02/11	BS + S	$3,87 \times 10^3$
04/08/10	BS + S	1,13	22/02/11	BS + S	$2,69 \times 10^1$
24/08/10	BS + S	$1,08 \times 10^2$	28/02/11	BS + S	$1,09 \times 10^2$
14/09/10	BS + S	3,41	14/03/11	BS + S	5,70
05/10/10	BS + S	1,06	21/03/11	BS + S	ND ⁽²⁾
26/10/10	BS + S	2,42	28/03/11	BS + S	6,48
16/11/10	BS + S	5,51	04/04/11	BS + S	$1,11 \times 10^1$
			26/04/11	BS + S	2,00
			03/05/11	BS + S	ND ⁽¹⁾
			10/05/11	BS + S	$5,41 \times 10^1$
			17/05/11	BS + S	5,45
			24/05/11	BS + S	$2,59 \times 10^{-1}$
Cultivo 9			Cultivo 11		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
22/02/11	Bioossólido	$1,02 \times 10^5$	21/03/11	Bioossólido	$3,11 \times 10^5$
22/02/11	Solo	4,56	21/03/11	Solo	ND ⁽²⁾
22/02/11	BS + S	$3,57 \times 10^4$	21/03/11	BS + S	$3,33 \times 10^3$
28/02/11	BS + S	$3,57 \times 10^4$	28/03/11	BS + S	$2,30 \times 10^4$
14/03/11	BS + S	$5,82 \times 10^1$	04/04/11	BS + S	$7,09 \times 10^2$
21/03/11	BS + S	ND ⁽²⁾	26/04/11	BS + S	ND ⁽²⁾
28/03/11	BS + S	$7,08 \times 10^2$	03/05/11	BS + S	5,77
04/04/11	BS + S	$3,66 \times 10^1$	10/05/11	BS + S	$4,51 \times 10^1$
26/04/11	BS + S	4,06	17/05/11	BS + S	2,49
03/05/11	BS + S	1,73	24/05/11	BS + S	3,46
10/05/11	BS + S	$3,65 \times 10^1$	31/05/11	BS + S	ND ⁽¹⁾
17/05/11	BS + S	2,15			
24/05/11	BS + S	$2,59 \times 10^{-1}$			

ND⁽¹⁾: não detectado com fator de diluição = 10; ND⁽²⁾: não detectado com fator de diluição = 100;

Tabela 4 - Concentrações de *E. coli* referentes aos bioossólidos (BS) e solos (S) utilizados nos plantios e às misturas solo + bioossólido (BS + S) durante o período de cultivo (bioossólidos com $> 5 \times 10^5$ *E.coli*.(gST)⁻¹), maio de 2010 a abril de 2011.

Cultivo 7			Cultivo 10		
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)	Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)
27/09/10	Bioossólido	$2,02 \times 10^6$	14/03/11	Bioossólido	$6,32 \times 10^5$
27/09/10	BS + S	$9,30 \times 10^4$	14/03/11	Solo	$2,30 \times 10^3$
05/10/10	BS + S	$1,07 \times 10^3$	14/03/11	BS + S	$2,51 \times 10^3$
26/10/10	BS + S	$4,41 \times 10^2$	21/03/11	BS + S	$3,89 \times 10^3$
16/11/10	BS + S	$2,83 \times 10^1$	28/03/11	BS + S	$1,98 \times 10^2$
			04/04/11	BS + S	$5,01 \times 10^1$
			26/04/11	BS + S	4,00
			03/05/11	BS + S	1,03
			10/05/11	BS + S	$2,51 \times 10^{-1}$
			17/05/11	BS + S	3,94
			24/05/11	BS + S	1,71
			31/05/11	BS + S	$3,54 \times 10^{-1}$
Cultivo 14					
Data	Amostra	<i>E.coli</i> (NMP/ gST)			
04/04/11	Bioossólido	$7,90 \times 10^5$			
04/04/11	Solo	ND ⁽²⁾			
04/04/11	BS + S	$4,34 \times 10^4$			
26/04/11	BS + S	$1,33 \times 10^2$			
03/05/11	BS + S	3,81			
10/05/11	BS + S	6,65			
17/05/11	BS + S	$6,66 \times 10^1$			
24/05/11	BS + S	$1,08 \times 10^1$			
31/05/11	BS + S	$4,90 \times 10^1$			

ND⁽²⁾: não detectado com fator de diluição = 100.

ANEXO II

Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e as seguintes variáveis de saída: (i) riscos associados ao consumo de hortaliças, aplicação do biofertilizante e manejo do sistema solo-planta; e (ii) concentrações de patógenos nos biofertilizantes que resultariam em riscos tidos como toleráveis.

Tabela 1 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Salmonella* associados à aplicação de biofertilizantes.

Variável de entrada	Biofertilizante Classe 1		Biofertilizante Classe 2		Biofertilizante Classe 3	
	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala
$C_{pat.bio}$	0,711	0,735	0,614	0,644	0,611	0,645
α	0,14	0,152	0,156	0,166	0,168	0,167
β	-0,124	-0,12	-0,162	-0,16	-0,148	-0,16
$F_{exposição}$	0,162	0,183	0,205	0,209	0,204	0,249
$I_{biofertilizante}$	0,577	0,55	0,676	0,639	0,676	0,638

Tabela 2 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por Rotavírus associados à aplicação de biofertilizantes.

Variável de entrada	Biofertilizante Classe 1		Biofertilizante Classe 2		Biofertilizante Classe 3	
	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala
$C_{pat.bio}$	0,709	0,731	0,467	0,491	0,581	0,636
α	0,141	0,124	0,187	0,175	0,202	0,164
β	-0,134	-0,136	-0,147	-0,178	-0,152	-0,162
$F_{exposição}$	0,171	0,198	0,248	0,259	0,28	0,241
$I_{biofertilizante}$	0,579	0,54	0,767	0,748	0,652	0,646

Tabela 3 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Cryptosporidium* associados à aplicação de biofertilizantes.

Variável de entrada	Biofertilizante Classe 1		Biofertilizante Classe 2		Biofertilizante Classe 3	
	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala
$C_{pat.bio}$	0,717	0,736	0,621	0,652	0,621	0,653
r	0,134	0,158	0,141	0,17	0,178	0,166
$F_{exposição}$	0,187	0,182	0,214	0,213	0,221	0,221
$I_{biofertilizante}$	0,583	0,551	0,68	0,652	0,687	0,655

Tabela 4 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Giardia* associados à aplicação de bioossólidos.

Variável de entrada	Bioossólido Classe 1		Bioossólido Classe 2		Bioossólido Classe 3	
	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala
$C_{pat.bio}$	0,718	0,737	0,522	0,557	0,284	0,324
r	0,129	0,135	0,171	0,196	0,188	0,224
$F_{exposição}$	0,196	0,186	0,227	0,251	0,285	0,298
$I_{bioossólido}$	0,585	0,562	0,754	0,727	0,866	0,853

Tabela 5 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Ascaris Lumbricoides* associados à aplicação de bioossólidos.

Variável de entrada	Bioossólido Classe 1		Bioossólido Classe 2		Bioossólido Classe 3	
	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala	Pequenas propriedades	Larga escala
$C_{pat.bio}$	0,707	0,735	0,467	0,49	0,603	0,638
α	0,127	0,15	0,203	0,182	0,181	0,161
β	-0,133	-0,142	-0,182	-0,198	-0,151	-0,174
$F_{exposição}$	0,185	0,189	0,242	0,236	0,227	0,229
$I_{bioossólido}$	0,564	0,541	0,775	0,747	0,667	0,644

Tabela 6 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Salmonella* associados ao consumo de hortaliças.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Tuberosas		Folhosas		Frutas		Tuberosas		Folhosas		Frutas		Tuberosas		Folhosas		Frutas	
	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO
<i>C_{hortaliças}</i>	0,024	0,015	0,127	0,043	0,040	0,035	0,097	0,102	0,160	0,164	0,113	0,114	0,111	0,100	0,166	0,174	0,130	0,126
<i>C_{pat.bio}</i>	0,145	0,15	0,219	0,226	0,156	0,161	0,038	0,023	0,109	0,051	0,044	0,056	0,032	0,009	0,112	0,064	0,046	0,023
<i>F_{dil.solo}</i>	0,069	0,081	0,104	0,100	0,083	0,083	0,073	0,075	0,092	0,097	0,069	0,088	0,060	0,062	0,110	0,106	0,085	0,099
<i>α</i>	0,024	0,008	0,043	0,030	0,028	0,028	0,033	0,010	0,030	0,048	0,024	0,025	0,020	0,035	0,040	0,026	0,024	0,032
<i>β</i>	-0,03	-0,011	-0,035	-0,055	-0,038	-0,033	-0,01	-0,030	-0,051	-0,048	-0,031	-0,02	-0,023	-0,022	-0,048	-0,047	-0,011	-0,046
<i>k</i>	-0,716	-0,724	-0,784	-0,794	-0,862	-0,868	-0,766	-0,770	-0,812	-0,817	-0,938	-0,939	-0,781	-0,786	-0,816	-0,822	-0,949	-0,949
<i>R_{higienização}</i>	0,107	0,092	0,145	0,162	0,113	0,101	0,099	0,089	0,146	0,144	0,122	0,109	0,090	0,113	0,167	0,167	0,132	0,107
<i>R_{solo/cultura}</i>	0,029	0,024	0,034	0,053	0,021	0,024	0,027	0,007	0,051	0,054	0,031	0,035	0,025	0,020	0,0420	0,040	0,021	0,019
<i>t</i>	-0,408	-0,405	-0,420	-0,430	-0,134	-0,111	-0,473	-0,485	-0,452	-0,454	-0,166	-0,15	-0,500	-0,510	-0,455	-0,461	-0,162	-0,162

Tabela 7 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por Rotavírus associados ao consumo de hortaliças.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Tuberosas		Folhosas		Frutosas		Tuberosas		Folhosas		Frutosas		Tuberosas		Folhosas		Frutosas	
	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO
<i>C_{hortaliças}</i>	0,043	0,035	0,122	0,059	0,065	0,051	0,064	0,075	0,098	0,106	0,075	0,078	0,100	0,087	0,166	0,174	0,125	0,128
<i>C_{pat.bio}</i>	0,149	0,174	0,216	0,235	0,188	0,206	0,024	0,022	0,106	0,055	0,05	0,029	0,039	0,017	0,118	0,066	0,051	0,039
<i>F_{dil.solo}</i>	0,073	0,101	0,098	0,096	0,093	0,076	0,082	0,074	0,093	0,096	0,100	0,100	0,066	0,068	0,091	0,099	0,085	0,082
<i>α</i>	0,004	0,020	0,018	0,024	0,017	0,044	0,027	0,010	0,046	0,038	0,036	0,035	0,032	0,033	0,022	0,032	0,033	0,028
<i>β</i>	-0,016	-0,015	-0,044	-0,034	-0,036	-0,029	-0,032	-0,034	-0,049	-0,035	-0,028	-0,032	-0,013	-0,028	-0,052	-0,025	-0,030	-0,043
<i>k</i>	-0,790	-0,789	-0,794	-0,798	-0,936	-0,938	-0,799	-0,795	-0,820	-0,83	-0,957	-0,958	-0,801	-0,802	-0,818	-0,825	-0,951	-0,952
<i>R_{higienização}</i>	0,100	0,077	0,156	0,165	0,137	0,140	0,097	0,104	0,155	0,147	0,136	0,131	0,092	0,100	0,164	0,162	0,146	0,139
<i>R_{solo/cultura}</i>	0,022	0,035	0,042	0,057	0,028	0,038	0,024	0,030	0,037	0,042	0,034	0,045	0,041	0,020	0,049	0,032	0,056	0,036
<i>t</i>	-0,524	-0,531	-0,449	-0,457	-0,167	-0,190	-0,543	-0,532	-0,451	-0,455	-0,180	-0,200	-0,545	-0,551	-0,463	-0,449	-0,173	-0,185

Tabela 8 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Cryptosporidium* associados ao consumo de hortaliças.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Tuberosas		Folhosas		Frutasas		Tuberosas		Folhosas		Frutasas		Tuberosas		Folhosas		Frutasas	
	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO
<i>C_{hortaliças}</i>	0,045	0,026	0,111	0,059	0,032	0,027	0,082	0,091	0,135	0,131	0,099	0,106	0,093	0,099	0,133	0,142	0,11	0,124
<i>C_{pat.bio}</i>	0,147	0,141	0,196	0,201	0,137	0,148	0,022	0,028	0,102	0,070	0,046	0,032	0,025	0,021	0,107	0,045	0,070	0,024
<i>F_{dil.solo}</i>	0,066	0,062	0,091	0,092	0,072	0,058	0,056	0,056	0,087	0,102	0,079	0,064	0,057	0,068	0,101	0,090	0,083	0,097
<i>r</i>	0,019	0,036	0,038	0,014	0,024	0,031	0,024	0,025	0,037	0,025	0,014	0,020	0,003	0,027	0,035	0,024	0,035	0,019
<i>k</i>	-0,783	-0,782	-0,825	-0,827	-0,931	-0,933	-0,803	-0,805	-0,842	-0,848	-0,959	-0,959	-0,816	-0,813	-0,839	-0,851	-0,961	-0,961
<i>R_{higienização}</i>	0,071	0,080	0,122	0,136	0,099	0,100	0,075	0,085	0,141	0,132	0,096	0,110	0,090	0,076	0,138	0,116	0,103	0,116
<i>R_{solo/cultura}</i>	0,016	0,028	0,021	0,026	0,012	0,011	0,047	0,025	0,045	0,034	0,020	0,023	0,029	0,018	0,030	0,042	0,044	0,022
<i>t</i>	-0,448	-0,429	-0,412	-0,430	-0,133	-0,133	-0,477	-0,476	-0,425	-0,443	-0,157	-0,171	-0,502	-0,495	-0,428	-0,431	-0,163	-0,16

Tabela 9 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Giardia* associados ao consumo de hortaliças.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Tuberosas		Folhosas		Frutasas		Tuberosas		Folhosas		Frutasas		Tuberosas		Folhosas		Frutasas	
	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO
<i>C_{hortaliças}</i>	0,031	0,029	0,116	0,036	0,028	0,043	0,060	0,060	0,103	0,103	0,096	0,071	0,047	0,027	0,051	0,040	0,036	0,035
<i>C_{pat.bio}</i>	0,140	0,133	0,194	0,199	0,162	0,154	0,037	0,022	0,112	0,040	0,034	0,034	0,017	0,011	0,107	0,059	0,035	0,038
<i>F_{dil.solo}</i>	0,054	0,054	0,099	0,095	0,081	0,070	0,076	0,062	0,111	0,080	0,079	0,073	0,057	0,043	0,097	0,100	0,080	0,086
<i>r</i>	0,029	0,014	0,028	0,045	0,028	0,037	0,032	0,025	0,020	0,025	0,029	0,036	0,042	0,022	0,023	0,039	0,008	0,034
<i>k</i>	-0,793	-0,792	-0,822	-0,829	-0,944	-0,946	-0,808	-0,810	-0,847	-0,851	-0,964	-0,965	-0,820	-0,816	-0,847	-0,859	-0,968	-0,968
<i>R_{higienização}</i>	0,084	0,103	0,137	0,144	0,118	0,101	0,080	0,091	0,126	0,147	0,106	0,122	0,094	0,096	0,128	0,141	0,115	0,104
<i>R_{solo/cultura}</i>	0,028	0,022	0,028	0,038	0,032	0,025	0,023	0,019	0,030	0,057	0,028	0,027	0,019	0,027	0,033	0,025	0,032	0,022
<i>t</i>	-0,472	-0,451	-0,427	-0,427	-0,149	-0,144	-0,486	-0,488	-0,426	-0,448	-0,167	-0,174	-0,502	-0,497	-0,430	-0,436	-0,162	-0,157

Tabela 10 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Ascaris Lumbricoides* associados ao consumo de hortaliças.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Tuberosas		Folhosas		Frutasas		Tuberosas		Folhosas		Frutasas		Tuberosas		Folhosas		Frutasas	
	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO	Brasil	S, SE e CO
<i>C_{hortaliças}</i>	0,169	0,114	0,351	0,169	0,185	0,132	0,432	0,420	0,385	0,426	0,426	0,425	0,570	0,583	0,542	0,580	0,569	0,575
<i>C_{pat.bio}</i>	0,680	0,677	0,645	0,684	0,675	0,689	0,216	0,151	0,459	0,226	0,232	0,183	0,192	0,128	0,403	0,191	0,208	0,165
<i>F_{dil.solo}</i>	0,321	0,354	0,299	0,327	0,348	0,359	0,424	0,477	0,383	0,442	0,461	0,459	0,385	0,406	0,341	0,391	0,409	0,403
α	0,113	0,131	0,118	0,114	0,127	0,129	0,159	0,142	0,149	0,163	0,162	0,171	0,150	0,158	0,153	0,151	0,153	0,149
β	-0,134	-0,116	-0,114	-0,122	-0,129	-0,134	-0,153	-0,161	-0,149	-0,152	-0,156	-0,176	-0,159	-0,128	-0,140	-0,153	-0,142	-0,153
<i>R_{higienização}</i>	0,498	0,496	0,462	0,502	0,482	0,495	0,651	0,654	0,592	0,652	0,638	0,652	0,579	0,582	0,524	0,569	0,563	0,576
<i>R_{solo/cultura}</i>	0,125	0,121	0,087	0,128	0,108	0,123	0,156	0,168	0,158	0,163	0,167	0,168	0,148	0,141	0,133	0,159	0,157	0,161

Tabela 11 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Salmonella* associados à ingestão de partículas de solo durante o manejo de cultivos.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)	
	Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo	
	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não
$C_{pat.bio}$	0,115	0,764	0,099	0,685	0,101	0,650	0,056	0,672	0,063	0,575	0,078	0,532	0,064	0,677	0,077	0,582	0,068	0,530
$F_{dil.solo}$	0,055	0,431	0,074	0,509	0,047	0,467	0,031	0,518	0,067	0,591	0,058	0,539	0,045	0,515	0,075	0,585	0,077	0,543
α	0,033	0,143	0,020	0,138	0,018	0,120	0,020	0,173	0,016	0,134	0,008	0,116	0,020	0,171	0,018	0,150	0,021	0,141
β	-0,026	-0,138	-0,015	-0,144	-0,023	-0,131	-0,012	-0,178	-0,034	-0,163	-0,027	-0,132	-0,014	-0,162	-0,020	-0,131	-0,005	-0,139
$F_{exposição}$	0,012	0,144	-0,005	0,085	0,020	0,166	0,034	0,158	0,002	0,080	0,012	0,170	0,001	0,175	0,031	0,085	0,021	0,180
I_{solo}	0,044	0,294	0,054	0,372	0,049	0,461	0,032	0,360	0,056	0,433	0,054	0,523	0,041	0,363	0,056	0,445	0,075	0,540
k	-0,863	-	-0,820	-	-0,749	-	-0,920	-	-0,891	-	-0,846	-	-0,947	-	-0,928	-	-0,899	-
t	-0,136	-	-0,132	-	-0,115	-	-0,134	-	-0,156	-	-0,116	-	-0,162	-	-0,160	-	-0,129	-

Tabela 12 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por Rotavírus associados à ingestão de partículas de solo durante o manejo de cultivos.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)	
	Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo	
	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não
$C_{pat.bio}$	0,118	0,757	0,110	0,681	0,102	0,643	0,058	0,535	0,044	0,438	0,043	0,400	0,072	0,676	0,078	0,585	0,065	0,517
$F_{dil.solo}$	0,044	0,430	0,051	0,499	0,07	0,480	0,090	0,606	0,064	0,661	0,072	0,589	0,072	0,515	0,095	0,583	0,068	0,538
α	0,014	0,145	0,025	0,126	0,026	0,128	0,018	0,197	0,023	0,160	0,027	0,139	0,019	0,140	0,022	0,142	0,040	0,128
β	-0,031	-0,149	-0,033	-0,124	-0,008	-0,110	-0,013	-0,196	-0,020	-0,177	-0,036	-0,152	-0,001	-0,162	-0,020	-0,160	-0,035	-0,137
$F_{exposição}$	0,016	0,137	0,019	0,079	0,015	0,144	0,008	0,192	0,010	0,090	0,028	0,206	0,025	0,161	0,014	0,084	0,029	0,176
I_{solo}	0,034	0,325	0,059	0,379	0,074	0,464	0,049	0,430	0,077	0,484	0,063	0,584	0,049	0,362	0,064	0,432	0,083	0,534
k	-0,957	-	-0,953	-	-0,946	-	-0,966	-	-0,963	-	-0,960	-	-0,965	-	-0,963	-	-0,960	-
t	-0,204	-	-0,184	-	-0,172	-	-0,206	-	-0,215	-	-0,195	-	-0,19	-	-0,214	-	-0,207	-

Tabela 13 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Cryptosporidium* associados à ingestão de partículas de solo durante o manejo de cultivos.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)	
	Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo	
	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não
$C_{pat.bio}$	0,088	0,770	0,080	0,683	0,078	0,651	0,065	0,688	0,070	0,594	0,078	0,545	0,056	0,687	0,054	0,583	0,058	0,529
$F_{dil.solo}$	0,036	0,438	0,055	0,501	0,061	0,466	0,026	0,538	0,057	0,582	0,069	0,531	0,052	0,517	0,050	0,586	0,042	0,539
r	0,027	0,154	0,017	0,130	0,018	0,128	0,007	0,177	0,002	0,144	0,029	0,136	0,025	0,173	0,014	0,156	0,003	0,130
$F_{exposição}$	0,012	0,153	0,009	0,077	0,009	0,158	0,015	0,169	-0,010	0,079	0,006	0,183	0,022	0,179	0,011	0,077	0,014	0,195
I_{solo}	0,039	0,313	0,045	0,376	0,060	0,467	0,026	0,363	0,037	0,453	0,050	0,537	0,035	0,371	0,057	0,458	0,040	0,534
k	-0,911	-	-0,885	-	-0,846	-	-0,943	-	-0,928	-	-0,902	-	-0,959	-	-0,949	-	-0,931	-
t	-0,133	-	-0,118	-	-0,105	-	-0,144	-	-0,133	-	-0,117	-	-0,170	-	-0,162	-	-0,136	-

Tabela 14 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Giardia* associados à ingestão de partículas de solo durante o manejo de cultivos.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)	
	Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo	
	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não
$C_{pat.bio}$	0,085	0,768	0,091	0,691	0,075	0,641	0,052	0,590	0,037	0,485	0,057	0,443	0,022	0,332	0,012	0,259	0,025	0,219
$F_{dil.solo}$	0,058	0,436	0,067	0,505	0,047	0,478	0,050	0,606	0,048	0,650	0,052	0,585	0,053	0,715	0,072	0,733	0,058	0,631
r	0,021	0,166	0,016	0,121	0,017	0,123	0,008	0,199	0,002	0,165	0,024	0,132	0,026	0,225	0,014	0,190	0,004	0,151
$F_{exposição}$	0,014	0,133	0,003	0,076	0,011	0,128	0,012	0,170	-0,008	0,087	0,015	0,204	0,022	0,221	0,010	0,093	0,013	0,222
I_{solo}	0,043	0,316	0,061	0,392	0,063	0,458	0,032	0,423	0,053	0,496	0,058	0,580	0,039	0,507	0,028	0,539	0,056	0,637
k	-0,913	-	-0,884	-	-0,843	-	-0,941	-	-0,921	-	-0,893	-	-0,950	-	-0,935	-	-0,910	-
t	-0,133	-	-0,116	-	-0,109	-	-0,139	-	-0,130	-	-0,116	-	-0,157	-	-0,149	-	-0,121	-

Tabela 15 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e os riscos de infecção por *Ascaris Lumbricoides* associados à ingestão de partículas de solo durante o manejo de cultivos.

Variável de entrada	Biossólido Classe 1						Biossólido Classe 2						Biossólido Classe 3					
	Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)		Hortaliças		Culturas anuais (peq. prop.)		Culturas anuais (larga escala)	
	Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo		Intervalo	
	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não
$C_{pat.bio}$	0,758	0,761	0,683	0,691	0,637	0,647	0,533	0,523	0,436	0,435	0,394	0,378	0,674	0,681	0,573	0,583	0,542	0,529
$F_{dil.solo}$	0,436	0,440	0,496	0,502	0,453	0,470	0,598	0,602	0,662	0,661	0,596	0,585	0,522	0,517	0,592	0,575	0,531	0,534
α	0,140	0,154	0,135	0,143	0,104	0,132	0,194	0,197	0,179	0,171	0,136	0,157	0,159	0,172	0,154	0,153	0,151	0,138
β	-0,136	-0,133	-0,114	-0,121	-0,129	-0,109	-0,197	-0,195	-0,159	-0,159	-0,158	-0,143	-0,176	-0,166	-0,140	-0,144	-0,142	-0,122
$F_{exposição}$	0,146	0,146	0,077	0,072	0,164	0,158	0,179	0,207	0,100	0,069	0,205	0,177	0,155	0,151	0,071	0,062	0,189	0,170
I_{solo}	0,307	0,298	0,374	0,358	0,464	0,462	0,425	0,437	0,502	0,496	0,582	0,603	0,355	0,361	0,440	0,441	0,544	0,526

Tabela 16 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e as concentrações de *Campylobacter* spp., rotavírus e *Cryptosporidium parvum* que resultariam em riscos tidos como toleráveis em decorrência do consumo de hortaliças.

Variável de entrada	<i>Campylobacter</i> spp.						Rotavírus						<i>Cryptosporidium parvum</i>					
	Tuberosas		Folhosas		Frutosas		Tuberosas		Folhosas		Frutosas		Tuberosas		Folhosas		Frutosas	
	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses
<i>C</i>_{hortaliças}	-0,006	-0,041	-0,030	-0,074	-0,02	-0,034	0,001	-0,031	0,010	-0,075	-0,015	-0,021	-0,016	-0,026	-0,005	-0,077	0,001	-0,038
<i>F</i>_{dil.solo}	-0,015	-0,042	-0,006	-0,045	-0,021	-0,006	0,006	-0,045	0,008	-0,057	0,006	-0,028	-0,008	-0,038	0,006	-0,054	-0,009	-0,016
<i>α</i>	-0,016	-0,010	-0,002	-0,017	0,014	-0,067	-0,014	-0,012	-0,010	-0,030	-0,002	-0,074	-	-	-	-	-	-
<i>β</i>	0,005	0,009	0,002	0,019	0,008	-0,024	0,004	0,029	0,008	0,026	-0,011	-0,036	-	-	-	-	-	-
<i>r</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,016	-0,004	-0,024	-0,022	0,002	-0,069
<i>k</i>	0,996	0,902	0,998	0,935	0,012	0,027	0,996	0,899	0,998	0,936	-0,018	0,029	0,997	0,914	0,999	0,945	-0,002	-0,008
<i>R</i>_{higienização}	-0,013	-0,090	0,003	-0,092	0,998	0,983	-0,007	-0,085	0,011	-0,096	0,998	0,983	-0,002	-0,086	-0,037	-0,067	0,998	0,987
<i>R</i>_{solo/cultura}	-0,004	-0,030	-0,008	-0,015	-0,010	-0,093	-0,012	-0,025	-0,015	-0,019	-0,013	-0,108	-0,002	-0,006	0,012	-0,013	-0,015	-0,081
<i>t</i>	0,076	0,396	0,058	0,292	0,063	0,114	0,072	0,388	0,053	0,302	0,045	0,133	0,061	0,377	0,061	0,274	0,050	0,115

Tabela 17 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e as concentrações de *Campylobacter* spp., rotavírus e *Cryptosporidium parvum* que resultariam em riscos tidos como toleráveis em decorrência da ingestão acidental de partículas de solo durante o cultivo de hortaliças.

Variável de entrada	<i>Campylobacter</i> spp.				Rotavírus				<i>Cryptosporidium parvum</i>			
	Tuberosas		Folhosas		Frutas		Tuberosas		Folhosas		Frutas	
	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses	48 meses	2 meses
$F_{dil.solo}$	-0,022	0,968	0,996	0,965	0,006	0,968	0,996	0,965	0,010	0,972	0,996	0,97
α	0,008	-0,059	0,011	-0,065	-0,013	-0,07	-0,003	-0,077	-	-	-	-
β	-0,008	-0,014	-0,020	-0,028	0,018	-0,042	0,013	-0,016	-	-	-	-
r	-	-	-	-	-	-	-	-	0,011	-0,048	0,015	-0,075
$F_{exposição}$	0,004	0,013	-0,004	0,038	0,000	0,034	0,011	0,021	-0,016	-0,026	0,002	-0,013
I_{solo}	-0,004	-0,017	0,008	-0,026	-0,018	-0,023	-0,011	-0,039	-0,009	-0,021	-0,016	-0,011
k	0,996	-0,047	-0,016	-0,078	0,996	-0,057	-0,019	-0,080	0,997	-0,033	-0,038	-0,072
t	0,065	0,216	0,075	0,198	0,090	0,222	0,073	0,217	0,084	0,194	0,085	0,191

Tabela 18 - Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de entrada nos modelos de exposição e as concentrações de *Campylobacter* spp., rotavírus e *Cryptosporidium parvum* que resultariam em riscos tidos como toleráveis em decorrência da ingestão acidental de partículas de bioestabilizado durante a aplicação do material no solo.

Variável de entrada	<i>Campylobacter</i> spp.		Rotavírus		<i>Cryptosporidium parvum</i>	
	Pequenas propriedades	Grandes propriedades	Pequenas propriedades	Grandes propriedades	Pequenas propriedades	Grandes propriedades
α	-0,222	-0,218	-0,221	-0,238	-	-
β	0,223	0,236	0,211	0,233	-	-
r	-	-	-	-	-0,226	-0,256
$F_{\text{exposição}}$	-0,287	-0,319	-0,298	-0,312	-0,313	-0,324
I_{bio}	-0,887	-0,874	-0,886	-0,873	-0,908	-0,900