

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

APLICAÇÃO DE PROCESSOS DE ESTABILIZAÇÃO E
HIGIENIZAÇÃO DE FEZES E URINA HUMANAS EM
BANHEIROS SECOS SEGREGADORES

Maria Elisa Magri

Tese apresentada ao
Programa de Pós-
Graduação em Engenharia
Ambiental da Universidade
Federal de Santa Catarina,
como requisito para a
obtenção do título de doutor
em Engenharia Ambiental.

Orientador: Professor Luiz Sérgio Philippi, Dr.

Co-orientador: Professor Björn Vinnerås, Dr.

Florianópolis
Março - 2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Magri, Maria Elisa

Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores / Maria Elisa Magri ; orientador, Luiz Sérgio Philippi ; co-orientador, Björn Vinnerås. - Florianópolis, SC, 2013. 193 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Saneamento Focado em Recursos. I. Philippi, Luiz Sérgio. II. Vinnerås, Björn . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

“Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores”

Maria Elisa Magri

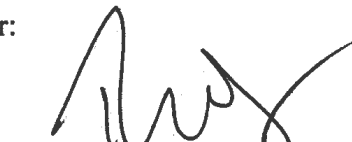
A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de

DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:



Prof. Luiz Sérgio Philippi, Dr.
(Orientador)



Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



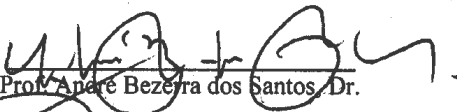
Prof.ª Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.ª



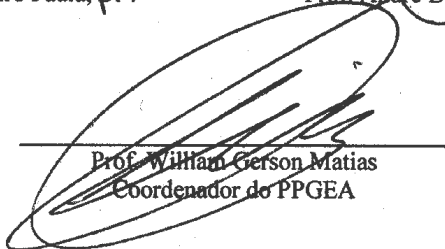
Prof.ª Célia Regina Monte Baraldi, Dr.ª



Prof.ª Paula Loureiro Paula, Dr.ª



Prof. André Bezerra dos Santos, Dr.



Prof. William Gerson Matias
Coordenador do PPGEA

FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL
MARÇO/2013

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a algumas pessoas e instituições que foram importantes no desenvolvimento desta tese:

Ao professor Luiz Sérgio Philippi pelos 8 anos em que trabalhamos juntos no GESAD, compartilhando a vontade de avançar nesta linha de pesquisa;

Ao professor Björn Vinnerås, um grande orientador e amigo, com quem eu (re)aprendi como fazer pesquisa científica;

Aos professores(as) Paula L. Paulo, André B. dos Santos, Célia R. M. Barardi, Rejane H. R. da Costa e Paulo B. Filho por terem aceitado o convite de participar da avaliação deste trabalho;

A todas as pessoas que passaram pelo GESAD, em especial à Tuti, Raquel, Gabriella e Mayara que participaram diretamente das atividades desta tese... Tuti esta Tese é nossa!

Aos meus amigos do *Environmental Engineering Group* - Cecília, Annika e Jörgen, por todo o aprendizado e amizade, e ao professor Håkan Jonsson, coordenador geral do grupo, pela oportunidade de fazer parte do mesmo;

Ao Hélio pela ajuda na construção do banheiro seco segregador do CETRE;

Aos Laboratórios de análises clínicas Santa Luzia e Exame pela doação de amostras de fezes;

À minha família, em especial aos meus pais José e Magda, ao meu irmão José e ao meu noivo Fabrício por todo o apoio sempre;

AO CNPq pela bolsa de doutorado e à CAPES pela bolsa durante o estágio de doutorado sanduíche na Suécia;

E um agradecimento especial a todos os amigos e anônimos que doaram suas fezes e urina para a realização dos experimentos, e ao Instituto Çarakura que abriu espaço para nossas pesquisas. Ao todo foram coletados 160L de urina e 85kg de fezes!

Muito obrigada! Tack så mycket!

Lista de Figuras

Figura 01. Vaso sanitário de banheiro seco - Addis Ababa, Etiópia.....	33
Figura 02. Vaso sanitário segregador de banheiro seco - Addis Ababa, Etiópia.....	33
Figura 03. Vaso sanitário segregador de banheiro seco - Mali, Índia... 33	
Figura 04. Vaso sanitário segregador de banheiro seco - Gana.....	33
Figura 05. Vaso sanitário segregador de banheiro seco – prédio GIZ, Eschborn, Alemanha.....	34
Figura 06. Vaso sanitário segregador a vácuo (1L/fezes, 0,5L/urina) - prédio GIZ, Eschborn, Alemanha.....	34
Figura 07. Vaso sanitário segregador a vácuo (1L/ fezes, 0,5L/ urina) - <i>Roediger</i> [®] , Suécia.....	34
Figura 08. Vaso sanitário segregador (1L/ urina) <i>WostMan Ecology</i> [®] , Eschborn, Alemanha.....	34
Figura 09. Conteúdo de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) nas frações de sólidos biodegradáveis e esgotos produzidos em residências (separados em águas cinzas, fezes e urina). (Adaptado de VINNERÅS, 2002).....	35
Figura 10. Conteúdo de cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), zinco (Zn) e chumbo (Pb) nas frações de sólidos biodegradáveis e esgotos produzidos em residências (separados em águas cinzas, fezes e urina). (Adaptado de VINNERÅS, 2002).....	36
Figura 11. Estrutura da membrana de ovos férteis de <i>A. lumbricoides</i> .	43
Figura 12. Fluxograma geral da sequência de experimentos e principais procedimentos/ou atividades da tese de doutorado.....	54
Figura 13. Banheiro seco implantado - CETRE.....	56
Figura 14. Vaso sanitário segregador - CETRE.....	56
Figura 15. Mictório masculino e feminino - CETRE.....	56
Figura 16. Banheiro seco - IÇ.....	56
Figura 17. Mictório feminino - IÇ.....	56

Figura 18. Mictório masculino - IÇ.....	56
Figura 19. Gráfico <i>Box plot</i> com a distribuição da massa de fezes produzidas por defecação por mulheres (1) e homens (2).....	64
Figura 20. Gráfico <i>Box plot</i> com a distribuição do volume de urina produzida por urinação.....	65
Figura 21. Gráfico <i>Box plot</i> com a distribuição do volume de urina produzida em 24 horas por mulheres (1) e homens (2).....	65
Figura 22. Formas de nitrogênio predominantes na urina fresca masculina e feminina.....	70
Figura 23. Tanques de armazenamento de urina.....	74
Figura 24. Variação temporal média diária da temperatura ambiente e média do período do experimento.....	78
Figura 25. Variação temporal e <i>box plot</i> do pH (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.....	78
Figura 26. Variação temporal e <i>box plot</i> do N-NH ₄ ⁺ (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.....	79
Figura 27. Variação temporal do N-NH ₄ ⁺ nos tanques de urina durante os primeiros 45 dias de armazenamento.....	80
Figura 28. Correlação linear entre o pH e a concentração de amônia ionizada nos tanques de armazenamento de urina.....	80
Figura 29. Correlação linear entre a temperatura e a concentração de amônia ionizada nos tanques de armazenamento de urina.....	81
Figura 30. Variação temporal e <i>box plot</i> do P-PO ₄ ³⁻ (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.....	82
Figura 31. Variação temporal e <i>box plot</i> dos SS (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.....	83
Figura 32. Ensaio com 18 tratamentos, em duplicada.....	89

Figura 33. Montagem do ensaio – mistura das fezes com os aditivos. .	89
Figura 34. Exemplo de mistura pronta – tratamento 6 75%CO + PH...	89
Figura 35. Gráfico <i>Box plot</i> com o perfil de variação do potencial hidrogeniônico nos dezoito tratamentos avaliados.....	91
Figura 36. Correlação entre o percentual de aditivo, cinzas ou conchas de ostras + papel higiênico, e a elevação do pH.	92
Figura 37. Variação do percentual de sólidos totais nos tratamentos com cinzas ou conchas de ostras ao longo do período de avaliação.	93
Figura 38. Material produzido no experimento de secagem das fezes humanas.	94
Figura 39. Perfil de sólidos nos tratamentos que utilizaram 75% de aditivo sem a adição de papel higiênico.....	95
Figura 40. Variação temporal e <i>box plot</i> do pH (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes) no compartimento de recebimento de fezes – avaliação 1.	98
Figura 41. Variação temporal e <i>box plot</i> do pH (- média; □ erro padrão; I desvio padrão) no compartimento de recebimento de fezes – avaliação 2.	98
Figura 42. Variação temporal e <i>box plot</i> do percentual de ST (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes) na bombona 1.....	99
Figura 43. Variação temporal e <i>box plot</i> do percentual de ST (- média; □ erro padrão; I desvio padrão) na bombona 2.....	99
Figura 44. Perfil médio dos sólidos em percentual de umidade, sólidos totais, fixos e voláteis no compartimento de recebimento de fezes – bombona 1.....	100
Figura 45. Perfil médio dos sólidos em percentual de umidade, sólidos totais, fixos e voláteis no compartimento de recebimento de fezes – bombona 2.....	100
Figura 46. Replicata do experimento. Caixa aberta para coleta de amostras, com detalhe para a estrutura das camadas de fezes e aditivos.	104
Figura 47. Diagrama dos componentes e configuração dos tratamentos.	106

Figura 48. Média, erro padrão (EP), desvio padrão (DP) e valores discrepantes para pH em todos os tratamentos e controles ao longo do período experimental.....	110
Figura 49. Média, erro padrão (EP), desvio padrão (DP) e valores discrepantes para nitrogênio amoniacal total em todos os tratamentos e controles ao longo do período experimental.	111
Figura 50. Concentração de nitrogênio amoniacal total em função do tempo em todos os tratamentos e controles com uréia no aditivo.	112
Figura 51. Concentração de nitrogênio amoniacal total em função do tempo em todos os tratamentos e controles sem uréia no aditivo.	113
Figura 52. Concentração log de <i>E. faecalis</i> cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos [75%CO+U], 150%CO:CZ+U, [150%CO:CZ+U] (agrupados em a no teste Tukey) e controles F e [F+U].....	116
Figura 53. Concentração log de <i>S. Typhimurium</i> cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos [75%O+U], [75%O:A+U], [150%O+U] (agrupados em a no teste Tukey) e controles F e [F+U].	116
Figura 54. Correlação potencial positiva entre o pH das fezes e as reduções decimais calculadas para <i>E. faecalis</i>	117
Figura 55. Concentração log de MS2 cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos 150%CO:CZ, 150%CO:CZ+U, [150%CO:CZ+U] agrupados em a e b no teste Tukey) e controles F e [F+U].....	120
Figura 56. Concentração log de Φ X cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos 150%CO:CZ, 150%CO:CZ+U, [150%CO:CZ+U] agrupados em a e b no teste Tukey) e controles F, [F+U] e [F].	120
Figura 57. Correlação linear entre o percentual de sólidos totais das fezes e as reduções decimais calculadas para MS2 e Φ X.	121
Figura 58. Correlação linear entre o pH das fezes e as reduções decimais calculadas para MS2 e Φ X.	122

Figura 59. Diagrama dos componentes e configuração dos tratamentos – etapa 1.....	126
Figura 60. Experimento com os três compartimentos pilotos para o tratamento de fezes humanas – etapa 2.....	131
Figura 61. Diagrama dos componentes e configuração dos tratamentos – etapa 2.....	132
Figura 62. Percentual de viabilidade dos ovos de <i>A. suum</i> ao longo do período de tratamento.....	134
Figura 63. Temperaturas médias (-), máximas e mínimas diárias no período do experimento.....	137
Figura 64. Valores de pH médios, máximos e mínimos nos três tratamentos avaliados.....	138
Figura 65. Valores de pH nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.....	139
Figura 66. Concentrações de N-NH ₃ médias, máximas e mínimas nos três tratamentos avaliados.....	141
Figura 67. Concentrações de N-NH ₃ nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.....	141
Figura 68. Percentual de SV nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.....	143
Figura 69. Percentual de SF nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.....	143
Figura 70. Contagem de ovos viáveis de <i>A.lumbricoides</i> e <i>A.suum</i> ao longo do período experimental no tratamento 150%CZ.....	144
Figura 71. Contagem de ovos viáveis de <i>A.lumbricoides</i> e <i>A.suum</i> ao longo do experimento - CZ:CO+U.....	146
Figura 72. Contagem de ovos viáveis de <i>A.lumbricoides</i> e <i>A.suum</i> ao longo do experimento - CO+U.....	146
Figura 73. Contagem de ovos viáveis de <i>A.lumbricoides</i> na fase lag - CZ:CO+U.....	147
Figura 74. Contagem de ovos viáveis de <i>A.lumbricoides</i> na fase de decaimento - CZ:CO+U.....	147

Figura 75. Contagem de ovos viáveis de <i>A.lumbricoides</i> na fase lag - CO+U.....	148
Figura 76. Contagem de ovos viáveis de <i>A.lumbricoides</i> na fase de decaimento - CO+U.	148
Figura 77. Concentrações de íon carbonato como CO_3^{2-} calculadas para o período experimental (dia 0-113) nos tratamentos CZ:CO+U e CO+U.	151

Lista de Quadros

Quadro 01. Comparação da emissão de poluentes e do consumo de energia nos sistemas de saneamento convencional e ecológico. (Adaptado de OTTERPOHL, 2000).	31
Quadro 02. Composição das fezes humanas segundo diferentes pesquisas em diversos países.	38
Quadro 03. Composição da urina humana segundo diferentes pesquisas em diversos países.....	39
Quadro 04. Principais patógenos que podem ser excretados nas fezes humanas e doenças relacionadas. (Adaptado de OTTOSSON, 2003; WHO, 2006; FUNASA, 2007).....	41
Quadro 05. Resumo das características dos principais processos de tratamento de fezes humanas.	45
Quadro 05. Resumo das características dos principais processos de tratamento de fezes humanas (cont.).....	46
Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana.	48
Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).	49
Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).	50
Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).	51
Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).	52
Quadro 07. Série de análises realizadas para caracterização das fezes humanas.	60
Quadro 08. Série de análises realizadas para caracterização da urina humana <i>in natura</i>	61
Quadro 09. Resumo das características das campanhas de amostragem de urina.	62

Quadro 11. Características dos tratamentos avaliados no ensaio de secagem.....	88
Quadro 12. Série de análises físico-químicas realizadas para caracterização das fezes do banheiro seco do Instituto Çarakura.....	90
Quadro 13. Características principais dos tratamentos e controles do experimento.....	105
Quadro 14. Características principais dos tratamentos e controles do experimento.....	127
Quadro 15. Série de análises realizadas para caracterização das fezes e urina humanas após os processos de tratamento.	157

Lista de Tabelas

Tabela 01. Caracterização qualitativa das fezes humanas <i>in natura</i>	67
Tabela 02. Caracterização qualitativa da urina humana <i>in natura</i> (urina da campanha de coleta de 24 horas).....	69
Tabela 03. Caracterização qualitativa da urina utilizada no experimento de armazenamento.	77
Tabela 04. Concentração média e desvio padrão do pH, nitrogênio amoniacal total, amônia não ionizada e sólidos totais nos tratamentos e controles do experimento de inativação de bactérias e bacteriófagos.	109
Tabela 05. Resultados do teste Tukey, coeficientes de inativação (k), redução logarítmica decimal (Rd) e coeficientes de correlação (R ²) calculados a partir da contagem de bactérias e bacteriófagos nos tratamentos e controles estudados no experimento.	114
Tabela 06. Coeficientes de inativação (k), redução logarítmica decimal (Rd) e coeficientes de correlação (R ²) calculados para os ovos de <i>A. suum</i> nos tratamentos a partir de regressão linear.....	135
Tabela 07. Concentrações de amônia não ionizada, pH e temperatura mensurados analiticamente e parâmetros calculados no experimento de inativação de ovos de <i>A.suum</i> e <i>A.lumbricoides</i>	140
Tabela 08. Frações médias de sólidos nas fezes <i>in natura</i> e nas fezes tratadas com os aditivos avaliados no experimento de inativação de ovos de <i>A.suum</i> e <i>A.lumbricoides</i>	142
Tabela 09. Duração da fase lag e modelagem da fase de decaimento linear - coeficiente de inativação (k), redução decimal (Rd) e correlação linear (R ²) para os tratamentos avaliados na inativação de ovos de <i>A.suum</i> e <i>A.lumbricoides</i>	145
Tabela 10. Caracterização das fezes e urina humanas após tratamento e teores mínimos exigidos pela Instrução Normativa do MAPA para fertilizantes orgânicos derivados de despejos sanitários.	158
Tabela 11. Caracterização das fezes e urina humanas após tratamento e valores padrão da resolução CONAMA 375/2006, norma CETESB P 230, US EPA 503 e ADAS UK 1263/1989 (requisitos para reúso de lodo de esgoto e produtos derivados).	162

Tabela 12. Concentrações medidas ou potencialmente reduzidas de microorganismos nas fezes humanas após tratamento, e concentrações máximas permitidas pelas resoluções CONAMA 375/2006, US EPA 503 e ADAS UK 1263/1989 (requisitos para reúso de lodo de esgoto e produtos derivados)..... 164

Lista de Siglas e Abreviaturas

ADAS	Agricultural Development and Advisory Service - UK
ANSI	American National Standards Institute
BSS	Banheiro Seco Segregador
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - SP
CETRE	Centro de Treinamento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CO	Conchas de Ostras
CZ	Cinzas de Biomassa
CTer	Coliformes Termotolerantes
DNA	Deoxyribonucleic Acid (ácido desoxirribonucleico)
DP	Desvio Padrão da Média
EN	Evaporação Natural
Epagri	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
EPA	Environmental Protection Agency
Funasa	Fundação Nacional da Saúde
FS	Folhas Secas
GIZ	Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
IÇ	Instituto Çarakura
IN	Instrução Normativa
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
n	Número de amostragens
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NMP	Número Mais Provável
NSF	National Sanity Foundation
OMS	Organização Mundial da Saúde

RNA	Ribonucleic acid (ácido ribonucleico)
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet (Swedish University of Agriculture Sciences)
U	Uréia
ufc	Unidades Formadoras de Colônias
ufp	Unidades Formadoras de Placas
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
WHO	World Health Organization

Lista de Símbolos

Bo	Boro
Ca total	Cálcio total
CE	Condutividade Elétrica
Corg	Carbono Orgânico Total
Co	Cobalto
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO5	Demanda Bioquímica de Oxigênio – leitura em 5 dias
DQOt	Demanda Química de Oxigênio total
Fe	Ferro
IBDU	Isobutilaldeído-di-ureia
IS	Índice Salino
K total	Potássio Total
K ₂ O	Óxido de Potássio
meq	Mili equivalente
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
mM	Mili molar
Mo	Molibdênio
Ni	Níquel
Norg	Nitrogênio Orgânico
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal não ionizado
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio Nitrato

NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
P total	Fósforo Total
pH	Potencial Hidrogeniônico
P ₂ O ₅	Pentóxido de Fósforo
S total	Enxofre Total
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
Zi	Zinco

RESUMO

A potencialidade de reúso agrícola de excretas humanas vem sendo reconhecida mundialmente como uma questão de sustentabilidade ambiental. Salienta-se que há a necessidade de produção de um material estável aliada à inativação de patógenos, sendo estes os principais fatores que balizam as possibilidades de reúso. O objetivo desta tese foi caracterizar as excretas humanas para avaliar seu potencial de reúso e avaliar processos para estabilização e inativação de patógenos, visando à produção de materiais seguros para o reúso agrícola juntamente com o melhoramento de uma tecnologia de saneamento já amplamente difundida, os banheiros secos, no entanto com fragilidades quanto à segurança sanitária promovida. Foi estabelecido o potencial de reúso agrícola das fezes e urina humanas por meio da caracterização quali-quantitativa das mesmas, *in natura* e após tratamento. Foi também avaliado o sistema de armazenamento da urina humana, e estudados tratamentos para estabilização e inativação de patógenos nas fezes humanas. A combinação de uma série de fatores foram estudados no tratamento das fezes, como: pH, secagem, concentração de amônia não ionizada e concentração de íons carbonato como CO_3^{2-} . A variação destes parâmetros foi obtida a partir da adição de materiais às fezes, que foram: folhas secas, cinzas (CZ), conchas de ostras (CO) e uréia (U). Como principais resultados, a produção anual de fezes e urina de uma pessoa adulta foi de 47 kg e 549 L, respectivamente. Após os processos de tratamento a urina apresentou: 2,5% C e 6,8/0,5/1,8/0,5% NPKS; e as Fezes: 7,4% C e 0,8/2,3/1,6/0,5% NPKS. O armazenamento da urina sem diluição mostrou ser um sistema eficiente onde ocorreu a hidrólise da uréia, sem perdas significativas de nitrogênio amoniacal e fósforo. Para o tratamento das fezes quatro alternativas podem ser destacadas: 150%CO:CZ (1:1) e U (0,5%), com ou sem ventilação; 150% CO:CZ (1:1), com ventilação; Estas duas opções foram eficientes na inativação de *Enterococcus faecalis*, *Salmonella* Typhimurium, ΦX e MS2. Para inativação de 10 unidades log dos microorganismos citados, de acordo com os modelos determinados com os dados experimentais os tempos de tratamento seriam de: 179 dias para CZ:CO+U (com ventilação), 119 dias para CZ:CO+U (sem ventilação) e 181 dias para CZ:CO. As outras duas alternativas que se destacaram foram: 150% CZ:CO (1:1) e U (1%); e 150% CO e U (1%), ambas com ventilação. Estes tratamentos devem ser preferidos se houver o risco da presença de ovos de *Ascaris*. A concentração de íons carbonato foi identificada como um fator importante na inativação dos ovos. Para inativação de 3 unidades log, os tempos de tratamento seriam de: 177 dias para CZ:CO+1%U e 162 dias para CO+1%U. Além da inativação dos patógenos os tratamentos citados produziram um material com reduzida umidade, sem odor agressivo e boa mineralização.

Palavras-chave: Saneamento ecológico; Armazenamento; Higienização; Secagem; Carbonato; Uréia; Fezes; Urina; Patógenos.

ASBTRACT

The potential for human excreta reuse is becoming recognized worldwide as a question of environmental sustainability. It should be highlighted the need for having a stable product and safe in terms of pathogens content, being these the main factors for the reuse possibilities. The objective of this thesis was the characterization of human excreta for evaluate its reuse potential and evaluate processes for stabilization and pathogens inactivation, to be implemented in urine-diverting dry toilets, aiming the generation of safe products for agricultural reuse together with the improvement of a sanitation technology that is already known, however that presents several fragilities about health providing. It was established the reuse potential in agriculture for faeces and urine, by quantification and characterization, fresh and after treatment. It was also evaluated the storage of human urine, and treatments for stabilization and sanitization of pathogens on faeces. The combination of different factors was studied for faeces treatment, as pH, desiccation, uncharged ammonia concentration and ion carbonate concentration (as CO_3^{2-}). The variation of these factors was done by adding materials to faeces: dry leaves, ash (A), oyster shells (O) and urea (U). As main results the annual production of faeces and urine by one adult was 47 kg and 549 L, respectively. After the treatment processes urine had: 2,5% C and 6,8/0,5/1,8/0,5% NPKS; and faeces: 7,4% C and 0,8/2,3/1,6/0,5% NPKS. The urine storage without water dilution has shown to be an efficient system where took place urea hydrolysis without significant nitrogen or phosphorus losses. For faeces treatment four alternatives can be highlighted: 150%O:A (1:1) and U (0,5%), with or without ventilation; 150%O:A (1:1), with ventilation; these two options were efficient in the inactivation of *Enterococcus faecalis*, *Salmonella* Typhimurium, ΦX and MS2. Pretending the inactivation requirement of 10 logarithm units of all cited microorganisms, the treatment periods would be: 179 days for O:A+U (with ventilation), 119 days for O:A+U (without ventilation) and 181 days for O:A. the two other alternatives that can be pointed were: 150%O:A (1:1) and U (1%), with ventilation; 150%O and U (1%), with ventilation. These last treatments should be preferred if there is any risk of *Ascaris* eggs contamination. The concentration of carbonate ions was identified as an important factor in eggs inactivation. Pretending the inactivation requirement of 3 log units, the treatment periods would be: 177 days for O:A+1%U and 162 days for O+1%U. Other than pathogens inactivation the treatments generated faeces with low moisture content, no aggressive odor and good mineralization level.

Key-words: Ecological sanitation; Storage; Desiccation; Sanitisation; Carbonate; Urea; Faeces; Urine; Pathogens.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1: Considerações iniciais.....	24
1.1 Introdução e Objetivo Geral	24
1.2 Questões específicas da pesquisa científica	27
1.3 Relevância e inovação	27
CAPÍTULO 2: Revisão Bibliográfica.....	29
2.1 Saneamento focado em recursos	29
2.2 Sanitários secos.....	32
2.3 Caracterização das excretas humanas: fezes e urina	34
2.3.1 Patógenos nas fezes humanas	40
2.3.1.1 Modelos e organismos indicadores	41
2.4 Processos de tratamento das fezes humanas.....	44
2.5 Processos de tratamento da urina humana.....	47
CAPÍTULO 3: Delineamento experimental da pesquisa.....	53
3.1 Planejamento geral dos experimentos e estruturação da tese... 53	
3.2 Intervenções realizadas – locais de implementação da pesquisa55	
CAPÍTULO 4: Caracterização quali-quantitativa das excretas	
humanas.....	57
4.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas.....	57
4.2 Metodologia	58
4.2.1 Quantificação das excretas humanas.....	58
4.2.2 Caracterização qualitativa das excretas humanas.....	59
4.2.3 Avaliação dos dados.....	63
4.3 Resultados e Discussões	64

4.4 Conclusões.....	71
----------------------------	-----------

CAPÍTULO 5: Estabilização da urina humana por sistema piloto de armazenamento 73

5.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas.....	73
--	-----------

5.2 Metodologia	74
------------------------------	-----------

5.2.1 Experimento	74
-------------------------	----

5.2.2 Avaliação dos dados.....	75
--------------------------------	----

5.3 Resultados e Discussões	76
--	-----------

5.4 Conclusões.....	83
----------------------------	-----------

CAPÍTULO 6: Secagem de fezes humanas85

6.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas.....	85
--	-----------

6.2 Metodologia	86
------------------------------	-----------

6.2.1 Ensaio de secagem com aditivos alcalinizantes naturais.....	86
---	----

6.2.2 Secagem das fezes nos banheiros secos	89
---	----

6.2.3 Avaliação dos dados.....	90
--------------------------------	----

6.3 Resultados e Discussões	90
--	-----------

6.3.1 Ensaio de secagem	90
-------------------------------	----

6.3.2 Secagem das fezes no banheiro seco	97
--	----

6.4 Conclusões.....	101
----------------------------	------------

CAPÍTULO 7: Inativação de bactérias e bacteriófagos das fezes humanas por secagem e uréia 102

7.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas.....	102
--	------------

7.2 Metodologia	103
------------------------------	------------

7.2.1 Experimento	103
-------------------------	-----

7.2.2 Inoculação e amostragem.....	107
7.2.3 Avaliação dos dados.....	108
7.3 Resultados e discussões	108
7.3.1 Parâmetros físico-químicos.....	109
7.3.2 <i>Salmonella</i> Typhimurium e <i>Enterococcus faecalis</i>	113
7.3.3 Bacteriófagos MS2 e Φ X.....	118
7.4 Conclusões	122

CAPÍTULO 8: Inativação de ovos de *Ascaris suum* e *Ascaris*

***lumbricoides* em fezes humanas por secagem, uréia e carbonato.. 124**

8.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas..... 124

8.2 Metodologia

8.2.1 Procedimento experimental – etapa 1

8.2.2 Procedimento experimental – etapa 2

8.2.3 Avaliação dos dados.....

8.3 Resultados e Discussões

8.3.1 Etapa 1 – Inativação de ovos de *Ascaris suum*.....

8.3.2 Etapa 2 – Inativação de ovos de *Ascaris lumbricoides* e *Ascaris suum*.....

8.4 Conclusões

CAPÍTULO 9: Avaliação do potencial agrônômico das fezes e urina humanas..... 155

9.1 Objetivo específico e hipótese relacionada..... 155

9.2 Metodologia

9.3 Resultados e Discussões

9.4 Conclusões

CAPÍTULO 10: Considerações Finais	167
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	169
Apêndice 01. Projeto com as plantas baixas do banheiro seco segregador implantado.	186
Apêndice 02. Cartazes utilizados nas campanhas de coleta de urina e fezes realizadas no prédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFSC.....	187
Apêndice 03. Quadro com as metodologias analíticas utilizadas para realização de análises físico-químicas e microbiológicas das fezes e urina humanas.....	190
Apêndice 04. Quadro com as principais características físicas e químicas das conchas de ostras utilizadas nos experimentos.	193

CAPÍTULO 1: Considerações iniciais

1.1 Introdução e Objetivo Geral

A escassez de água é um dos maiores problemas sanitário-ambientais que ocorre como consequência do uso insustentável dos recursos naturais e do crescimento populacional e econômico, cujos impactos tendem a ser cada vez mais graves. Atualmente, estima-se que mais de um bilhão de pessoas não têm acesso à água potável para suprir suas necessidades básicas diárias, e até o final do século XXI este número pode alcançar 3,2 bilhões. O déficit de saneamento é ainda mais alarmante e está diretamente relacionado à escassez de água. Aproximadamente 1,2 bilhões de pessoas defecam à céu aberto (WHO, 2008).

A importância da água, saneamento e higiene para segurança alimentar e hídrica está refletida nos vários fóruns e discussões internacionais que vêm sendo realizados com frequência. Recentemente, a Assembleia Geral das Nações Unidas declarou o período de 2005 a 2015 como a década internacional para as ações sustentadas no princípio da “água para vida”. A maior meta é alcançar e acelerar o progresso com vistas as Metas de Desenvolvimento do Milênio, que têm como principais objetivos reduzir pela metade o número de pessoas sem acesso a saneamento, e diminuir também em 50% a pobreza e a fome no mundo até o ano de 2015.

Além da escassez de água e falta de saneamento, outro problema mundial que vem sendo amplamente discutido desde a última década é a “crise dos alimentos”. Estes problemas podem culminar em sérias consequências para as populações, desde o aumento da fome, miséria e doenças, até guerras, desentendimentos entre países e grandes crises econômicas.

A crise dos alimentos ocorre principalmente nos países em desenvolvimento como consequência do aumento da demanda por fertilizantes em função do aumento populacional, aliado à questão do desperdício, má distribuição e infertilidade dos solos.

A contribuição do saneamento para amenizar estes problemas pode ser muito importante, principalmente se este for direcionado ao reúso dos nutrientes que são normalmente descartados com as excretas humanas. Assim, o saneamento pode atuar no controle da poluição dos corpos hídricos, na promoção da saúde e no aumento da produção de alimentos pela disponibilização dos nutrientes presentes nos esgotos. A disponibilização dos nutrientes pode ser viabilizada em termos

ecológicos e econômicos por meio da segregação dos esgotos domésticos em águas cinzas e águas negras, tratando-os e reutilizando-os, fazendo com que ocorra o fechamento do ciclo de uso da água para fins não potáveis, e o fechamento do ciclo dos nutrientes (GUEST et al., 2009; WERNER et al., 2009; KARAK e BHATTACHARYYA, 2011).

As cidades recebem alimentos e água e os convertem em biomassa e resíduos. Parte desses resíduos é gerada em decorrência da baixa eficiência de utilização e desperdício dos alimentos, e a outra parte é resultante do metabolismo humano. A primeira parcela é descartada como lixo urbano, e a última (esgoto) é transportada em grandes volumes de água potável e lançada direta ou indiretamente em corpos d'água. O uso de água potável para o transporte das excretas é uma ação insustentável, pois desperdiça e degrada a água que deveria ser utilizada para fins potáveis, além de diminuir e fazer com que os nutrientes das excretas sejam poluentes e não recursos. Neste sentido o uso do saneamento seco deve ser considerado como uma alternativa sustentável.

A segregação e o uso agrícola das frações dos esgotos ricas em nutrientes possuem uma série de vantagens. A quantidade de nutrientes nas frações de esgoto remanescentes diminui muito, o que elimina a necessidade de tratamento avançado para remoção de nitrogênio e fósforo e elimina também o risco do descarte dos mesmos em corpos hídricos. Se os nutrientes das excretas substituem os fertilizantes químicos, diminui-se também a exploração de recursos naturais necessários para a produção dos mesmos, o que também diminui a emissão de poluentes desta atividade (JÖNSSON e VINNERÅS, 2013).

Com relação aos sistemas de saneamento comumente utilizados, o saneamento descentralizado é ainda a principal solução adotada para a maioria da população mundial, sendo que as latrinas ou outros tipos de banheiros secos atendem mais de 3 bilhões de pessoas, principalmente em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento (<http://www.wssinfo.org/>). No entanto, a maioria destes sistemas da forma como são implantados e operados tem culminado na degradação ambiental. Destaca-se que esta tecnologia será efetiva desde que possa produzir um material estável e que se possa reduzir eficientemente a concentração de patógenos no material fecal a níveis seguros para que o reúso agrícola possa ser implementado (SCHÖNNING e STENSTRÖM, 2004; WINKER et al., 2009). O uso dos banheiros secos com a segregação de fezes e urina deve ser incentivado, pois uma vez operado

de forma correta, este passa a ser uma tecnologia que facilita a separação e o consequente reúso das excretas.

A potencialidade de reúso das excretas está refletida nas normas existentes que tratam da questão, e salienta-se que a remoção de patógenos é foco em todas elas. Observa-se que a maioria das normas existentes trata do reúso de lodo de esgoto e produtos derivados, não se referindo diretamente às excretas humanas, tendo em vista que esta abordagem do saneamento é relativamente nova.

Nos Estados Unidos, a *Environmental Protection Agency* (EPA) regulamenta o uso das excretas como lodo de esgoto. Ela classifica o lodo em duas categorias (Classe A e Classe B) de acordo com a qualidade do material tratado, e estabelece requisitos diferentes para cada uma delas baseados principalmente na concentração de patógenos (USEPA, 1994). No mesmo país o *American National Standards Institute* (ANSI) e *National Sanitary Foundation* (NSF) padronizam a qualidade de excretas para o reúso na instrução NSF/ANSI *Standard 41*, levando também em consideração a questão dos patógenos.

No Brasil, a Resolução nº 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos, e também o classifica em duas categorias de acordo com as concentrações máximas de agentes patogênicos em cada uma delas.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) estabeleceu diretrizes para a utilização de esgotos, excretas e águas cinzas na agricultura. As orientações variam conforme a aplicação do dejetos e os níveis de segurança exigidos (WHO, 2006).

Tendo como base as questões abordadas, reitera-se que a potencialidade de reúso de excretas humanas é reconhecida mundialmente como uma questão de sustentabilidade ambiental e está refletida hoje nas normas existentes que tratam da questão, algumas destas citadas anteriormente. Salienta-se que a necessidade de produção de um material estável aliada à obrigatoriedade de inativação de patógenos é foco em todos os documentos citados, sendo os principais fatores que balizam as possibilidades de reúso.

Neste contexto, o objetivo desta tese foi caracterizar as excretas humanas provenientes de banheiros secos com segregação e *in natura* para avaliar seu potencial de reúso e avaliar processos para estabilização e inativação de patógenos (higienização), visando a produção de materiais seguros para o reúso agrícola juntamente com o melhoramento

de uma tecnologia de saneamento já amplamente difundida, no entanto com fragilidades quanto à segurança sanitária promovida.

1.2 Questões específicas da pesquisa científica

- Qual o potencial de reúso das fezes e urina humanas em termos de capacidade de produção de nutrientes dentro da realidade brasileira?
- O armazenamento da urina pode ser realizado em banheiros secos como uma alternativa simples de tratamento, onde a perda de nutrientes não inviabiliza o reúso?
- Qual a melhor alternativa para que o tratamento das fezes ocorra dentro do próprio compartimento dos banheiros secos, evitando ao máximo o contato das pessoas com os dejetos e produzindo um produto estável e higienizado?

1.3 Relevância e inovação

A potencialidade de reúso de excretas humanas, lodo de esgoto e efluentes em geral é reconhecida mundialmente como uma questão de sustentabilidade ambiental e está refletida hoje nas normas existentes que tratam da questão. Destacam-se internacionalmente as normas da EPA nº 530 de 1994, as diretrizes estabelecidas pela OMS em 2006, e nacionalmente a Resolução CONAMA nº 375 de 2006. Salienta-se que a necessidade do conhecimento do potencial de reúso das excretas em função de sua composição e a produção de materiais estáveis e isentos de patogenicidade é o que baliza todas as diretrizes citadas.

No entanto, o conhecimento destas questões ainda é muito incipiente, principalmente nas pesquisas brasileiras nesta linha de saneamento. A pesquisa acerca do tratamento e reúso de esgoto e lodo de esgoto já avançou no país, no entanto, o estudo e aplicação de tecnologias voltadas às fezes e urina humanas propriamente ditas encontra-se pouco desenvolvido.

Tendo em vista a clara necessidade de conhecimento acerca destas questões, as pesquisas conduzidas por instituições nacionais nesta

área são de fundamental importância, destacando-se também a grande compatibilidade desta linha de saneamento à realidade brasileira.

Nesta tese destaca-se como relevante cientificamente a caracterização das excretas e a pesquisa de um processo para a higienização das fezes humanas, com o estudo do comportamento de uma variedade de patógenos. Os patógenos estudados foram *Enterococcus* spp., *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, bacteriófagos MS2 e ΦX, *Ascaris suum* e *Ascaris lumbricoides* (ovos). Dentre os patógenos citados destaca-se o estudo de inativação dos ovos de *A. lumbricoides*, pois são considerados altamente resistentes e de grande risco pelo elevado potencial de infectividade e elevada incidência em países em vias de desenvolvimento. A falta de pesquisa com este tipo de organismo é em parte explicada pela dificuldade de obtenção de grandes quantidades de ovos, pelo risco de manipulação dos mesmos e pela complexidade metodológica de extração e avaliação de viabilidade dos ovos, principalmente quando as pesquisas envolvem matrizes complexas como fezes humanas.

Salienta-se por último a relevância social dos sistemas e processos que foram estudados, uma vez que se enquadram na linha de saneamento conhecida hoje como saneamento focado em recursos ou saneamento sustentável, o qual é muito compatível com a realidade e necessidade brasileiras. Nesta linha de saneamento questões como a conservação de energia e água, o reúso de nutrientes e a viabilidade econômico-social dos sistemas são primordiais.

CAPÍTULO 2: Revisão Bibliográfica

2.1 Saneamento focado em recursos

A Organização Mundial da Saúde desde 1987, na Conferência de Genebra, reconhece o saneamento como a questão primordial em termos de saúde pública.

Neste contexto, a saúde, higiene e educação sanitária estão conectadas no intuito de fazer as pessoas reconhecerem onde os problemas de saúde originam-se, e perceberem como melhorar o saneamento por meio de suas próprias ações (SIMPSON-HÉBERT et al., 1996).

Considerando-se que 1.2 bilhões de pessoas no mundo não têm acesso à água de qualidade para usos potáveis, que 3 bilhões não possuem saneamento adequado e que 50% dos resíduos sólidos produzidos mundialmente não possuem destinação correta, o desenvolvimento de modelos de saneamento que priorizem tecnologias sustentáveis e de custo acessível é a única forma de minimizar os problemas de saúde pública originados a partir deste cenário (WHO, 2008).

Como uma das medidas para a melhoria deste cenário a aplicação do modelo de saneamento focado em recursos ou ecológico (*ecological sanitation* como é conhecido internacionalmente) é muito adequado. O modelo baseia-se na ciclagem dos nutrientes procurando promover a seguridade alimentar e hídrica, e consequentemente promovendo a manutenção da saúde humana e ambiental.

As pesquisas acerca do saneamento focado em recursos surgiram como uma necessidade de mudança de comportamento frente às ações humanas de base insustentável na área do saneamento. O modelo de saneamento predominante hoje nas sociedades (centralizado e de “fim de tubo”) considera os subprodutos de nossas atividades cotidianas como resíduos, baseando-se na lógica do afastamento e da transferência de responsabilidade (PHILIPPI et al., 2007).

O pensamento ecológico no saneamento foi reconhecido inicialmente pelos países nórdicos europeus, principalmente pela Suécia na década de 80 e intensificado neste mesmo país na década seguinte, até então sem o apoio de governantes (VINNERÅS e JÖNSSON, 2013).

Dos pontos de vista, tanto da agricultura como biologicamente, humanos são um tipo de animal, e para a sustentabilidade nossas fezes e urina devem voltar para a terra produzindo nossos alimentos, da mesma forma que os dejetos de animais em criadouros ou animais selvagens. Na verdade as excretas humanas possuem vantagens importantes sobre os dejetos de animais. Uma é que as fezes e urina podem ser coletadas separadas e quase sem nenhuma perda de nutrientes, o que eleva seu valor e torna o manuseio mais simples (JÖNSSON e VINNERÅS, 2013).

O quadro 01 apresenta uma comparação das emissões de poluentes no meio hídrico e o consumo de energia nos dois sistemas de saneamento, o sistema convencional centralizado e o sistema de saneamento focado em recursos. Existem várias alternativas tecnológicas e de aproveitamento das excretas neste modelo de saneamento. Na construção das comparações apresentadas no quadro foi considerada a segregação com o tratamento e disposição final das águas cinzas e o aproveitamento das águas negras para produção de biogás e reúso como fertilizante agrícola.

Quadro 01. Comparação da emissão de poluentes e do consumo de energia nos sistemas de saneamento convencional e ecológico. (Adaptado de OTTERPOHL, 2000).

Conceito de saneamento convencional com tratamento avançado de esgoto sanitário		Novo conceito de saneamento com a segregação entre águas cinzas e negras	
Emissões		Emissões (águas cinzas)	
DQO	3,60 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹	DQO	0,80 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹
DBO5	0,40 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹	DBO5	0,10 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹
N total	0,73 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹	N total	0,20 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹
P total	0,07 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹	P total	0,01 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹
K total	>1,70 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹	K total	<0,60 kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹
Consumo (-) de energia		Consumo (-)/Ganho (+) de energia	
Abastecimento de água	-25 kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹	Abastecimento de água	- 20 kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹
Tratamento de esgoto	-85 kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹	Coleta de esgoto segregado à vácuo	- 25 kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹
-	-	Tratamento de águas cinzas	- 2 kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹
-	-	Transporte de lodo	- 20 kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹
-	-	Produção de biogás	+110kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹
-	-	Substituição de fertilizantes	+ 60 kWh.p ⁻¹ .ano ⁻¹
Balanco final	-110kWh.p⁻¹.ano⁻¹	Balanco final	+ 103kWh.p⁻¹.ano⁻¹

Alguns princípios do saneamento focado em recursos podem ser elencados, dentre os quais (DRANGERT et al., 1997; ESREY et al., 1998; JÖNSSON e VINNERÅS, 2013):

- A diminuição da poluição ambiental causada pelas excretas humanas e a consequente prevenção de doenças;
- As excretas humanas consideradas um recurso, e não um resíduo;
- A possibilidade de recuperação de nutrientes das excretas e sua utilização como fertilizante e condicionante dos solos;
- A diminuição da utilização de água com a função de transporte das excretas;
- O uso de sistemas descentralizados para o gerenciamento e logística dos subprodutos gerados a partir de nossas atividades humanas.

Todo o pensamento e os apontamentos trazidos pelo saneamento focado em recursos foram reconhecidos nos “Princípios de Bellagio”, estabelecidos durante uma Conferência entre especialistas que aconteceu em Bellagio/Itália no ano de 2000, pertencentes ao *Environmental*

Sanitation Working Group do *Water Supply and Sanitation Collaborative Council*, da Organização Mundial da Saúde e Organização das Nações Unidas.

Nesta conferência foi afirmada a necessidade de mudanças radicais nas políticas e práticas convencionais, de maneira que se possa acelerar o progresso visando a universalização do acesso ao saneamento ambiental seguro, dentro de um panorama de seguridade hídrica e alimentar respeitando o valor econômico dos nossos resíduos.

Até recentemente, o reúso das excretas humanas como fertilizante era uma prática utilizada em muitas culturas e sociedades, estabelecida inclusive na Europa e Estados Unidos no início do século passado. O que deve ser considerado relativamente novo é a prática da separação das fezes e urina humanas, entendendo que estes são dois componentes com características diferentes, e que seu tratamento e reúso individual possibilitam formas mais eficientes de aproveitamento dos seus componentes, além da facilidade de remoção de patógenos (predominantes nas fezes) e micropoluentes (principalmente resíduos de hormônios e fármacos - predominantes na urina) (ESREY et al., 2001).

2.2 Sanitários secos

Um sistema de saneamento ecológico possui como premissa a utilização de tecnologias que permitam a coleta das excretas humanas com vistas ao seu reúso, seja na forma de águas negras ou fezes e urina, esta última com ou sem diluição.

Nesta lógica, existem atualmente vários modelos de banheiros secos ou banheiros com vasos sanitários que operam com pouca quantidade de água, adaptáveis a áreas rurais ou a áreas urbanas.

Os banheiros secos não fazem a utilização de água para o descarte ou transporte das excretas. Normalmente utiliza-se um material para cobrir as fezes após cada defecação, sendo que este material varia em função do tratamento a ser aplicado posteriormente nas excretas. Os banheiros secos podem ainda possuir vasos sanitários chamados segregadores, os quais separam as fezes da urina humana. A separação é benéfica no sentido de facilitar o tratamento e a manipulação das fezes, que ficam menos úmidas, e também acaba por potencializar a concentração de nutrientes na urina.

Os banheiros secos, a princípio, são mais facilmente adaptáveis às áreas rurais em função da logística envolvida com a disposição das

excretas. No entanto, pesquisas vêm sendo realizadas no intuito de adaptar a tecnologia e a gestão das excretas às áreas urbanas.

Nas áreas urbanas, atualmente, tem-se implantado sistemas de saneamento ecológico com a segregação de águas cinzas e negras. Para geração de águas negras os vasos sanitários com baixos volumes de água de descarga (entre 0,1 e 1,0L) tem tornado os sistemas mais sustentáveis.

Os dispositivos de segregação de urina não são muito utilizados hoje tendo em vista que sua propagação está ligada diretamente à mudança de paradigmas e à difusão de sistemas de saneamento ecológicos, com a exceção de prédios públicos onde os mictórios masculinos são muito utilizados por uma questão de cultura e comodidade. Outra exceção está em países orientais de cultura islâmica, muçulmana e budista onde existem unidades que conceitualmente assemelham-se ao que hoje chamamos de tecnologias de saneamento ecológico. Isto porque culturalmente a relação com as excretas destes povos é diferente da relação da cultura ocidental. Mas ainda assim, as condições de higiene da maioria destas unidades em regiões mais pobres são muito precárias.

As figuras 01, 02, 03 e 04 apresentam exemplos de vasos sanitários utilizados em unidades de saneamento ecológico em áreas rurais, e as figuras 05, 06, 07 e 08 apresentam exemplos inseridos em projetos pilotos em áreas urbanas.

Figura 01. Vaso sanitário de banheiro seco - Addis Ababa, Etiópia.



Figura 02. Vaso sanitário segregador de banheiro seco - Addis Ababa, Etiópia.



Figura 03. Vaso sanitário segregador de banheiro seco - Mali, Índia.



Figura 04. Vaso sanitário segregador de banheiro seco - Gana.



Figura 05. Vaso sanitário segregador de banheiro seco – prédio GIZ, Eschborn, Alemanha.



Figura 06. Vaso sanitário segregador a vácuo (1L/fezes, 0,5L/urina) - prédio GIZ, Eschborn, Alemanha.



Figura 07. Vaso sanitário segregador a vácuo (1L/ fezes, 0,5L/ urina) - Roediger®, Suécia.



Figura 08. Vaso sanitário segregador (1L/ urina) *WostMan Ecology*®, Eschborn, Alemanha.



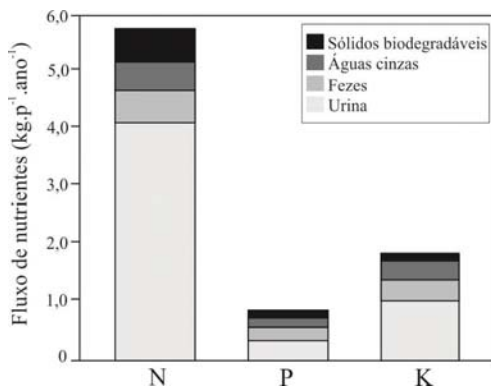
2.3 Caracterização das excretas humanas: fezes e urina

Uma pessoa adulta produz anualmente cerca de 500 litros de urina e 50 litros de fezes (considerando-as como águas negras) ou 35 quilos de fezes *in natura* (OTTERPOHL, 2000). No entanto, se a mesma pessoa possuir acesso a um sistema de saneamento convencional ela produzirá entre 20.000 e 100.000 litros de esgoto por ano.

Anualmente, cerca de 130 milhões de toneladas de fertilizantes são vendidos globalmente (63% em países em desenvolvimento). Desta quantia 78 milhões de toneladas são nitrogênio e 14 milhões de toneladas são fósforo. O restante é constituído por potássio, enxofre e micronutrientes. As excretas de 6 bilhões de pessoas contêm 27 e 3 milhões de toneladas de nitrogênio e fósforo, respectivamente, o que significa que 35% do uso de nitrogênio mineral e 22% do uso de fósforo de mineração no mundo poderiam teoricamente ser supridos pelo uso das excretas humanas (WHO, 2006).

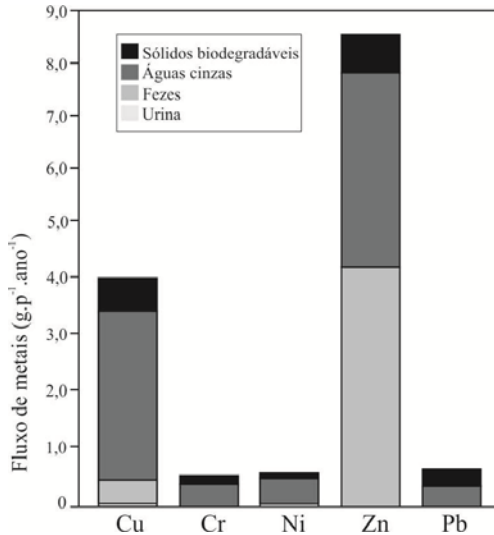
Acerca dos resíduos produzidos pelas pessoas no âmbito doméstico a maior proporção de nitrogênio, fósforo e potássio está concentrada na urina. As fezes, águas cinzas e resíduos orgânicos ou sólidos biodegradáveis possuem estes nutrientes em menor concentração (figura 09). As fezes caracterizam-se ainda pela elevada concentração de matéria carbonácea, superior às quantias encontradas na urina e águas cinzas.

Figura 09. Conteúdo de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) nas frações de sólidos biodegradáveis e esgotos produzidos em residências (separados em águas cinzas, fezes e urina). (Adaptado de VINNERÅS, 2002).



Ao mesmo tempo em que as fezes e urina possuem elevadas concentrações de carbono e nutrientes, as concentrações de metais são pequenas, o que é uma vantagem para o reúso das excretas. A maior proporção de metais está concentrada nas águas cinzas principalmente em função dos produtos químicos associados à higiene e limpeza (figura 10).

Figura 10. Conteúdo de cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), zinco (Zn) e chumbo (Pb) nas frações de sólidos biodegradáveis e esgotos produzidos em residências (separados em águas cinzas, fezes e urina). (Adaptado de VINNERÅS, 2002).



As concentrações de nutrientes e metais apresentadas são reconhecidamente esperadas nas excretas, no entanto, estão ligadas diretamente à dieta alimentar, o que pode produzir variações.

Além das características citadas anteriormente as fezes e urina podem conter organismos patogênicos e micropoluentes (resíduos de fármacos e hormônios). A maior concentração de patógenos encontra-se nas fezes, enquanto a maior concentração de micropoluentes na urina.

A inativação de patógenos é reconhecida como fator limitante para o reúso das excretas em qualquer escala.

O risco ocasionado por micropoluentes no ambiente, principalmente no meio aquático, é reconhecido como um sério problema ambiental, apesar de suas consequências ainda serem pouco conhecidas (CARLSSON et al., 2006; FENT et al., 2006; CUNNINGHAM et al., 2009; FATTA-KASSINOS et al., 2011).

No entanto, a necessidade de remoção de micropoluentes da urina em função de seu reúso é dependente do tipo e da concentração encontrada. Para muitos pesquisadores a presença de micropoluentes em baixas concentrações não é considerada como um fator limitante para o reúso, pois se acredita que a separação da urina do esgoto convencional

e sua aplicação no solo acaba por promover uma barreira a mais contra a sua liberação direta nos corpos d'água pois muitos deles são degradados no solo por processos físicos e biológicos (ESCHER et al., 2006; HAMMER e OTTERPOHL, 2006; WINKER et al., 2009). No entanto, sabe-se que os micropoluentes com características polares e pouco biodegradáveis podem ser absorvidos por algumas plantas (WINKER, 2009-2010). Os estudos apontam ainda que as baixas concentrações normalmente encontradas na urina apesar de absorvidas não são responsáveis por nenhuma alteração do desenvolvimento e crescimento das plantas (WINKER, 2009-2010; WINKER et al., 2010).

Ressalta-se por fim que estudos ainda são necessários para o esclarecimento desta questão. É importante também a pesquisa de tecnologias viáveis que removam os micropoluentes da urina humana principalmente para serem aplicadas quando o reúso envolver grandes quantidades de urina sem controle de fonte. No reúso em escala descentralizada e domiciliar este problema pode ser menos significativo pela facilidade de conhecimento da população produtora da urina e seu grau de ingestão de medicamentos.

Nos quadros 02 e 03 são apresentadas respectivamente a quantidade e composição média das fezes e urina humanas de acordo com pesquisas realizadas em diferentes países.

Autor Local	Fezes humanas			
	Quantidade (g.p ⁻¹ .d ⁻¹ peso úmido)	Sólidos Totais (g.p ⁻¹ .d ⁻¹)	Nitrogênio (Kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fósforo (Kg.p ⁻¹ .ano ⁻¹)
POLPRASERT, 1981 ¹ - Vietnan	130-140	-	-	-
POLPRASERT, 1981 ¹ - China; Japão	116-200	-	-	-
FEACHEM et al., 1983 - Países em desenvolvimento	130-520	-	-	-
FEACHEM et al., 1983 - Europa e América do Norte	100-200	-	-	-
STRAUSS, 1985	250	-	0,73-1,28	0,73 (P ₂ O ₅)
OTTERPOHL, 2000 - Alemanha	-	-	0,45	-
VINNERÅS, 2002 - Gebers, Suécia	197	27	0,71	0,25
SCHOUW et al., 2002 - Kuan Lang, Tailândia	120-400	-	-	-
GAILLARD, 2002 - Países Baixos	138	-	0,90	-
MONTANGERO et al., 2003	137	-	0,5	0,2
YADAV et al., 2010 - Índia	-	-	41 (mg.g ⁻¹ peso seco)	11 (mg.g ⁻¹ peso seco)
BAI e WANG, 2010 - China	-	901 (mg.g ⁻¹ peso seco)	68 (mg.g ⁻¹ peso seco)	-
Norma Sueca - NV, 1995 - Suécia	100	35	0,55	0,18
VINNERÅS, 2002 Novos valores propostos para Norma Sueca	140	30 (g.p ⁻¹ .d ⁻¹)	0,55	0,18

Quadro 02. Composição das fezes humanas segundo diferentes pesquisas em diversos países.

Autor Local	Fonte de Urina	Quantidade (L.p⁻¹.ano⁻¹)	DQO (mg.L⁻¹)	DBO5 (mg.L⁻¹)	Matéria seca (g.L⁻¹)	N (Kg.p⁻¹.ano⁻¹)	P (Kg.p⁻¹.ano⁻¹)
OTTERPOHL, 2000 Alemanha	Urina <i>in natura</i>	500	-	-	-	3,92	0,38
HÖGLUND, 2001 Estocolmo, Suécia	Urina estocada	548	-	-	-	4,02	0,36
GAILLARD, 2002 Países Baixos	Urina <i>in natura</i>	550	-	-	-	2,03	
VINNERÅS, 2002 Gebers, Suécia	Urina coletada de vaso sanitário segregador	510	7300	3586	14	3,83	0,25
VINNERÅS, 2002 Ekoporten, Suécia	Urina coletada de vaso sanitário segregador	554	-	-	18	3,70	0,34
BAUMEYER, 2003 Bangalore, Índia	Urina estocada	-	-	-	-	1330 (mg.L ⁻¹)	45 (mg.L ⁻¹)
GANROT, 2005 Suécia	-	365-548	-	-	-	5,49	0,31
ZANCHETA, 2007 Vitória, Brasil	Urina estocada	449	12 (g.p ⁻¹ d ⁻¹)	3,5 (g.p ⁻¹ d ⁻¹)	-	3,72	0,18
OTTERPOHL et al., 2007 Berlin, Alemanha	Urina coletada de vaso sanitário segregador	-	5350	-	18	2,10	0,19
OTTERPOHL et al., 2007 Hamburg, Alemanha	Urina coletada de mictório masculino sem água	-	4300	-	30	2,15	0,20
MUSKOLUS, 2008 Berlim, Alemanha	Urina estocada	-	-	-	-	264 (mg.L ⁻¹)	380 (mg.L ⁻¹)
Norma Sueca, 1995 - Suécia	Urina <i>in natura</i>	365	-	-	-	4,00	0,36
VINNERÅS, 2002 Novos valores - Norma Sueca	Urina <i>in natura</i>	550	-	-	-	4,00	0,36

Quadro 03. Composição da urina humana segundo diferentes pesquisas em diversos países.

2.3.1 Patógenos nas fezes humanas

É reconhecido hoje que o fator mais importante que deve regular e restringir o uso de excretas humanas no solo é a presença de organismos patogênicos (WHO, 2006; AUSTIN e CLOETE 2008; WINKER et al., 2009).

Doenças entéricas podem ser causadas por bactérias, vírus e parasitas, tanto protozoários quanto helmintos. Estes microorganismos são encontrados em altas concentrações nas fezes e em baixas concentrações na urina, tendo em vista que esta última não é a via usual de excreção da maior parte dos patógenos entéricos (WHO, 2006).

A maioria dos patógenos de importância sanitária que podem ser transmitidos por meio de fezes contaminadas causam problemas gastrointestinais com sintomas como diarreia, vômito e cólicas. Alguns outros podem agir prejudicando outros órgãos provocando sequelas severas. O quadro 04 apresenta uma lista com os principais patógenos encontrados nas fezes humanas e as doenças associadas.

Quadro 04. Principais patógenos que podem ser excretados nas fezes humanas e doenças relacionadas. (Adaptado de OTTOSSON, 2003; WHO, 2006; FUNASA, 2007).

Grupo	Patógeno	Doenças relacionadas
Bactéria	<i>Aeromonas</i> spp.	Enterite
	<i>Campilobacter jejuni/coli</i>	Enterite
	<i>Escherichia coli</i> (EHEC, EIEC, EPEC, ETEC)	Enterite
	<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Enterite
	<i>Salmonella typhi/paratyphi</i>	Febre tifóide, paratifóide
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonelose
	<i>Shigella</i> spp.	Shigelose
Vírus	<i>Vibrio cholerae</i> (O1, O139)	Cólera
	<i>Yersinia</i> spp.	Enterite
	Adenovirus enterico	Enterite
	Astrovirus	Enterite
	Calcivirus	Enterite
	Coxsackievirus	Doença respiratória, Enterite, Meningite viral
	Echovirus	Meningite, Encefalite
	Enterovirus tipos 68-71	Meningite, Encefalite, Paralisias
	Vírus da Hepatite A	Hepatite A
	Vírus da Hepatite E	Hepatite E
Protozoários parasitários	Poliovírus	Poliomielite
	Norovírus	Enterite
	Rotavírus	Enterite
	<i>Balantidium coli</i>	Enterite
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Criptosporidíase
	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Enterite
Helmintos parasitários	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebíase
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardiase
	<i>Toxoplasma gondi</i>	Toxoplasmose
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariíase
	<i>Ancylostoma duodenale/Necator americanus</i>	Ancilostomíase
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistossomose
	<i>Taenia solium/saginata</i>	Teníase
	<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuríase

2.3.1.1 Modelos e organismos indicadores

Os patógenos são inativados no ambiente ao longo do tempo dependendo de uma combinação de fatores como umidade, pH, presença

de outros microorganismos, concentração de carbono e nutrientes, dentre outros. Em geral, os métodos de sanitização de excretas mais bem estabelecidos são baseados nos fatores: pH, temperatura, umidade e amônia (NORDIN, 2010).

Para avaliar a eficiência destes processos deve-se verificar a inativação de organismos patogênicos. No entanto, não é factível o estudo de todos os patógenos presentes em matrizes como as fezes, em função de limitações de tempo, custos e métodos analíticos.

Desta forma, é comum a adoção de microorganismos modelos ou indicadores, os quais devem ser igualmente ou mais resistentes do que os potenciais patógenos. A partir destes elaboram-se previsões sobre o comportamento de microorganismos patogênicos que tenham características similares frente ao fator de inativação estudado. Diferentemente dos microorganismos considerados modelos, os indicadores são endógenos, ou seja, são excretados no material de estudo.

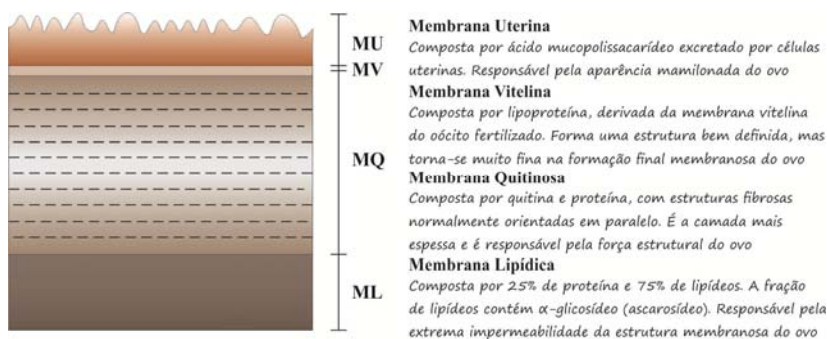
A maioria dos estudos sobre bactérias patogênicas utiliza indicadores fecais pertencentes aos gêneros e família *Enterococcus* e *Enterobacteriaceae*, respectivamente. As bactérias pertencentes à estes grupos são em sua maioria gram-positivas, com a parede celular que oferece maior resistência à temperaturas elevadas, agentes desinfetantes e secagem, quando comparadas às bactérias gram-negativas. Vale ressaltar que vários estudos tem utilizado também a *Salmonella* como indicadora. Apesar de ser gram-positiva ela tem apresentado grande resistência à uma série de fatores ambientais (SPECTOR e KENYON, 2012). Destaca-se também seu uso na normatização brasileira por meio dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 que orienta o reúso de lodo de esgoto na agricultura.

Com relação à avaliação de vírus patogênicos, destaca-se o uso de bacteriófagos como modelos pela facilidade metodológica de enumeração quando comparados com vírus humanos ou animais, os quais normalmente requerem células eucarióticas para sua replicação (SILVA, 2010). Alguns possuem ocorrência natural no material fecal, como colifagos somáticos, colifagos F-específicos ou F-RNA e bacteriófagos que infectam *Bacterioides fragilis* (HAVELAAR et al., 1991).

Os principais parasitas utilizados como modelos ou indicadores levam em consideração principalmente sua resistência à condições ambientais adversas e a prevalência de infecções nas populações. Neste contexto destacam-se os oocistos do protozoário *Cryptosporidium* spp. e

os cistos de *Giardia* spp. e os ovos de *Ascaris* spp. e *Taenia* spp. Neste grupo os *Ascaris* destacam-se ainda como um dos mais importantes. A elevada resistência de seus ovos é função da sua estrutura de membranas que é extremamente impermeável à maioria das substâncias com exceção de gases e solventes lipídicos (figura 11) (WHARTON, 1980). A importância da avaliação deste parasita está refletida também nas exigências das resoluções brasileiras. A resolução CONAMA 375/2006 estabelece a presença de ovos de *Ascaris* como fator limitante para o reúso de lodo de esgoto na agricultura.

Figura 11. Estrutura da membrana de ovos férteis de *A. lumbricoides*.



É muito comum a utilização de ovos de *Ascaris suum* como modelo para *Ascaris lumbricoides*. *A. suum* é a espécie que infecta suínos, e seus ovos são utilizados como modelos pela maior facilidade de obtenção diretamente dos vermes e pelo menor risco de manipulação, apesar de zoonóticos. Os ovos de *A. suum* são muito semelhantes aos ovos de *A. lumbricoides*, existe inclusive uma vertente de pesquisadores que acreditam que eles são na verdade a mesma espécie (Leles et al., 2012), e outra que acreditam na diferenciação (ANDERSON e JAENIKE, 1997).

Estudos com grandes quantidades de ovos de *A. lumbricoides* não são muito frequentes. A falta de estudos é em parte explicada pela dificuldade de obtenção de grandes quantidades de ovos, pelo risco de manipulação dos mesmos tendo em vista seu elevado potencial de infectividade e pela complexidade metodológica de extração e avaliação de viabilidade nos processos de tratamento, principalmente quando envolvem matrizes complexas como fezes e lodo de esgoto.

Outra questão ainda incerta é a existência de diferenças ou não entre os ovos retirados do útero do verme adulto e os ovos extraídos das fezes. Existe a possibilidade de que os ovos retirados do verme sejam um pouco menos resistentes do que os ovos já excretados nas fezes. Assim, pesquisas que utilizem os ovos extraídos das fezes são geralmente consideradas mais realistas do ponto de vista de conformidade com a situação real, no entanto são menos comuns em função da complexidade metodológica associada.

2.4 Processos de tratamento das fezes humanas

Vários processos têm sido estudados visando o tratamento das fezes humanas. No que se refere ao tratamento, o que se busca normalmente é a preparação de um material que seja estável em termos de atividade biológica, mas principalmente que esteja higienizado ou sanitizado para que seu reuso possa ser realizado de forma segura.

Os processos mais estudados para o tratamento de excretas, e alguns destes já aplicados em escala real, são:

- i. Compostagem e Co-compostagem com resíduos orgânicos;
- ii. Secagem ou Desidratação;
- iii. Incineração;
- iv. Sanitização com amônia.

O quadro 05 apresenta os processos estudados e suas principais características. Ressalta-se que estes processos também são aplicados às fezes de animais e lodo de esgoto.

	Principais características	Vantagens	Desvantagens	Referências
Compostagem	<ul style="list-style-type: none"> Degradação aeróbia com consumo de O₂ e produção de CO₂, H₂O e energia (calor); Mesofílica ou psicrófila; A compostagem termofílica é também utilizada, mas necessita de uma fonte de energia para manutenção da temp. ≈ 45-65°C; Outros processos associados são a Co-compostagem (com resíduos orgânicos) e a vermicompostagem. 	<ul style="list-style-type: none"> Baixa necessidade de tecnologia; Passível de degradar poluentes orgânicos; Pode atingir uma boa qualidade de higienização. 	<ul style="list-style-type: none"> Intensa operacionalização; É necessária a adição de uma fonte de carbono externa que possua degradação lenta; Processo dependente do tempo e temperatura; Risco de recrescimento de organismos patogênicos; Risco de emissão de poluentes que causam a acidificação e eutrofização (NH₄⁺/NH₃). 	BAUMEYER, 2003 VINNERÅS et al., 2003 NARITA et al., 2005 ALBIHN; VINNERÅS, 2007 NIWAGABA, 2007 TØNNER-KLANK et al.,2007 NIWAGABA et al., 2009a-b GERMER et al.,2010 YADAV et al., 2010 BAI; WANG, 2010 KAZAMA et al., 2011
Secagem	<ul style="list-style-type: none"> Processo baseado em 3 fatores: temperatura, umidade e pH; Na desidratação um aditivo (normalmente alcalino) é disposto sobre as fezes, que passam a perder umidade e sofrer elevação do pH. 	<ul style="list-style-type: none"> Baixa necessidade de tecnologia; Pode atingir uma boa qualidade de higienização. 	<ul style="list-style-type: none"> Necessário o uso de um aditivo; Processo dependente da temperatura, umidade, pH e tempo; Longos períodos para a inativação de patógenos. 	NIWAGABA et al., 2009c AUSTIN e CLOETE, 2008 SHERPA et al., 2007
Incineração	<ul style="list-style-type: none"> Processo ainda pouco estudado para as fezes humanas; Temperatura de trabalho de aproximadamente 800°C. 	<ul style="list-style-type: none"> Rapidez na inativação de patógenos; Instalações compactas; Cinzas podem ser utilizadas como aditivo pós defecação nos banheiros secos; Baixo risco de recrescimento de organismos patogênicos; Boa qualidade de higienização. 	<ul style="list-style-type: none"> Necessária uma fonte de geração de calor; Risco de destruição incompleta do material fecal emissão de material particulado e emissões fugitivas; Dependente da temperatura. 	NIWAGABA et al., 2006 NIWAGABA, 2007

Quadro 05. Resumo das características dos principais processos de tratamento de fezes humanas.

	Principais características	Vantagens	Desvantagens	Referências
Sanitização com amônia	<ul style="list-style-type: none"> • Sanitização pelo aumento da concentração de NH_3; • $\text{NH}_3(\text{aq})$ é considerado microbicida; • O tempo de tratamento depende da concentração de $\text{NH}_3(\text{aq})$, pH e da temperatura; • A relação entre $\text{NH}_3(\text{aq})$ e NAT em solução ($\text{NAT}=\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$) é quantificada pela constante de dissociação K_a, a qual é dependente da temperatura: $[\text{NH}_3]=[\text{NAT}]\cdot K/K+[\text{H}^+] \rightarrow \text{pKa}=(2728,92/T)+0.090181$ • É comum o uso da uréia para elevação da concentração de NH_4; 1 molécula de U é degradada em 2 moléculas de NH_4; • Em pH alcalino o equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ tende ao NH_3 ($\text{pKa} = 9,25$ a 25°C); • O mecanismo de atuação da NH_3 não é totalmente conhecido. Sabe-se que a molécula de NH_3 é pequena e possui alta solubilidade em água e lipídeos, o que permite o transporte através de membranas e outras barreiras celulares por difusão; Ao ser transportado para dentro das células o NH_3 pode causar danos pela alcalinização do citoplasma; • Sabe-se ainda que o NH_3 pode destruir o potencial das membranas de células bacterianas e desnaturar proteínas; • Pouco se sabe sobre a ação em vírus; um estudo com poliovírus concluiu que houve clivagem do RNA, ou seja, as partículas virais não perderam a capacidade de se acoplar e injetar seu genoma nas células hospedeiras, mas não ocorreu a reprodução; • O mecanismo de inativação em organismos maiores, como parasitas, ainda não foi identificado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa necessidade de tecnologia; • Baixo risco de recrescimento de organismos patogênicos; • A amônia adicionada (seja na forma de uréia ou outra) não é perdida, fazendo com que o valor nutricional das fezes só se eleve; • É a pequena ou mínima degradação das fezes, assim a matéria orgânica não é perdida; • Atinge uma boa qualidade de higienização; • Eficiente na inativação de bactérias, parasitas intestinais e vírus. 	<ul style="list-style-type: none"> • É necessária a cobertura física do sistema para evitar perdas e emissão de amônia; • Processo dependente do pH, temperatura e amônia não ionizada (aq); • Ainda não é totalmente conhecido o mecanismo de ação da amônia não ionizada. 	<p>VINNERÁS et al., 2002 PARK e DIEZ-GONZALEZ, 2003 NORDIN, 2007 ALBIHN e VINNERÁS, 2007 PECSON et al., 2007 OTTOSON et al., 2008a NORDIN et al., 2009a,b VINNERÁS et al., 2009 NORDIN, 2010 ESPINOZA, 2010 EMMOTH et al., 2011 FIDJELAND et al., 2013a,b VINNERÁS, 2013</p>

Quadro 05. Resumo das características dos principais processos de tratamento de fezes humanas (cont.).

2.5 Processos de tratamento da urina humana

Juntamente com as pesquisas conduzidas acerca das fezes humanas, vários processos têm sido também estudados visando o reúso agrícola da urina. Os processos aplicados visam sua higienização, estabilização, redução de volume, recuperação de nutrientes e remoção de micropoluentes. Observa-se que estes processos são normalmente conduzidos em etapas separadas.

Os processos mais estudados podem ser separados por função:

- i. **Higienização e/ou Estabilização:**
Estocagem ou Armazenamento;
Acidificação;
Nitrificação;
- ii. **Recuperação de nutrientes:**
Precipitação da estruvita;
Troca iônica;
Stripping da amônia;
Precipitação do isobutilaldeído-di-ureia (IBDU);
- iii. **Redução de volume:**
Evaporação;
Congelamento;
Osmose reversa;
- iv. **Remoção de micropoluentes:**
Eletrodialise;
Nanofiltração;
Ozonização e oxidação avançada.

O quadro 06 apresenta os processos estudados separados por função, e suas principais características.

Função	Processo: Principais características	Vantagens e Desvantagens	Referências
Higienização e/ou Estabilização	ESTOCAGEM OU ARMAZENAMENTO	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Baixa necessidade de tecnologia, equipamentos. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Recomenda-se que a urina seja estocada por um longo período para completa sanitização, de 6 a 12 meses; Forte odor de amônia; Risco da perda de amônia para atmosfera. 	<p>HELLSTROM et al., 1999</p> <p>HÖGLUNG, 2001</p> <p>UDERT et al., 2003-a</p> <p>MAURER et al., 2006</p> <p>UDERT et al., 2006</p>
	ACIDIFICAÇÃO	<ul style="list-style-type: none"> Promove a higienização e a estabilização pela adição de um ácido forte, que inibe a decomposição da uréia, por impedirem o crescimento bacteriano e a elevação do pH; Ácidos mais utilizados: sulfúrico e acético; 60 meq de ácido sulfúrico ou acético por litro de urina não diluída foi encontrado por Hellstrom et al., 1999, como a concentração ideal para inibição da decomposição da uréia. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Baixa necessidade de tecnologia, equipamentos. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> Risco de manipulação de um ácido forte; Necessário o ajuste de pH quando for realizado o reúso.

Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana.

Higiemização e/ou Estabilização	NITRIFICAÇÃO	<ul style="list-style-type: none"> • Promove a estabilização pelo processo de nitrificação, onde a uréia é transformada em amônia, nitritos e nitratos; • Realizada preferencialmente em reatores com biomassa fixa; • Taxa máxima de nitrificação obtida por Udert et al., 2003-b foi de 380 gN.m⁻³.d⁻¹, e o pH limitante foi 6,0; • Taxa máxima de nitrificação obtida por Feng et al., 2008 foi de 46,5 gN.m⁻³.d⁻¹, e o pH foi controlado e mantido em 8,0; • Fatores interferentes: pH, concentração de O₂, pré-tratamento da urina; meio suporte. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Boa estabilização biológica; • Não é necessária a adição de químicos; • Impede a formação de maus odores provenientes do NH₃. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Gasto com energia (fornecimento de O₂ ao processo de nitrificação); • Processo sensível à variações de pH. 	<p>UDERT et al., 2003-b MAURER et al., 2006 FENG et al., 2008 PRONK e KONÉ, 2009 UDERT e WÄCHTER, 2012</p>
	PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA	<ul style="list-style-type: none"> • A estruvita [Mg(K,NH₄)(PO₄).6H₂O] é formada da reação entre o magnésio e fosfato, na presença de amônia; • O pH da urina hidrolisada é ótimo para a precipitação da estruvita; • A precipitação é otimizada com a adição de Mg (pois na urina este encontra-se em baixas concentrações), na forma de MgO, Mg(OH)₂, MgCl₂ ou ainda como a salmoura que dá origem ao sal de cozinha; • A entalpia de formação estimada da estruvita por Rotentalp et al. 2007, é de 22,6±1.1 kJ.mol⁻¹, o que indica que a solubilidade da estruvita aumenta com o aumento da temperatura. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Boa recuperação de fósforo; • Baixo custo econômico e energético. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Baixa necessidade de tecnologia, equipamentos; • Gasto com a adição de magnésio, ou outros aditivos para otimização do processo. 	<p>LIND et al., 2000 JAFFER et al., 2002 UDERT et al., 2003-a MAURER et al., 2006 RONTELTAP et al., 2007a RONTELTAP et al., 2007b GANROT et al., 2007 WILSENACH et al., 2007 PRONK e KONÉ, 2009 RONTELTAP et al., 2010 ETTER et al., 2011</p>

Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).

Recuperação de nutrientes	TROCA IÔNICA	<ul style="list-style-type: none"> • Processo baseado no uso de meios que possuem afinidade com os nutrientes presentes na urina, principalmente com a amônia; • Os meios mais utilizados são as variedades de zeólitas, como a clinoptilolita, ou os polímeros sintéticos; • A maior taxa de remoção observada por Lind et al., 2000 foi com a dosagem de zeólita de 15 g/l. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Boa recuperação de nitrogênio; • Baixo custo econômico e energético, se os meios de troca iônica forem de fácil aquisição. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há necessidade de tecnologia; • Possibilidade de gasto os meios de troca iônica. 	LIND et al., 2000 MAURER et al., 2006
	STRIPPING DA AMÔNIA	<ul style="list-style-type: none"> • Processo de separação térmica normalmente conduzido com vapor; • A urina aquecida é colocada em contato com vapor, normalmente em reatores do tipo “torres” com material de enchimento; • Assim, a amônia volátil é transferida da fase líquida para o vapor; • A solução concentrada com água e amônia é recuperada; • Na temperatura de 20°C e 95% de remoção de amônia, o consumo de energia foi reportado por Otterpohl et al., 2007 – 7kW.m⁻³ de urina. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Boa recuperação de nitrogênio. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há necessidade de tecnologia; • Gastos com energia. 	MAURER et al., 2006 OTTERPOHL et al., 2007
	PRECIPITAÇÃO DO ISOBUTILALDEÍDO-DI-UREIA (IBDU)	<ul style="list-style-type: none"> • Uréia forma um complexo com isobutilaldeído, resultando na precipitação do isobutilaldeídiuréia, um fertilizante de liberação lenta, comercializado em ampla escala; • Utilizado em conjunto com processos de redução de volume, pois é necessária uma elevada concentração de uréia para a precipitação; • Uma reação em batelada dura aproximadamente 24 horas. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Elevada redução de volume. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Gasto com a adição de isobutilaldeído. 	BEHRENDT et al., 2001 MAURER et al., 2006

Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).

Redução de Volume	EVAPORAÇÃO	<ul style="list-style-type: none"> • Destilação com compressão de vapor – uso na NASA, recupera ≈ 96% da água, gasto energético de 277–396 MJ.m⁻³ (Wieland, 1994); • Evaporação de membrana + sistema termoeletrico – urina tratada com O/UV/H₂SO₄, aquecida, bombeada por membranas de fibra com pressão reduzida para que a água evapore (Wieland, 1994); • Liofilização – urina congelada é sublimada sob vácuo, e recuperada a -90°C para produzir gelo com 51mgST.L⁻¹ (Holland et al., 1992); • Sistemas de evaporação de ar – urina pré-tratada é bombeada por um filtro para um tecido absorvente (pavio). O ar aquecido evapora a água do pavio, restando os sólidos (Wieland, 1994); • Evaporação natural (EN)- energia solar como única fonte de calor para evaporação (Zancheta, 2007). 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Elevada redução de volume; • EN não demanda gasto com energia. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Pode ocorrer a perda de amônia (recomendado pré-tratamento que interrompa a hidrólise da uréia); • Dependendo da tecnologia utilizada há elevado gasto com energia; • EN é menos eficiente quando comparada aos demais processos. 	<p>HOLLAND et al., 1992 WIELAND, 1994 MAURER et al., 2006 ZANCHETA, 2007 PRONK e KONÉ, 2009</p>
	CONGELAMENTO	<ul style="list-style-type: none"> • Quando o gelo é cristalizado (solução aquosa), o cristal é constituído de água pura, deixando os solutos na fase líquida remanescente; • Redução do volume (5x) = gasto de 1100MJ.m⁻³ Gulyas et al. (2004); • Lind et al., 2001 concentraram 80% dos nutrientes da urina em 25% de seu volume inicial – temperatura de -14°C; • Rebouças et al., 2007 concentraram 70% dos nutrientes da urina em 30% de seu volume inicial– temperatura de -22°C. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Economicamente viável em locais com clima frio. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Economicamente inviável em locais com clima quente. 	<p>LIND et al., 2000 LIND et al., 2001 GULYAS et al., 2004 MAURER et al., 2006 REBOUÇAS et al., 2007 GANROT et al., 2007</p>
	OSMOSE REVERSA	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema de membranas, onde a retenção do N ocorre na forma não ionizada, sendo o processo é diretamente dependente do pH do meio; • Ocorrem também a retenção de fósforo, potássio e micropoluentes; • Estudos com urina acidificada mostraram que com pressão de 50 bar, resultou num fluido concentrado com 70% de amônia, 73% de fosfato e 71% de potássio (Dalhammar, 1997 apud Maurer et al., 2006). 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Retenção de nutrientes é eficiente. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Elevado custo; • Não há a separação entre os micropoluentes e os nutrientes; • Ocorre a precipitação de sais. 	<p>MAURER et al., 2006</p>

Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).

Redução de Volume	OSMOSE REVERSA	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema de membranas onde a retenção do N ocorre na forma não ionizada; o processo é diretamente dependente do pH do meio; • Ocorrem também a retenção de fósforo, potássio e micropoluentes; • Estudos com urina acidificada mostraram que com pressão de 50 bar, resultou num fluido concentrado com 70% de amônia, 73% de fosfato e 71% de potássio (Dalhammar, 1997 apud Maurer et al., 2006). 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Retenção de nutrientes é eficiente. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Elevado custo; • Não há a separação entre os micropoluentes e os nutrientes; • Pode ocorrer a precipitação de sais. 	MAURER et al., 2006
	Remoção de micropoluentes	ELETRODIÁLISE	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema de membranas de troca iônica, feita de polímeros funcionais de estrutura densa, que faz a extração e concentração de sais; • Grande potencial de remoção de micropoluentes em função do tamanho do poro (>1nm) e da capacidade de troca iônica; • Em função do tamanho do poro não ocorre a retenção de patógenos; • O consumo de energia é em torno de 97 kWh.m³. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • A retenção é muito eficiente. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Elevado custo e consumo de energia.
NANOFILTRAÇÃO		<ul style="list-style-type: none"> • Sistema de membranas num processo dependente do pH, pois há muita interação eletrostática; • Pesquisas demonstraram a remoção de hormônios e fármacos de até 92%, e a permeabilidade quase total do nitrogênio na forma de uréia. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • A retenção é muito eficiente; • Remove micropoluentes sem reter nutrientes. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Elevado custo e consumo de energia. 	MAURER et al., 2006 PRONK et al., 2006-b
OZONIZAÇÃO E OXIDAÇÃO AVANÇADA		<ul style="list-style-type: none"> • Oxidação de micropoluentes com Cl, ClO₂, O₃, ou radicais OH•; • Recomenda-se o uso de oxidantes que reagem diretamente com os poluentes, sendo que o ozônio é o mais eficiente neste sentido; • Hormônios e fármacos podem ser degradados completamente. 	<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • A oxidação é muito eficiente. <p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Há a necessidade de tecnologia; • Elevado custo e consumo de energia. 	MAURER et al., 2006 DODD et al., 2008

Quadro 06. Resumo das características dos principais processos de tratamento da urina humana (cont.).

CAPÍTULO 3: Delineamento experimental da pesquisa

3.1 Planejamento geral dos experimentos e estruturação da tese

A pesquisa de doutorado foi conduzida por uma série de experimentos a partir dos quais os resultados foram produzidos pela avaliação dos dados coletados. Os dados foram de fonte primária, do tipo variáveis quantitativas contínuas, e foram coletados por meio de amostragens simples ao acaso.

Os experimentos foram realizados em sequência temporal durante os quatro anos de pesquisa. A sequência geral de experimentos e procedimentos está representada esquematicamente no fluxograma da figura 12.

Cada experimento foi conduzido com objetivos específicos pré-determinados e independentes entre si. Por esta razão optou-se por estruturar a parte escrita desta tese em capítulos, sendo que em cada um foi apresentada uma parte experimental com seus respectivos objetivos, metodologia e resultados.

Todos os experimentos são conectados pelo tema e questão geral da tese, no entanto, puderam ser conduzidos independentemente uns dos outros. Ressalta-se ainda que os capítulos 6, 7 e 8 apresentam uma sequência de experimentos em ordem temporal que foram realizados a partir da evolução dos resultados dos mesmos, ou seja, a partir dos resultados apresentados no capítulo 6 foi elaborado o experimento do capítulo 7, e a partir dos resultados deste foi elaborado o experimento do capítulo 8.

Pode-se resumir então a estrutura da tese nos capítulos 1, 2 e 3 que são referentes respectivamente à introdução e considerações iniciais, revisão bibliográfica e delineamento experimental da pesquisa. Capítulos 4, 5, 6, 7, 8 e 9 referentes às partes experimentais cada qual com seus objetivos, métodos e resultados, e por fim o capítulo 10 com as considerações finais.

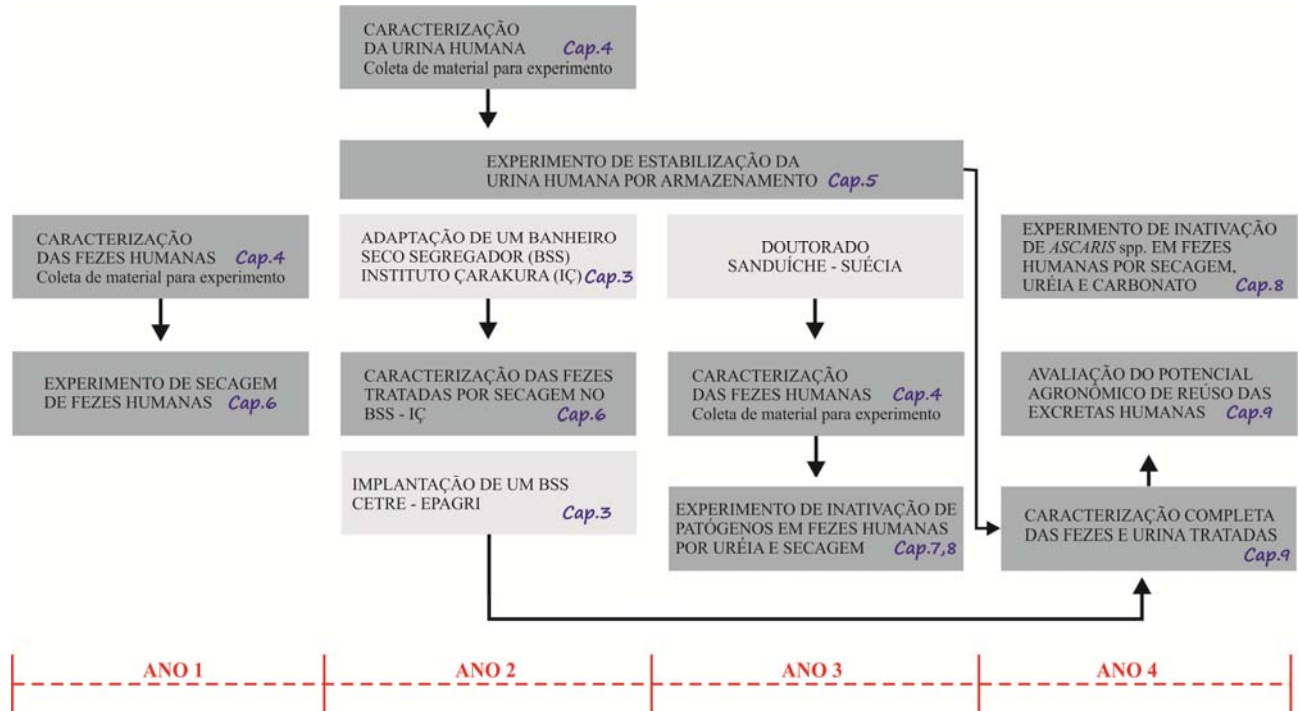


Figura 12. Fluxograma geral da sequência de experimentos e principais procedimentos/ou atividades da tese de doutorado. (Legenda de cores: em cinza claro – procedimentos e atividades; em cinza escuro – experimentos/trabalho prático).

3.2 Intervenções realizadas – locais de implementação da pesquisa

Para realização dos experimentos que compõem a pesquisa duas unidades de saneamento ecológico foram utilizadas para a coleta da maior parte das excretas humanas. Estas unidades são dois banheiros secos com segregação de fezes e urina por meio de vaso sanitário segregador e mictórios masculino e feminino.

Um dos banheiros secos com segregação de fezes e urina foi implantado como parte da pesquisa no Centro de Treinamento (CETRE) da Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), em Florianópolis. O CETRE foi selecionado por realizar treinamentos diversos com agricultores de todo o estado, possuindo então, um elevado movimento de pessoas que puderam entrar em contato com a tecnologia, e fazer a utilização voluntária do banheiro.

O segundo banheiro está implantado em um centro de permacultura e educação ambiental, chamado Instituto Çarakura (IÇ), também em Florianópolis, Santa Catarina. Este banheiro já existia, sendo que ele foi somente adaptado para que seu vaso sanitário permitisse também a segregação das fezes e urina. As instalações do IÇ também possuem mictório masculino e feminino.

Nenhuma unidade dos banheiros secos funciona com a utilização de descargas sanitárias convencionais, e as fezes dos vasos sanitários são tratadas com a finalidade de secagem, que foi objeto da pesquisa. Nos vasos sanitários segregadores, após a defecação, coloca-se uma porção de aditivo de secagem no compartimento das fezes, e após urinar, apenas borrifa-se água no compartimento da urina. Nos mictórios também somente borrifa-se água após o uso. Ambos os banheiros possuem uma coluna de ventilação de 75mm no compartimento de recepção das fezes (bombonas de 100L), e somente o banheiro implantado no CETRE possui colunas de ventilação nos compartimentos de recepção de urina. Cada mictório ou vaso também possui seu próprio compartimento (bombonas de 60L), ou seja, um para urina masculina, um para feminina, e um para urina coletada no vaso sanitário segregador, também em ambos os banheiros.

No Apêndice 01 está apresentado o projeto do banheiro seco segregador implantado no CETRE.

As figuras 13, 14 e 15 apresentam o banheiro seco implantado no CETRE, e as figuras 16, 17 e 18 apresentam o banheiro seco adaptado do Instituto Çarakura.

Figura 13. Banheiro seco implantado - CETRE.



Figura 14. Vaso sanitário segregador - CETRE.



Figura 15. Mictório masculino e feminino - CETRE.



Figura 16. Banheiro seco - IÇ.



Figura 17. Mictório feminino - IÇ.



Figura 18. Mictório masculino - IÇ.



CAPÍTULO 4: Caracterização quali-quantitativa das excretas humanas

4.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas

- Quantificação das fezes e urina humanas produzidas diariamente por indivíduos adultos;
- Caracterização qualitativa das fezes e urina humanas *in natura*.

As hipóteses relacionadas a estes objetivos específicos são:

- A quantidade de fezes e urina produzidas por indivíduos viabiliza tecnicamente o seu reuso agrícola, bem como o correto dimensionamento de compartimentos de armazenamento em banheiros secos com segregação;
- A composição das fezes e urina humanas faz destas excretas materiais potenciais para fertilização e condicionamento de solos.

4.2 Metodologia

4.2.1 Quantificação das excretas humanas

Para quantificação das fezes e urina humanas foram feitas campanhas para coleta de amostras de pessoas voluntárias.

Na quantificação das fezes buscou-se a obtenção da massa de fezes produzida por pessoa por dia, considerando que normalmente a defecação ocorre uma vez ao dia. Assim, foram distribuídos frascos de 1L de volume com abertura grande (15 cm diâmetro), onde voluntários depositaram todo o material fecal de uma defecação. No rótulo dos frascos os voluntários identificaram seu sexo, idade, peso corpóreo e data. As coletas foram realizadas no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

As amostras foram coletadas pelo período total de 20 dias. Diariamente, todas as amostras entregues pelos voluntários eram pesadas e posteriormente congeladas à temperatura de -5°C . Estas amostras foram utilizadas para caracterização e experimentos posteriores. Ao todo foram coletadas 73 amostras, sendo 42 de mulheres e 31 de homens. Todos os voluntários participantes eram adultos.

Para a quantificação da urina humana foi também realizada uma campanha para coleta de amostras de voluntários, durante 10 dias.

A urina coletada foi quantificada de duas formas: a quantidade de urina produzida por adultos no período de 24 horas; e a quantidade de urina produzida por ida ao banheiro.

Na campanha de quantificação de urina por ida ao banheiro foram disponibilizados frascos de 0,5L de volume nos banheiros masculinos e femininos também do prédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, onde os voluntários depositaram toda a urina excretada em uma ida ao banheiro. No rótulo dos frascos as pessoas identificaram seu sexo, idade, data e hora. Todas as pessoas participantes eram também adultas.

Diariamente, todas as amostras eram coletadas nos banheiros, quantificadas em termos de volume e refrigeradas à temperatura de 5°C . Ao todo foram coletadas 400 amostras de urina feminina e 40 de urina masculina.

Nos banheiros masculinos, além dos frascos disponibilizados, foi instalado um mictório adaptado. Sendo assim, os homens tinham a opção de urinar nos frascos ou no mictório, o que justifica a menor

amostragem individual de urina masculina quando comparada à feminina. Este mictório foi instalado para que um volume maior de urina fosse obtido para ser utilizado na caracterização e em experimentos posteriores.

Na campanha de quantificação de urina produzida em 24 horas foram distribuídos frascos de 5 litros para 10 mulheres e 10 homens, todos adultos. Estes voluntários depositaram nos frascos toda a urina produzida em 24 horas, sendo iniciada a coleta às 00:00h e finalizada às 23:59h do mesmo dia.

4.2.2 Caracterização qualitativa das excretas humanas

A caracterização das fezes foi realizada três vezes, com três amostras diferentes e em anos distintos. Cada amostra foi proveniente de uma campanha de coleta onde foi coletado pelo menos 20 kg de material, e a partir deste montante aproximadamente 2 kg foram utilizados na caracterização.

A primeira caracterização foi realizada com o material coletado a partir das amostras da campanha descrita no item 4.2.1, somado às fezes provenientes das análises parasitológicas realizadas por um laboratório médico de análises clínicas da cidade de Florianópolis. Estas últimas eram também coletadas diariamente e congeladas. Esta coleta de material fecal no laboratório foi realizada para que a quantidade final de fezes fosse significativa para a caracterização, e também para que fosse suficiente para a realização de experimentos posteriores.

Após este período de coleta para a primeira caracterização, todas as amostras foram descongeladas em temperatura ambiente ($25^{\circ}\text{C} \pm 2$). Todo o material fecal foi homogeneizado manualmente (30 kg), e posteriormente foi coletada uma amostra de 2 kg para realização de análises laboratoriais físico-químicas e bacteriológicas. Esta coleta foi realizada no ano de 2009.

Foram realizadas outras duas coletas de grande quantidade de material fecal de pessoas voluntárias, e destas coletas foram também retiradas outras duas amostras de aproximadamente 2 kg para caracterização.

A segunda coleta foi realizada no ano de 2011 com voluntários do Departamento de Energia e Tecnologia da Universidade Sueca de Ciências Agrárias. Nesta campanha foram disponibilizadas sacolas plásticas escuras nos banheiros para a defecação, onde também se

encontravam caixas para o depósito das fezes coletadas. Ao todo foram coletados 25 kg de fezes.

A terceira coleta foi realizada no ano de 2012, novamente no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Foram também disponibilizadas sacolas plásticas pretas nos banheiros, juntamente com as caixas para a deposição do material fecal. Nesta última coleta foram obtidos 30 kg de fezes.

Nestas duas últimas campanhas de coleta todas as amostras individuais também foram coletadas diariamente e congeladas a -5°C . Após o término de cada campanha todo o material coletado foi descongelado em temperatura ambiente ($25^{\circ}\text{C} \pm 2$), e homogeneizado manualmente. Da amostra total homogeneizada foram coletadas as amostras para a caracterização.

Na caracterização das três amostras de fezes foram realizados os parâmetros descritos no quadro 07.

Quadro 07. Série de análises realizadas para caracterização das fezes humanas.

Fezes humanas <i>in natura</i>	
Caracterização do potencial agronômico	Carbono orgânico total ¹
	Cálcio total ¹
	Enxofre total ¹
	Fósforo total (como P_2O_5) ¹
	Nitrogênio inorgânico (amônia, nitrito, nitrato) ¹
	Nitrogênio total ¹
	Potencial hidrogeniônico em água ²
	Potássio total (como K_2O) ¹
	Sólidos totais ²
	Sólidos totais fixos ²
Parâmetros microbiológicos	Sólidos totais voláteis ²
	Coliformes totais ²
	<i>Escherichia coli</i> ²
	<i>Enterococcus faecalis</i> ²

¹Análises realizadas pelo Laboratório de Fertilizantes/Resíduos Sólidos do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas na Universidade do Extremo Sul Catarinense. ²Análises realizadas no Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Como o objetivo de caracterização das fezes humanas foi a avaliação do seu potencial agronômico, a escolha dos parâmetros analíticos foi balizada pelas recomendações da resolução CONAMA 375/2006, que aborda o reúso de lodo de esgoto na agricultura, e pela instrução normativa 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e

Abastecimento, que traz as especificações sobre fertilizantes orgânicos e biofertilizantes. Como não existem resoluções ou instruções brasileiras para o reúso de excretas humanas na agricultura, os documentos citados acima foram selecionados como referências.

Esta caracterização foi realizada nas fezes *in natura*, apesar desta não ser a condição na qual a mesma deve ser aplicada no solo. Porém esta foi realizada para que pudesse ser feita uma comparação com as fezes após tratamento, as quais foram também caracterizadas (capítulo 9).

A caracterização da urina foi realizada com as amostras coletadas na campanha de quantificação de urina produzida em 24 horas.

A urina coletada em 24 horas foi separada em duas amostras, de mulheres e homens. As urinas (de mulheres e homens) foram homogeneizadas separadamente, e foram amostrados 2L de cada para realização das análises. Estas amostras foram analisadas frescas, logo após o período de coleta de 24 horas.

Na caracterização da urina foram analisados os parâmetros descritos no quadro 08.

Quadro 08. Série de análises realizadas para caracterização da urina humana *in natura*.

Urina humana <i>in natura</i>	
Parâmetros físico-químicos	Alcalinidade total ¹
	Condutividade elétrica ¹
	Demanda bioquímica de oxigênio (5 dias) ¹
	Demanda química de oxigênio total ¹
	Fósforo inorgânico ortofosfato ¹
	Nitrogênio inorgânico (amônia, nitrito, nitrato) ¹
	Nitrogênio total Kjeldhal ¹
	Potencial hidrogeniônico ¹
	Sólidos suspensos ¹
	Sólidos totais ¹
	Sólidos totais fixos ¹
Sólidos totais voláteis ¹	
Parâmetros microbiológicos	Coliformes totais ¹
	<i>Escherichia coli</i> ¹

¹Análises realizadas no Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Parâmetros mais específicos para caracterização do potencial agrônômico da urina foram realizados com amostras após 24 meses de

armazenamento (capítulo 9), e não com a urina fresca, em função de suas características de baixa estabilidade.

Os quadros 09 e 10 apresentam um resumo com as características das campanhas de coleta de urina e fezes humanas realizadas.

Quadro 09. Resumo das características das campanhas de amostragem de urina.

Características	Urina	
	Mulheres	Homens
Campanha de coleta 1 (2010) Quantificação e caracterização de urina		
Nº de amostras coletadas para quantificação individual por ida ao banheiro	400	40
Forma de coleta	Frascos 0,5L	Frascos 0,5L
Nº de amostras coletadas para quantificação individual por 24 horas (urina)	10	10
Forma de coleta	Frascos 5L	Frascos 5L
Volume total de material coletado ¹	160L	
Período de coleta	10 dias	
Local	Depto Eng. Sanitária UFSC	

¹ Volume total coletado refere-se: ao material das amostragens individuais + urina coletada no mictório masculino adaptado + urina de 24horas.

Quadro 10. Resumo das características das campanhas de amostragem de fezes.

Características	Fezes	
	Mulheres	Homens
Campanha de coleta 1 (2009) Quantificação e caracterização de fezes (Amostra 1)		
Nº de amostras coletadas para quantificação individual por ida ao banheiro	42	31
Forma de coleta	Frascos 1L Laboratório médico	Frascos 1L Laboratório médico
Peso total de material coletado ¹	30kg	
Período de coleta	20 dias	
Local	Depto Eng. Sanitária UFSC	
Campanha de coleta 2 (2011) Caracterização de fezes (Amostra 2)		
Forma de coleta	Sacolas plásticas 5L	
Peso total de material coletado	25kg	
Período de coleta	30 dias	
Local	Depto Energia e Tecnologia SLU	
Campanha de coleta 3 (2012) Caracterização de fezes (Amostra 3)		
Forma de coleta	Sacolas plásticas 5L	
Peso total de material coletado	30kg	
Período de coleta	30 dias	
Local	Depto Eng. Sanitária UFSC	

¹Peso total coletado refere-se ao material das amostragens individuais + material do laboratório médico.

No Apêndice 02 estão apresentados os cartazes produzidos para a campanha de coleta de urina por ida ao banheiro e para a campanha 3 de coleta de fezes. No Apêndice 03 estão apresentadas as metodologias das análises físico-químicas e bacteriológicas realizadas nas fezes e urina.

4.2.3 Avaliação dos dados

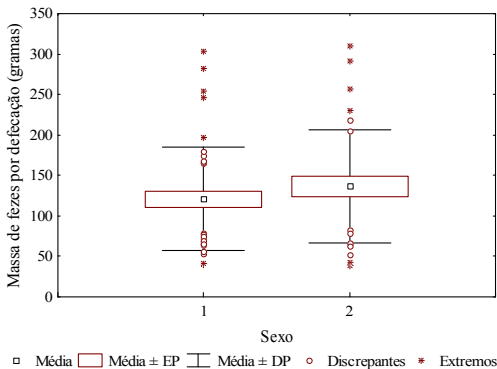
Todas as séries de dados coletados foram tratadas estatisticamente. Foi aplicada estatística descritiva com todos os dados (*Microsoft Excel*) e análise de correlação e variância *one way* – ANOVA (*Statistica 7*) entre alguns dados coletados (quantidade de fezes e urina produzidas por homens e mulheres, e correlações entre peso corpóreo, idade e quantidade produzida).

4.3 Resultados e Discussões

Com relação aos resultados de quantificação das fezes humanas, a média produzida por defecação foi de 128 ± 67 gramas. Foram 73 voluntários, sendo 42 mulheres e 31 homens. Não foram encontradas correlações positivas entre idade, peso corpóreo e quantidade de fezes produzidas, no entanto, a análise estatística de variância apontou como diferentes as quantidades de fezes produzidas por defecação entre homens e mulheres adultos. As mulheres defecaram em média 121 gramas e os homens 136 gramas.

A Figura 19 apresenta um gráfico *Box plot* com a massa de fezes produzidas por defecação por homens e mulheres.

Figura 19. Gráfico *Box plot* com a distribuição da massa de fezes produzidas por defecação por mulheres (1) e homens (2).

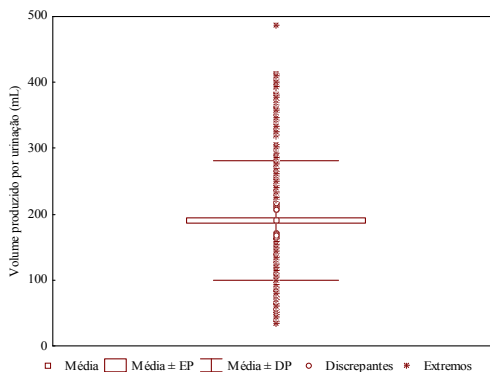


Os valores encontrados de produção de fezes por pessoa por dia encontram-se dentro da faixa apresentada no quadro 02, item 2.3. Os valores mais frequentes reportados na literatura encontram-se entre 100 e 250 $\text{g.p}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (POLPRASERT, 1981; FEACHEM et al., 1983; STRAUSS, 1985; VINNERÅS, 2002; GAILARD, 2002; MONTANGERO et al., 2003). Alguns trabalhos apresentam valores acima desta faixa, entre 400 e 520 $\text{g.p}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (Feachen et al., 1983; Schouw et al., 2002), sendo reportados como exceções em função dos hábitos alimentares específicos das populações estudadas.

Quanto à quantificação da urina, a média obtida foi de 190 ± 90 mL por pessoa (figura 20). Esta média foi calculada a partir do total de 440 amostras coletadas, pois não houve diferença estatística entre a

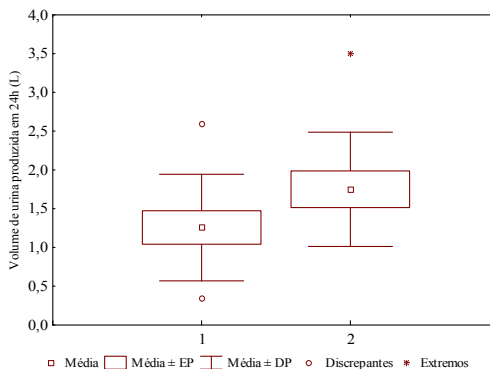
quantidade produzida por homens e mulheres. Também não foi observada nenhuma correlação positiva entre idade, peso corpóreo e volume de urinação.

Figura 20. Gráfico *Box plot* com a distribuição do volume de urina produzida por urinação.



Na quantificação da urina produzida em 24 horas os volumes foram de $1,26 \pm 0,68$ L e $1,75 \pm 0,78$ L para mulheres e homens, respectivamente (figura 21). A análise de variância apontou diferença estatística entre as médias. Estes valores são coerentes com o volume médio obtido por urinação (190 mL), pois considerando que uma pessoa urina entre 6 e 7 vezes ao dia, o volume produzido em 24 horas a partir deste dado seria de 1,14-1,33 L.

Figura 21. Gráfico *Box plot* com a distribuição do volume de urina produzida em 24 horas por mulheres (1) e homens (2).



Os valores obtidos são dados importantes para o projeto e dimensionamento de banheiros secos e unidades de tratamento de fezes e urina humanas, bem como para avaliação do potencial agrônômico de reuso das excretas.

Considerando as médias obtidas, a produção anual de fezes e urina de uma pessoa adulta seria de 47 kg e 549 L, respectivamente. O valor anual de produção de fezes e urina obtido também se encontra dentro da faixa apresentada no quadro 03, item 2.3 (36-190 kg.p⁻¹.ano⁻¹ de fezes e 365-554 L.p⁻¹.ano⁻¹ de urina).

Utilizando-se os dados obtidos para o dimensionamento de um banheiro seco com segregação em uma residência com cinco moradores, a quantidade de excretas a ser gerenciada seria de 235 kg de fezes e 2745 L de urina por ano. Estes valores orientam o dimensionamento dos compartimentos de recebimento de fezes e urina. Se forem utilizadas, por exemplo, bombonas removíveis de 20L de volume, no caso das fezes estas teriam que ser trocadas aproximadamente uma vez por mês, e no caso da urina uma vez por semana. Estes valores também orientam o tamanho dos reservatórios de excretas dependendo do tempo de armazenamento aplicado.

Com relação às características físico-químicas e bacteriológicas das fezes e urina humanas *in natura*, as tabelas 01 e 02 apresentam os resultados.

Tabela 01. Caracterização qualitativa das fezes humanas *in natura*.

Parâmetros	Fezes <i>in natura</i> (média ±DP ou %)
pH	6,3 ±0,4
C org total (%) ¹	44,8
Ca total (%) ¹	1,9
K (K ₂ O) (%) ¹	1,7
N-NH ₄ ⁺ (mg.kg ⁻¹ base úmida)	215,9 ±142,9
N-NH ₄ ⁺ (%) ¹	0,8
N-NO ₂ ⁻ /N-NO ₃ ⁻ (%) ¹	0,9
NT (%) ¹	4,9
P (P ₂ O ₅) (%) ¹	3,9
S total (%) ¹	0,3
Umidade (%)	77 ±2
ST (%)	23 ±2
SF (%)	23 ±6
SV (%)	78 ±6
Coliformes totais (NMP.g ⁻¹)	1,2E+15
<i>Escherichia coli</i> (NMP.g ⁻¹)	9,1E+10
<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.g ⁻¹)	5,0E+19

¹ Parâmetros analisados somente nas fezes das coletas 1 e 3, com resultados expressos em termos de percentual mássico em base seca (de acordo com IN MAPA 25/2009).

O pH das fezes *in natura* manteve-se dentro da faixa de neutralidade, e observa-se que o mesmo foi mensurado nas fezes antes e após o período de congelamento, o que confirmou uma variação insignificativa.

As fezes foram compostas em média por 23% de sólidos e 77% de água. O perfil dos sólidos indicou que em média 78% do material fecal é volátil, o que indica baixa estabilidade e necessidade de tratamento antes da disposição no solo, por exemplo. Esta característica é confirmada pelo elevado percentual de carbono orgânico total (44,8%). A tendência é que após receberem algum tipo de tratamento o percentual de material orgânico e volátil das fezes diminua.

A forma predominante das frações de nitrogênio também foi orgânica (67%). As frações inorgânicas apresentaram-se sobre a forma de nitritos, nitratos e amônia que somadas representaram 33%.

O teor de nitrogênio total encontrado nas fezes foi mais elevado (4,94%) do que o mínimo recomendado pela Instrução Normativa 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (0,5%) para fertilizantes orgânicos em estado sólido Classe D, ou seja, aqueles que contém matéria-prima proveniente de despejos sanitários. Segundo a mesma IN para esta Classe de fertilizante não existe limite mínimo para o restante dos macronutrientes primários (fósforo como P_2O_5 e potássio como K_2O). No entanto, para os macronutrientes secundários a instrução estabelece outros requisitos mínimos, como 1% para cálcio e enxofre total.

Em termos de produção anual de nitrogênio e fósforo contidos nas fezes frescas caracterizadas, um adulto produziria $0,5 \text{ kg NT.ano}^{-1}$ e $0,4 \text{ kg } P_2O_5.\text{ano}^{-1}$. Os valores de produção de nitrogênio total e fósforo (apresentado aqui como pentóxido de fósforo) estão dentro da faixa de valores apresentada no quadro 02 ($0,45 - 1,28 \text{ kgNT.p}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e $0,18 - 0,73 \text{ kgP.p}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

Avaliando-se os requisitos da IN, bem como os teores de fósforo e potássio, as fezes apresentam um excelente potencial para o uso agrícola. O único elemento, dentre os avaliados, que ficou abaixo do teor mínimo estabelecido foi o enxofre.

No entanto, a baixa estabilidade das fezes *in natura* bem como a elevada concentração de patógenos ressalta a necessidade de tratamento anterior ao uso.

As concentrações das bactérias avaliadas foram elevadas, com aproximadamente $15 \log_{10}$, $10 \log_{10}$ e $19 \log_{10}$ por grama para coliformes totais, *E. coli* e *E. faecalis*, respectivamente. Estima-se ainda que entre 1 a 2 unidades logarítmicas podem ter sido removidas no processo de congelamento. Estas concentrações são altas se comparadas com as concentrações típicas de esgotos domésticos convencionais, no entanto são esperadas em se tratando de fezes *in natura*. Não foram detectados ovos de helmintos nas amostragens realizadas.

Tabela 02. Caracterização qualitativa da urina humana *in natura* (urina da campanha de coleta de 24 horas).

Parâmetros	Urina masculina 24h	Urina feminina 24h
pH	5,84	6,12
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	1120	1160
CE (mS.cm ⁻¹)	25	25
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	4260	5020
DQO t (mg.L ⁻¹)	10170	8430
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	1700	875
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,0	0,0
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	18	16
NTK (mg.L ⁻¹)	4592	5012
N orgânico (mg.L ⁻¹)	2892	4137
NT (mg.L ⁻¹)	4610	5028
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	638	408
SST (mg.L ⁻¹)	400	430
ST (mg.L ⁻¹)	26495	27109
STF (mg.L ⁻¹)	13322	11767
STV (mg.L ⁻¹)	13172	15341
Coliformes totais (NMP.100mL ⁻¹)	2,4E+03	4,1E+03
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	Nd ³	Nd ³
<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.100mL ⁻¹)	Nd ³	Nd ³

¹ O nitrogênio orgânico foi calculado a partir das formas mensuradas de NTK e N-NH₄⁺ (Norg = NTK - N-NH₄⁺). ² O nitrogênio total foi calculado a partir das formas mensuradas de NTK e N-NO₃⁻ (NT = NTK + N- NO₃⁻). ³ Nd = não detectado.

Os dados apresentados na tabela 02 caracterizam a urina em seu estado fresco ou *in natura*, pois os processos de hidrólise, precipitação e oxidação que ocorrem naturalmente 24 horas aproximadamente após a excreção ainda não tinham sido iniciados.

O pH da urina tanto masculina quanto feminina caracterizou-se entre neutro e levemente ácido, o que é natural da urina enquanto fresca. A alcalinidade também apresentou um valor moderado, que tende a se elevar após um período de repouso em função da liberação de carbonatos provenientes da hidrólise da uréia, o que ocorre na medida em que o pH também é elevado.

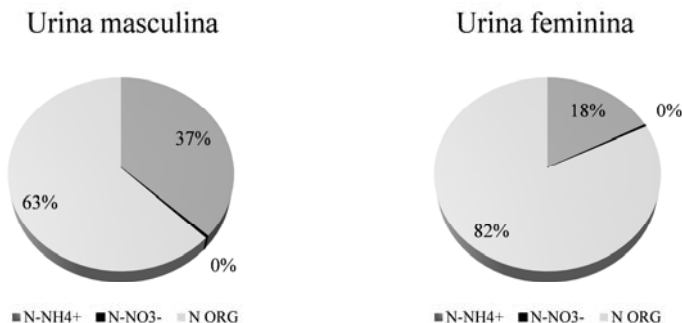
Os valores de condutividade elétrica foram bastante elevados, o que ocorre em função da constituição da urina, que possui uma elevada concentração de íons e sais dissolvidos, sendo os principais: cloreto, sódio, potássio, cálcio, sulfato e fosfato. A elevada condutividade da urina sugere algumas precauções quando o objetivo é seu reúso agrícola, pois se a aplicação não for controlada podem ocorrer problemas de salinização do solo.

Os valores de DBO e DQO encontrados indicam a presença de matéria orgânica, que na urina é proveniente dos compostos à base de carbono. A sua biodegradabilidade pode ser considerada mediana levando-se em consideração as relações DBO/DQO obtidas, 0,42 e 0,59 para urina masculina e feminina, respectivamente.

Esta pequena diferença na biodegradabilidade entre a urina masculina e feminina também é indicada pelo perfil de sólidos. A urina masculina caracterizou-se por apresentar 50% de seus sólidos totais como voláteis e a urina feminina 57%. Esta diferença, no entanto, pode ser entendida como função da dieta da população amostrada, e não necessariamente pela diferença de sexo.

Com relação à concentração de nitrogênio, na urina fresca a forma predominante é o nitrogênio orgânico como uréia, que é proveniente principalmente da oxidação de aminoácidos que são ingeridos com os alimentos. Isto foi observado na caracterização realizada (tabela 02 e figura 22).

Figura 22. Formas de nitrogênio predominantes na urina fresca masculina e feminina.



Após excretada do organismo, a urina tem as suas formas de nitrogênio modificadas em função principalmente da hidrólise da uréia, sendo que a proporção de nitrogênio orgânico e inorgânico se inverte.

Esta questão está melhor explicitada no capítulo 5, onde foi avaliado o processo de armazenamento da urina.

Em termos de produção anual de nitrogênio e fósforo contidos na urina fresca caracterizada, um homem adulto produziria $2,5 \text{ kg NT}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $0,4 \text{ kg P-PO}_4^{3-}\cdot\text{ano}^{-1}$, e uma mulher $2,8 \text{ kg NT}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $0,2 \text{ kg P-PO}_4^{3-}\cdot\text{ano}^{-1}$. Os valores de produção de nitrogênio total e fósforo (apresentado aqui como ortofosfato) estão dentro da faixa de valores apresentada no quadro 03 ($2,0 - 4,0 \text{ kgNT}\cdot\text{p}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $0,18 - 0,38 \text{ kgP}\cdot\text{p}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$).

Foi avaliada a concentração de fósforo na forma de ortofosfato na urina, pois esta é a forma predominante em que o elemento se apresenta.

A urina masculina foi muito semelhante à urina feminina em todos os parâmetros avaliados, com exceção do nitrogênio amoniacal e fósforo, onde a urina masculina apresentou concentrações ligeiramente mais elevadas. Deve ser ressaltado novamente que esta diferença pode ser entendida como função da dieta da população amostrada, e não necessariamente pela diferença de sexo. No trabalho de Botto et al. (2012-a), por exemplo, onde também foi apresentada a caracterização da urina produzida por homens e mulheres, a urina feminina foi mais concentrada em termos de nitrogênio amoniacal e ortofosfato do que a urina masculina.

4.4 Conclusões

- Considerando os dados médios obtidos, a produção anual de fezes e urina de uma pessoa adulta seria de 47 kg e 549 L, respectivamente;
- Estes valores podem orientar o dimensionamento dos compartimentos de recebimento de fezes e urina em banheiros secos com segregação e também o tamanho dos reservatórios de excretas, dependendo do tempo de armazenamento requerido;
- Em termos de produção anual de nitrogênio e fósforo contidos na urina fresca, um adulto produziria em média $2,65 \text{ kg NT}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $0,30 \text{ kg P-PO}_4^{3-}\cdot\text{ano}^{-1}$;
- Já a produção anual de nitrogênio e fósforo contidos nas fezes frescas de um adulto ficaria em média $0,5 \text{ kg NT}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $0,4 \text{ kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ano}^{-1}$;

- Os valores obtidos são dados importantes para o projeto e dimensionamento de banheiros secos e unidades de tratamento de fezes e urina humanas, bem como para avaliação do seu potencial agronômico;
- De acordo com a instrução normativa 25/2009 do MAPA os teores dos macronutrientes avaliados nas fezes e urina encontram-se acima das concentrações mínimas requeridas para fertilizantes orgânicos, com exceção do enxofre que ficou abaixo do requerido nas fezes.

CAPÍTULO 5: Estabilização da urina humana por sistema piloto de armazenamento

5.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas

- Avaliar o sistema de armazenamento como forma de estabilização da urina humana em longo prazo;
- Analisar o comportamento dos nutrientes no sistema de armazenamento em longo prazo.

As hipóteses relacionadas a estes objetivos específicos são:

- O sistema de armazenamento é uma forma reconhecida, simples e eficiente para estabilização da urina humana, no entanto, existem poucas avaliações do comportamento do processo em longo prazo;
- Os compostos presentes na urina apresentam um comportamento dinâmico e variável em função de fatores externos e por correlações entre os próprios compostos.

5.2 Metodologia ¹

5.2.1 Experimento

O experimento para avaliação do armazenamento da urina humana como forma de estabilização foi realizado nas imediações do banheiro seco do CETRE.

Foram instalados três tanques de armazenamento com 100L de capacidade total cada, sendo que estes foram avaliados como triplicatas para a coleta de dados mais consistentes. Os tanques foram constituídos por bombonas de polietileno escuras, de 0,72m de altura por 0,50m de diâmetro, com fechamento por tampa removível (figura 23). Os tanques foram instalados em um local aberto, sem controle de temperatura, no entanto, protegidos da exposição direta às condições do ambiente, ou seja, sol e chuva.

Figura 23. Tanques de armazenamento de urina.



A urina utilizada no experimento foi obtida na campanha de coleta realizada com pessoas voluntárias, descrita no capítulo 4. A urina foi coletada de homens e mulheres adultos, pelo período de 10 dias.

Antes do início do experimento a urina coletada permaneceu refrigerada a uma temperatura de 5°C, com exceção daquela coletada no próprio dia de montagem do experimento, a qual foi utilizada “fresca”.

No total foi utilizado um volume de 130L, sendo 43L de urina feminina e 86L de urina masculina. Antes da montagem do experimento, o volume total de urina foi homogeneizado em uma caixa de polietileno de 150L. A urina homogeneizada foi então separada nos

¹ Observa-se que o nitrogênio na forma iônica NH_4^+ é referido no texto como nitrogênio amoniacal, amônia ou amônia ionizada, enquanto o nitrogênio na forma $\text{NH}_3(\text{aq})$ é sempre referido como amônia não ionizada.

três tanques, resultando em um volume de 43L em cada. Observa-se que os tanques foram preenchidos até sua altura média.

A urina utilizada foi caracterizada quanto aos parâmetros: pH, alcalinidade total, série de sólidos totais, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nitrito, nitrogênio nitrato, nitrogênio total Kjeldhal e fósforo ortofosfato. A amostragem desta urina foi realizada imediatamente após o término da montagem do experimento.

O plano amostral da urina nos tanques foi realizado da seguinte forma: foram realizadas análises diárias nos três primeiros dias de operação; em seguida, estas foram sequenciadas três vezes por semana em dias alternados, por mais 70 dias; e então foram realizadas 1 vez por semana durante o restante do experimento. No total foram 630 dias de monitoramento. Observa-se que como exceção, houve uma descontinuidade na amostragem entre os dias 440 e 520 em função de problemas operacionais.

As amostragens nos tanques foram realizadas sempre no mesmo horário (entre as 10h00min e 12h00min). Foi feita uma pequena abertura nas tampas dos tanques para a inserção de uma haste, pela qual a urina era lentamente homogeneizada por um minuto. Por esta mesma abertura a coleta de amostras era realizada manualmente após a homogeneização em frascos de 50mL. A quantidade de amostra coletada era pequena, pois como o período de monitoramento foi longo, a retirada de maiores volumes poderia alterar o comportamento do sistema.

Nas amostragens foram avaliados os parâmetros: pH, nitrogênio amoniacal, fósforo ortofosfato e sólidos em suspensão.

Além dos compostos descritos anteriormente, foi avaliada também a variação climática (temperatura) durante o período do experimento para análise das correlações existentes ou não, entre os processos que ocorreram na urina armazenada e variações de temperatura. Os dados climáticos foram obtidos da Estação Meteorológica localizada a 70m do local do experimento, no próprio CETRE.

As metodologias utilizadas para as análises descritas neste capítulo estão apresentadas no Apêndice 03.

5.2.2 Avaliação dos dados

Uma avaliação geral dos dados foi realizada com estatística descritiva. Foram avaliadas a existência de correlações entre os

parâmetros pH, temperatura, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal e fósforo ortofosfato. O software utilizado foi *Microsoft Excel*.

Análise estatística de variância (*one-way* Anova) foi utilizada para confirmação de que os dados coletados nos três tanques de armazenamento puderam ser considerados triplicadas, sem diferença estatística entre si (intervalo de confiança de 95%). Antes da realização do teste de variância os dados foram avaliados quanto à normalidade. O software utilizado foi *Statistica 7.0*.

5.3 Resultados e Discussões

Os dados apresentados como resultados são referentes aos valores médios das amostragens realizadas nos três tanques de armazenamento, que foram construídos e operados como triplicatas. A análise estatística de variância confirmou que sempre houve equidade entre os dados coletados. Todas as séries de dados obtidas por parâmetro tiveram distribuição normal.

A urina utilizada neste experimento apresentou características semelhantes às da urina fresca apresentada do capítulo 4, com exceção do pH que foi mais alcalino e das formas de nitrogênio presentes, pois o maior percentual de urina utilizada não era fresca, no entanto tinha sido mantida refrigerada.

A elevação do pH da urina quando armazenada é função da transformação da uréia em amônia e íons bicarbonato (mediada pela enzima *urease*), processo descrito no quadro 05.

A tabela 03 apresenta os resultados da caracterização.

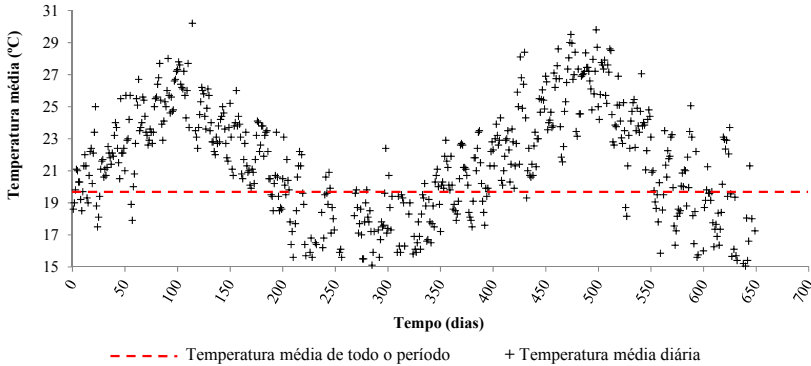
Tabela 03. Caracterização qualitativa da urina utilizada no experimento de armazenamento.

Parâmetros	Urina inicial
pH	8,4
Alcalinidade (mg.L⁻¹)	2647
Condutividade (mS.cm⁻¹)	25
DBO₅ (mg.L⁻¹)	4310
DQO total (mg.L⁻¹)	10783
SST (mg.L⁻¹)	453
N-NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	3717
N-NO₂⁻ (mg.L⁻¹)	0,0
N-NO₃⁻ (mg.L⁻¹)	13
NTK (mg.L⁻¹)	6419
Norg (mg.L⁻¹)	2702
NT (mg.L⁻¹)	6432
P-PO₄³⁻ (mg.L⁻¹)	379
ST (mg.L⁻¹)	33524
ST FIXOS (mg.L⁻¹)	15539
ST VOLÁTEIS (mg.L⁻¹)	17985

Como a duração do experimento foi de 630 dias, este pôde ser avaliado num amplo espectro de temperatura, a qual variou de acordo com as quatro estações do ano. A figura 24 apresenta a variação de temperatura em cada dia de amostragem durante todo o período.

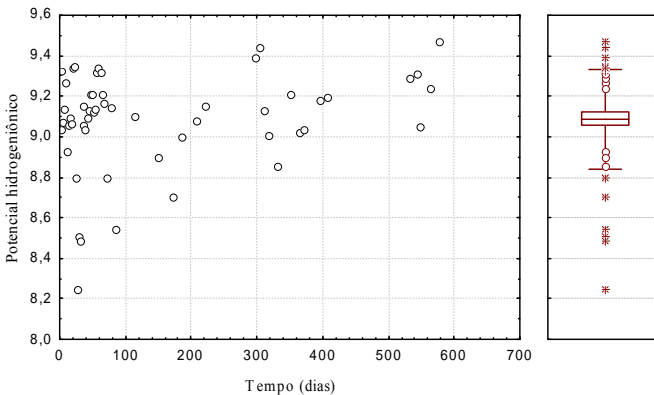
Observa-se que a temperatura da urina no interior dos tanques acompanhou a temperatura ambiente, estando durante os meses mais quentes, sempre entre 1 e 2°C mais elevada. A temperatura média ambiente dos 630 dias de experimento foi de 21°C, e a média da urina no interior dos tanques foi de 21,9°C.

Figura 24. Variação temporal média diária da temperatura ambiente e média do período do experimento.



Durante o armazenamento da urina as maiores variações de pH ocorreram no início do período avaliado (primeiros 100 dias), com valores entre 8,20 e 9,44. Avaliando-se todo o período o pH médio foi de $9,09 \pm 0,24$. Observa-se que as variações foram menores no período entre 100 e 630 dias, ou ainda, as maiores variações ocorreram nos primeiros meses de armazenamento (figura 25).

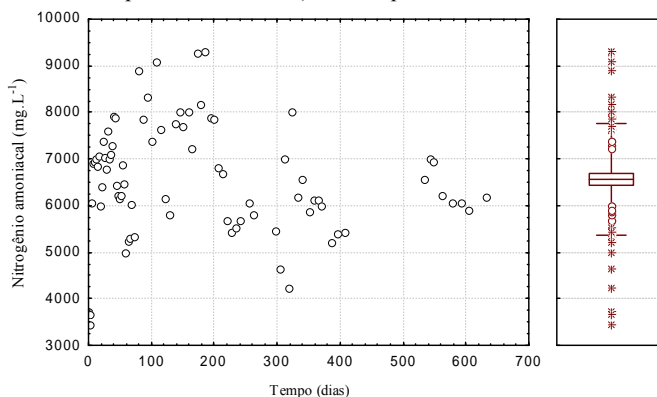
Figura 25. Variação temporal e *box plot* do pH (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.



Não foram encontradas correlações positivas entre variação de pH e temperatura média ambiente.

A figura 26 apresenta a variação da concentração de amônia ionizada ao longo do período de monitoramento, bem como a média, erro e desvio padrão, dados discrepantes e extremos.

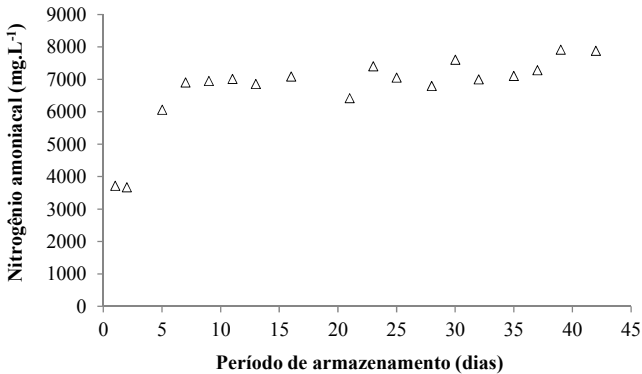
Figura 26. Variação temporal e *box plot* do N-NH_4^+ (- média; \square erro padrão; I desvio padrão; \circ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.



Ocorreram variações na concentração de amônia durante todo o período, com valores entre 3458 e 9300 mg.L⁻¹.

Estas grandes variações não são normalmente reportadas em estudos com sistemas de armazenamento de urina, tendo em vista que a maioria deles apresenta dados dos primeiros 30 dias de monitoramento, onde ocorre a hidrólise da uréia. Os estudos reportam uma elevação da concentração de amônia até a “estabilidade”, não relatando a volatilização (UDERT et al., 2003-a; HOTTA e FINAMIZU, 2008; LIU et al., 2008). Este comportamento também foi observado neste estudo no primeiro mês de armazenamento, como pode ser visualizado na figura 27. No entanto, com maior tempo de monitoramento observaram-se as maiores variações na concentração de amônia em função dos processos de volatilização e solubilização que ocorreram durante todo o período. Estes processos ocorreram em função do equilíbrio entre amônia ionizada e não ionizada que varia de acordo com alguns fatores.

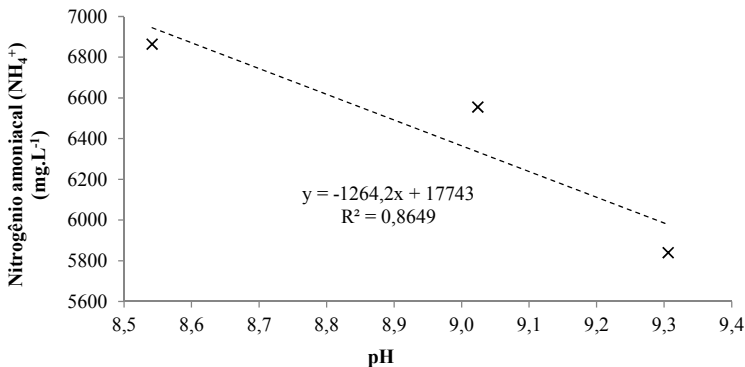
Figura 27. Variação temporal do N-NH_4^+ nos tanques de urina durante os primeiros 45 dias de armazenamento.



Segundo Maurer et al. (2006) três fatores principais interferem na hidrólise da uréia da urina quando armazenada, são eles: tempo, temperatura e pH. Estes fatores interferem conseqüentemente nos processos de volatilização e solubilização da amônia não ionizada, pois esta é formada a partir da amônia ionizada que é proveniente em sua maior parte da hidrólise da uréia.

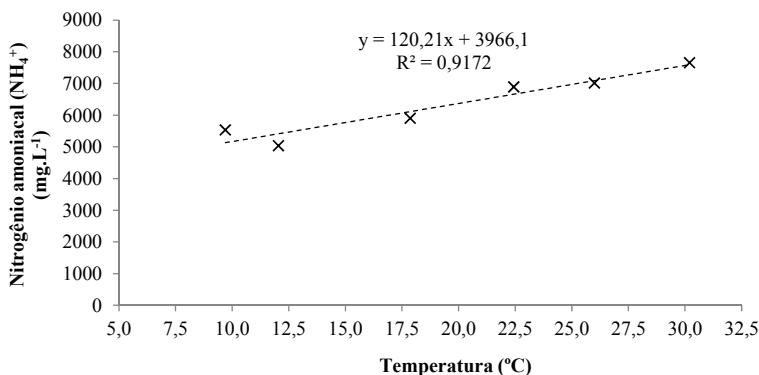
Foram investigadas estas relações e encontradas correlações consistentes entre a variação da concentração de amônia e pH (figura 28) e amônia e temperatura ambiente (figura 29).

Figura 28. Correlação linear entre o pH e a concentração de amônia ionizada nos tanques de armazenamento de urina.



Com a elevação do pH o equilíbrio entre a amônia ionizada e não ionizada desloca-se no sentido da não ionizada (NH_3), que é volátil. Sendo assim, havendo condições favoráveis para o escape a amônia é “perdida” para atmosfera. Por isso a necessidade da construção de tanques de armazenamento que evitem o turbilhonamento da urina em seu interior e que não permitam o livre escape da amônia.

Figura 29. Correlação linear entre a temperatura e a concentração de amônia ionizada nos tanques de armazenamento de urina.



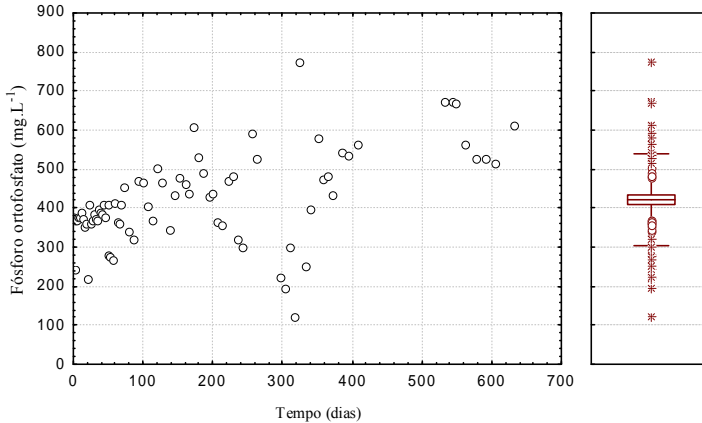
A concentração de amônia ionizada aumentou linearmente com a elevação da temperatura, pois tanto a reação de hidrólise da uréia quanto a solubilidade da amônia aumentam com a elevação da temperatura. Como teoricamente a hidrólise ocorreu mais significativamente no primeiro mês de armazenamento, as variações na concentração de amônia ao longo dos 630 dias foram mais afetadas pelo segundo fator.

Pode-se destacar então, que em regiões onde existe variação significativa de temperatura nas estações do ano, como no sul do Brasil, a concentração de amônia solúvel na urina em tanques de armazenamento provavelmente irá variar ao longo do ano em função da temperatura. E destaca-se então que as temperaturas mais elevadas favorecem o aumento da concentração nos tanques. Entende-se com os dados aqui apresentados que há uma dinâmica de solubilização e volatilização que varia constantemente em função das variações de pH e temperatura.

As concentrações de ortofosfato variaram entre 116 e 776 mg.L^{-1} durante o período de monitoramento, sendo que a média foi de 419 mg.L^{-1} (figura 30). Este comportamento não é comumente reportado nos

trabalhos existentes. No entanto, ressalta-se novamente que estes apresentam em sua maioria curtos períodos de monitoramento (UDERT et al., 2003-a; LIU et al., 2008).

Figura 30. Variação temporal e *box plot* do $P-PO_4^{3-}$ (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.



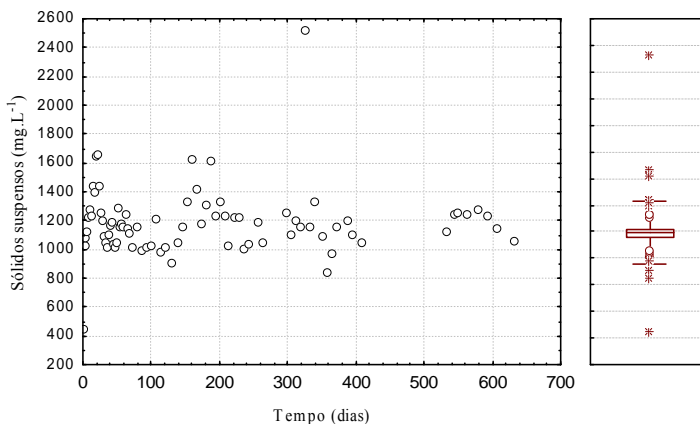
Observa-se que durante os 100 primeiros dias de monitoramento a variação da concentração de ortofosfato foi menor, apresentando como média 368 mg.L^{-1} e desvio padrão 56 mg.L^{-1} , o que se aproxima ao comumente reportado na literatura. No entanto, não houve uma redução na concentração ao longo do tempo proveniente do processo de precipitação.

É natural e esperado que ocorra a precipitação de fosfatos na forma de estruvita e hidroxiapatita em função da reação do mesmo com íons de magnésio e cálcio, respectivamente (quadro 05). Há a presença destes íons na urina humana, no entanto em baixas concentrações. E como a maioria dos trabalhos que reportam a precipitação fizeram a utilização de alguma fonte de água para diluição da urina, é muito provável que as concentrações de magnésio e cálcio foram elevadas e facilitaram a precipitação.

Como foi utilizada urina sem diluição no presente estudo, ou seja, houve limitação de íons de cálcio e magnésio, esta é a mais provável razão pela qual a precipitação de ortofosfato nos tanques foi baixa. Observa-se que também não houve grande variação (com exceção de dados extremos) e nem elevação da concentração de sólidos em

suspensão nos tanques (figura 31), o que corrobora com a pouca formação de precipitados.

Figura 31. Variação temporal e *box plot* dos SS (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes; * extremos) nos tanques de armazenamento de urina.



Ressalta-se que a não precipitação de fosfatos é uma vantagem do ponto de vista do reúso da urina líquida, pois as concentrações dissolvidas se mantêm mais estáveis, facilitando a absorção pelas plantas.

5.4 Conclusões

- O sistema de armazenamento da urina humana foi eficiente no favorecimento do processo de hidrólise da uréia, convertendo o nitrogênio da forma orgânica para a forma inorgânica;
- Não houve precipitação significativa de ortofosfato no sistema de armazenamento, o que foi atribuído principalmente às limitações nas concentrações de íons de cálcio e magnésio; a não diluição da urina com água foi importante na não adição destes íons ao sistema;
- A não precipitação de fosfatos é uma vantagem do ponto de vista do reúso da urina líquida, pois as concentrações dissolvidas se mantêm mais estáveis, facilitando a absorção pelas plantas;

- O comportamento do nitrogênio amoniacal após a ocorrência da hidrólise nos primeiros 40 dias, apresentou variações de equilíbrio entre as formas ionizada e não ionizada, o qual foi dependente diretamente e linearmente do pH e temperatura;
- Pode-se destacar por fim, que em regiões onde existe variação significativa de temperatura nas estações do ano, como no sul do Brasil, a concentração de amônia solúvel na urina em tanques de armazenamento provavelmente irá variar ao longo do ano em função da temperatura. E destaca-se então que as temperaturas mais elevadas favorecem o aumento da concentração nos tanques. Entende-se com os dados aqui apresentados que há uma dinâmica de solubilização e volatilização que varia constantemente em função das variações de pH e temperatura.

CAPÍTULO 6: Secagem de fezes humanas

6.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas

- Estudar a eficiência da secagem das fezes humanas por meio de aditivos alcalinizantes naturais: folhas secas, conchas de ostras e cinzas de biomassa;
- Avaliar a secagem em um compartimento de recebimento de fezes em um banheiro seco com segregação, em escala real.

As hipóteses relacionadas a estes objetivos específicos são:

- A secagem é um processo eficiente para o tratamento das fezes humanas, sendo que a segregação da urina e o uso de aditivos são medidas fundamentais para o bom funcionamento do processo;
- As folhas secas, conchas de ostras e cinzas quando adicionadas às fezes possuem a capacidade de promover a secagem pela absorção de água, e ainda de tamponar o material elevando o pH das fezes.

6.2 Metodologia

A parte da tese descrita neste capítulo foi dividida em duas etapas. Na primeira foi conduzido um ensaio em escala laboratorial para avaliação de aditivos para secagem de fezes, e na segunda etapa os resultados do ensaio foram implementados e avaliados nos banheiros secos estudados em escala real.

6.2.1 Ensaio de secagem com aditivos alcalinizantes naturais

Este ensaio foi realizado para avaliação do melhor aditivo a ser acrescentado às fezes após cada defecação, visando à secagem das mesmas. Foi estudado também em qual proporção o aditivo deve ser utilizado.

Foi realizado um experimento fatorial em escala laboratorial com delineamento totalmente casualizado, no qual foram testados três aditivos em três proporções diferentes com relação ao peso úmido de material fecal (25, 50 e 75%), com e sem a adição de papel higiênico. As proporções estudadas foram selecionadas levando em consideração a variação entre a quantidade mínima necessária para cobrir completamente uma porção de fezes de 1 defecação, e uma quantidade máxima que viabilize o uso do aditivo em termos econômicos e de logística.

Assim, foram dezoito tratamentos conduzidos em duplicata, todos realizados com 800g de fezes humanas. Nos tratamentos com papel higiênico foram utilizados 10 gramas do mesmo.

Os aditivos testados foram:

- Cinzas de madeira;
- Conchas de ostras trituradas;
- Folhas secas picadas.

A escolha dos aditivos levou em consideração as questões de disponibilidade e características dos materiais.

As cinzas são originadas a partir de uma série de atividades que fazem parte do cotidiano social, desde a escala industrial para geração de energia até a escala local e descentralizada, como a queima de lenha em fornos domésticos.

As cinzas produzidas a partir da queima de biomassa possuem características alcalinas e vêm sendo muito estudadas para utilização no solo (MORO e GONÇALVES, 1995; DALLAGO, 2000; MAEDA et

al., 2007; MAEDA et al., 2008; GOMEZ-REI et al., 2010). O fato de as cinzas serem benéficas ao solo pode ser apontado como uma vantagem, pois juntamente com as fezes, a tendência é a produção de um material com excelentes características que podem atuar na estruturação, condicionamento e correção da alcalinidade dos solos mais ácidos.

É relativamente comum a utilização da cal como aditivo em banheiros secos, a qual é produzida a partir da decomposição térmica do calcário que são rochas sedimentares com pelo menos 30% de carbonato de cálcio em sua constituição. Como alternativa à cal propõe-se o uso das conchas de ostras que são compostas quase que unicamente de carbonato de cálcio (99%), o que confere características inertes e alcalinas, benéficas ao uso proposto como aditivo. Além disso, as conchas de ostras são hoje um resíduo da produção de moluscos, que cresce anualmente a taxas de aproximadamente 10%. A produção anual em Santa Catarina, Estado responsável por 90% da produção nacional, foi de aproximadamente 18.000 toneladas no ano de 2012 (SILVA e SILVA, 2007). A partir desta atividade uma grande quantidade de resíduo é gerada. Do peso total de 1 ostra, 23% é carne e 77% é concha. Considerando este percentual, 14.000 toneladas de conchas de ostras precisam ser gerenciadas e destinadas adequadamente no Estado anualmente. Esta quantidade de conchas seria suficiente para operacionalização de banheiros secos que atenderiam 560.000 pessoas por ano aproximadamente. Este cálculo simplificado exemplifica o potencial de uso das conchas de ostras. No Apêndice 04 são apresentadas as principais características das conchas em termos de composição química elementar, óxidos formadores e estrutura cristalina.

As folhas secas foram o terceiro aditivo estudado. Estas foram selecionadas por se tratar de um material facilmente encontrado, principalmente em áreas rurais, e muito difundido entre as pessoas que tem conhecimento e fazem uso de banheiros secos. Apesar de suas características não serem absorptivas nem alcalinas, pois não são utilizados em pó como os aditivos anteriores, foram conduzidos em testes para experimentação em função de seu uso já ser difundido.

Na totalidade do experimento foram avaliados 18 tratamentos, sendo que a sua realização em duplicata resultou em um ensaio conduzido com 36 caixas de isopor de 3,6L cada, onde foram depositadas as misturas. Este aparato foi montado em um local fechado e ressalta-se que as condições climáticas do mesmo (temperatura e umidade) não foram controladas. No entanto, como o ensaio teve delineamento totalmente casualizado, em todas as amostragens

realizadas as caixas foram trocadas de lugar aleatoriamente, o que, estatisticamente diminui o erro entre os tratamentos causado por diferentes interferências das condições ambientais do local.

Para a avaliação do ensaio foram realizadas análises físico-químicas de todos os tratamentos durante o período total de 420 dias. Os parâmetros realizados foram: pH, umidade, sólidos totais, fixos e voláteis.

Nos primeiros dez dias o pH foi medido a cada dois dias, na sequência a medição foi realizada mais duas vezes com intervalo de quinze dias, sendo então finalizado o monitoramento com uma frequência menor de amostragem, uma a cada 90 dias aproximadamente, até completarem-se 420 dias de ensaio.

O perfil de sólidos e a umidade das amostras nos tratamentos foram analisados no primeiro dia, após quinze dias, e na sequência a cada 90 dias.

As metodologias utilizadas nas análises estão descritas no Apêndice 03.

O quadro 11 apresenta um resumo dos 18 tratamentos avaliados, e suas características.

Quadro 11. Características dos tratamentos avaliados no ensaio de secagem.

Tratamentos	Principais características
Tratamento 1	25% CO
Tratamento 2	50% CO
Tratamento 3	75% CO
Tratamento 4	25% CO + PH
Tratamento 5	50% CO + PH
Tratamento 6	75% CO + PH
Tratamento 7	25% CZ
Tratamento 8	50% CZ
Tratamento 9	75% CZ
Tratamento 10	25% CZ + PH
Tratamento 11	50% CZ + PH
Tratamento 12	75% CZ + PH
Tratamento 13	25% FS
Tratamento 14	50% FS
Tratamento 15	75% FS
Tratamento 16	25% FS + PH
Tratamento 17	50% FS + PH
Tratamento 18	75% FS + PH

Legenda: CO – conchas de ostras; CZ – cinzas; FS – folhas secas; PH – papel higiênico.

As figuras 32, 33 e 34 apresentam a montagem do ensaio.

Figura 32. Ensaio com 18 tratamentos, em duplicada.



Figura 33. Montagem do ensaio – mistura das fezes com os aditivos.



Figura 34. Exemplo de mistura pronta – tratamento 6 75%CO + PH.



6.2.2 Secagem das fezes nos banheiros secos

A partir dos resultados do ensaio apresentado no item 6.2.1, com base na elevação do pH e redução da umidade das fezes, foi dada continuidade na pesquisa.

Foi então implementado nos banheiros secos o uso de uma mistura de conchas de ostras e cinzas (na proporção de 1:1 em termos de massa seca), na proporção de 75% com relação ao peso úmido das fezes.

O monitoramento do processo de secagem das fezes na instalação em escala real foi realizado durante 6 meses no compartimento de armazenamento da unidade do Instituto Çarakura. O Instituto foi selecionado, pois a frequência de uso do banheiro seco nesta unidade era bem superior à unidade do CETRE.

As coletas foram realizadas semanalmente no compartimento de armazenamento das fezes (bombona plástica de 100L, 72 cm de altura x 50 cm de diâmetro), concomitantemente ao seu período de enchimento. Foram avaliadas duas bombonas em sequência, desde o início do uso até o seu enchimento completo. A avaliação da primeira bombona levou 90 dias e da segunda 70 dias. Estes tempos foram referentes ao período de enchimento das mesmas.

Para coleta das fezes era retirada uma amostra do perfil vertical da bombona. A coleta era realizada com o auxílio de um amostrador cilíndrico vertical de 20 cm de comprimento e 7,5 cm de diâmetro. Cada amostra era homogeneizada após coletada, e continha aproximadamente 800 gramas. Observa-se que juntamente com as fezes era despejado também neste compartimento o aditivo de secagem e papel higiênico. Desta forma, as amostras eram compostas pela mistura destes materiais.

Para caracterização semanal das excretas foram realizadas as análises físico-químicas apontadas no quadro 12.

Quadro 12. Série de análises físico-químicas realizadas para caracterização das fezes do banheiro seco do Instituto Çarakura.

Amostra	Fezes
Parâmetros físico-químicos	Potencial hidrogeniônico
	Sólidos totais
	Sólidos totais fixos
	Sólidos totais voláteis

Uma caracterização final e mais completa para avaliação do potencial agrônômico de reúso foi realizada com as fezes de uma das bombonas do banheiro seco do CETRE que ficou armazenada durante o período de 12 meses após o enchimento (capítulo 9).

As respectivas metodologias utilizadas nas análises descritas no quadro 12 estão apresentadas no Apêndice 03.

6.2.3 Avaliação dos dados

Foi aplicada estatística descritiva para avaliação dos dados coletados nas duas etapas descritas anteriormente. No ensaio de secagem foi realizada também análise de variância entre os tratamentos – ANOVA (*one way*) com nível de significância de 5% ($\alpha = 0.05$) e análise de regressão linear para determinação das equações de correlação entre a quantidade de aditivo adicionada e a elevação de pH. Os softwares utilizados foram Microsoft Excel e Statistica[®] 7.0.

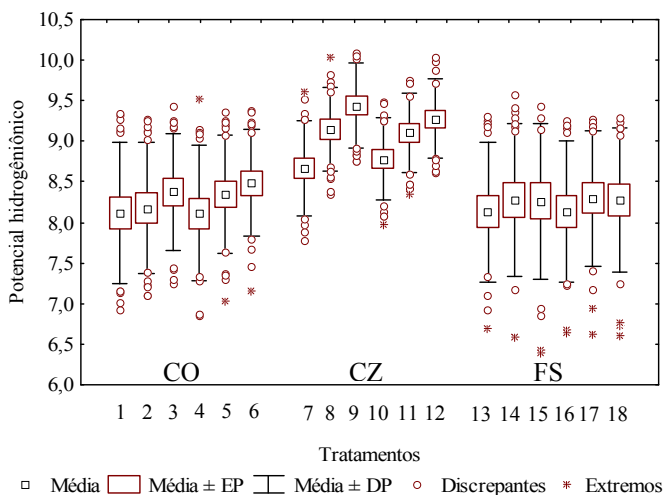
6.3 Resultados e Discussões

6.3.1 Ensaio de secagem

A análise estatística de variância confirmou diferença significativa entre os diferentes aditivos e entre as diferentes proporções de aditivos utilizadas, com exceção das proporções de folhas secas. Ou seja, não houve diferença nos resultados a partir da adição de 25, 50 ou 75% de folhas secas às fezes. Quanto à adição de papel higiênico, também não houve diferença significativa entre os pares de tratamento com e sem papel. Estas análises foram realizadas com todas as médias de todos os parâmetros físico-químicos realizados no monitoramento.

A figura 35 apresenta um gráfico *Box plot* com o perfil de variação do potencial hidrogeniônico nos dezoito tratamentos avaliados, por meio da média, erro padrão e desvio padrão, dados discrepantes e extremos.

Figura 35. Gráfico *Box plot* com o perfil de variação do potencial hidrogeniônico nos dezoito tratamentos avaliados.



Os melhores tratamentos em termos de elevação e estabilidade do pH foram 7, 8, 9, 10, 11 e 12, todos utilizando as cinzas como aditivo. Dentre os tratamentos com a adição de cinzas, os que utilizaram o percentual de 75% foram os mais eficientes chegando a atingir valores de pH acima de 10. Observa-se que o valor de pH das fezes utilizadas na montagem do experimento (sem aditivo) foi de 6,8.

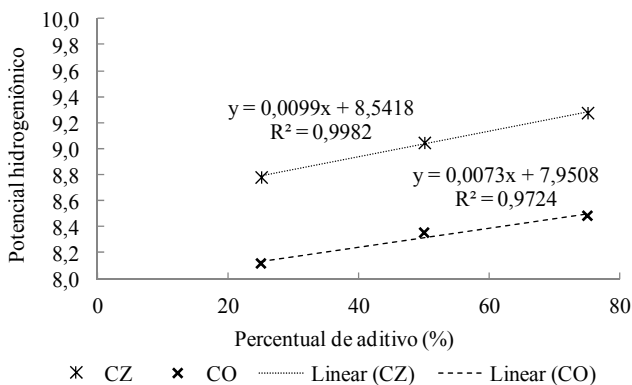
As conchas de ostras obtiveram o mesmo perfil de ascendência em função do aumento no percentual de aditivo observado nos tratamentos com cinza, no entanto atingiram valores de pH mais baixos com valor máximo de 9,5. O pH das cinzas e conchas de ostras em água é de 12,6 e 8,8, respectivamente.

As folhas secas obtiveram a maior variação de pH ao longo do período avaliado, apresentando valores entre 6,5 e 9,5. A relação de elevação de pH com o aumento da quantidade do aditivo não foi linear como nos tratamentos com as cinzas e conchas de ostras.

A figura 36 apresenta as equações de regressão linear com os modelos de elevação de pH em função do percentual de aditivo utilizado (cinzas ou conchas de ostras), realizado a partir dos dados coletados no período total do experimento nos tratamentos com a adição de papel higiênico. Como foi observado anteriormente, a relação da elevação do pH com o aumento da quantidade de aditivo foi linear, com coeficientes de correlação confiáveis.

A partir destes dois modelos pode-se estimar a elevação média do pH a partir do percentual de aditivo utilizado, considerando este valor com relação ao peso úmido das fezes.

Figura 36. Correlação entre o percentual de aditivo, cinzas ou conchas de ostras + papel higiênico, e a elevação do pH.



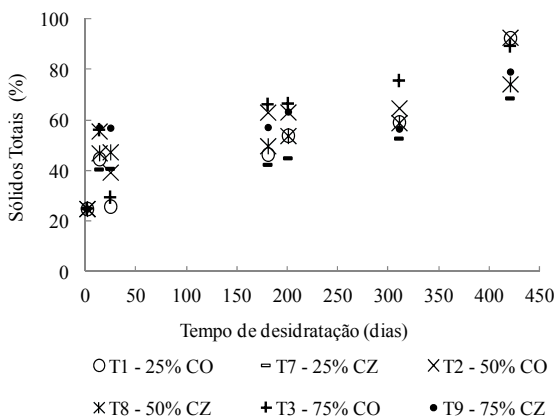
Valores de pH semelhantes foram reportados por outros estudos utilizando outros aditivos, os quais podem ser avaliados como alternativas interessantes. Espinoza (2010) obteve pH de 9,8 na mistura de fezes com 77% de cal e terra (1:60). Em diferente proporção (1:3) esta mesma mistura de cal e terra promoveu a elevação do pH para 12,5 em média (SANGUINETTI et al., 2007). Observa-se, no entanto, que neste último trabalho onde foi observada uma grande elevação no pH, esta não se manteve ao longo do período de armazenamento das fezes avaliado (90 dias).

A figura 37 apresenta um gráfico com percentual de sólidos nas amostras dos tratamentos com conchas de ostras e cinzas ao longo do período de secagem. Para apresentação e discussão dos resultados nesta figura foram utilizados os dados dos tratamentos sem a adição de papel higiênico.

As folhas secas não apresentaram resultados que as indiquem como um bom aditivo de secagem, atingindo 50% de sólidos totais ao final de 420 dias. Este mesmo percentual foi obtido nos outros tratamentos com menos de 100 dias de experimento. Como foi citado anteriormente, as folhas secas foram testadas por serem muito utilizadas em banheiros secos em operação atualmente, apesar de seu desempenho inferior já ser esperado por não se tratar de um material com característica absorviva e/ou alcalina. Recomenda-se a utilização deste aditivo em banheiros secos somente se o sistema de tratamento das fezes utilizado for a co-compostagem com resíduos orgânicos, e não a secagem.

Niwagaba et al. (2009-c) encontraram resultados semelhantes na comparação do uso de cinza e serragem no tratamento das fezes. Este autor, bem como outros, também recomenda o uso da serragem somente se o objetivo for a compostagem das fezes (NARITA et al., 2005; ALBIN e VINNERÅS, 2007; NIWAGABA et al., 2009-c).

Figura 37. Variação do percentual de sólidos totais nos tratamentos com cinzas ou conchas de ostras ao longo do período de avaliação.



Por meio da avaliação da figura 37 pode-se observar que nos três percentuais de aditivos as conchas de ostras foram mais eficientes na remoção de umidade das fezes. As fezes iniciais utilizadas no experimento possuíam um percentual de sólidos de 24%, e ao final do período do estudo os tratamentos com conchas de ostras possuíam em torno de 90% de sólidos, sendo que quanto maior o percentual de aditivo mais rápida foi a secagem. Os tratamentos com cinzas atingiram em

média 75% de sólidos, e a relação direta do maior percentual com o menor tempo secagem também foi observada.

Observa-se que este experimento foi conduzido com todos os tratamentos cobertos, não vedados, o que foi necessário para evitar a proliferação de moscas. No entanto, os mesmos eram abertos periodicamente em operações em batelada para permitir a circulação de ar e a evaporação de umidade. Esta configuração também foi preferida por ser mais próxima dos compartimentos de banheiros secos, os quais são cobertos e possuem apenas uma coluna de ventilação que promove a circulação de ar.

A figura 38 apresenta o material produzido a partir da secagem com a utilização de cinzas na proporção de 75% com relação ao peso úmido das fezes, com a adição de papel higiênico – tratamento 12.

Figura 38. Material produzido no experimento de secagem das fezes humanas.



A secagem do material fecal está também diretamente ligada à umidade relativa do ar. Em Florianópolis, local de realização do experimento, a umidade média é em torno de 80% durante todo o ano, o que não é a melhor condição para a operação de processos de secagem. No entanto, mesmo com esta condição limitante a secagem foi eficiente. Em locais menos úmidos a tendência é a aceleração do processo. Karpur e Izurieta (2007) relatam que a umidade das fezes caiu para 15% em 60 dias em um banheiro seco implantado em El Salvador (*Solar Toilet Prototype IV*) durante o período seco do ano.

A figura 39 apresenta o perfil dos sólidos totais (fixos e voláteis) ao longo do período de amostragem dos tratamentos que utilizaram 75% de aditivo sem a adição de papel higiênico.

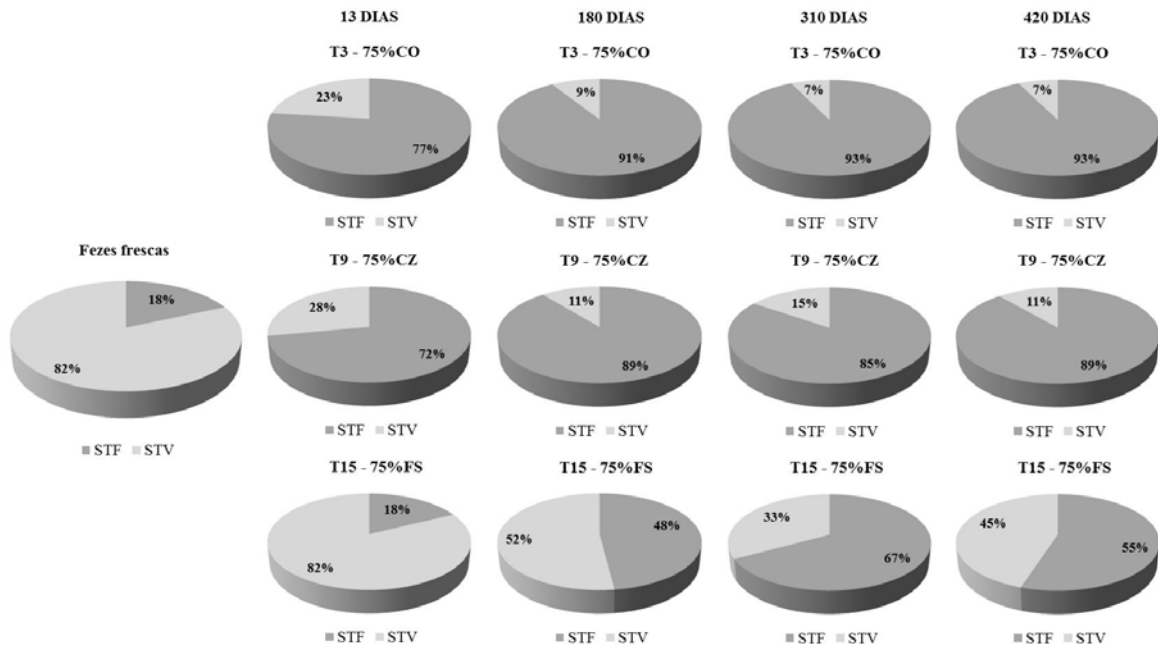


Figura 39. Perfil de sólidos nos tratamentos que utilizaram 75% de aditivo sem a adição de papel higiênico.

Observa-se que as fezes *in natura* apresentaram sua constituição principalmente por sólidos voláteis, o que caracteriza a instabilidade orgânica do material. Com aproximadamente 13 dias essa característica foi praticamente invertida nos tratamentos com conchas de ostras e cinzas. O percentual de sólidos voláteis passou de 82% nas fezes *in natura* para 23% e 28% nas fezes com conchas e cinzas, respectivamente, o que indica o processo de mineralização dos compostos orgânicos. A maior proporção dos compostos sofreu a mineralização neste primeiro período, sendo que ao longo do restante do monitoramento o percentual de sólidos voláteis sofreu mais uma pequena diminuição, estabilizando-se e atingindo 7% e 11%, respectivamente para as fezes com conchas e cinzas.

As fezes com a adição de folhas secas sofreram um processo de mineralização em menor proporção e muito mais lento que os citados anteriormente. O início da mineralização foi observado com aproximadamente 180 dias, sendo que o percentual de sólidos voláteis ao final do experimento foi de 45% em um material fecal com 50% de umidade.

Schönning e Stenström no Guia de reúso seguro de fezes e urina em sistemas de saneamento ecológico (2004) reportam que os três parâmetros mais importantes na inativação de patógenos nos sistemas de secagem são pH, umidade e temperatura. Normalmente valores de pH acima de 9 combinados com baixa umidade (menos de 20%) são fatores que combinados podem atuar na eliminação de ovos de helmintos, bactérias e bacteriófagos. Dependendo da variação destes parâmetros os tempos de inativação são também variáveis.

Nesta pesquisa o melhor aditivo no que se referiu à elevação de pH foram as cinzas e no que se referiu à remoção da umidade foram as conchas de ostras, ambos no percentual de 75%. Buscando-se unir o potencial destes dois materiais decidiu-se por avaliar como aditivo uma mistura dos mesmos na proporção de 1:1 em termos de peso seco. Sendo assim a continuação das pesquisas teve como foco este “novo” aditivo. Esta mistura foi avaliada em escala real nos banheiros secos em operação do CETRE e Instituto Çarakura. Os resultados deste último estão apresentados no item 6.3.2. Foram também realizados estudos específicos acerca da inativação de patógenos nas fezes com a utilização dos aditivos (apresentados nos Capítulos 7 e 8).

6.3.2 Secagem das fezes no banheiro seco

O compartimento de recebimento de fezes do banheiro seco do Instituto Çarakura foi avaliado durante dois períodos de enchimento de dois volumes de 100L, correspondente ao volume das bombonas.

O aditivo utilizado foi a mistura de conchas de ostras trituradas com cinzas (1:1). O aditivo era espalhado sobre as fezes após cada defecação na proporção de 75% com relação ao peso úmido das fezes. Em termos práticos foram utilizados os valores encontrados nesta pesquisa descritos no capítulo 4. Foi considerado que uma pessoa defeca em média 128 gramas, sendo assim a quantidade de aditivo a ser acrescida foi de aproximadamente 96 gramas. Foi disponibilizado no local um frasco com o volume correto que comportava esta quantidade de aditivo.

Os resultados do monitoramento estão apresentados por bombona monitorada. O monitoramento da bombona 1 foi realizado por 90 dias e da bombona 2 por 70 dias, correspondentes aos respectivos períodos de enchimento.

O pH médio das amostras coletadas nas bombonas 1 e 2 foram respectivamente 9,35 e 9,11. Ocorreram maiores variações na bombona 1 (pHs entre 8,54 e 10,49) quando comparadas à bombona 2 (8,89 e 9,33), como pode ser visualizado nas figuras 40 e 41.

Apesar das variações encontradas, os valores mensurados nas fezes coletadas nas bombonas em escala real foram muito semelhantes aos valores encontrados no ensaio descrito no item 6.3.1. E observa-se que o tempo inicial para elevação do pH foi menor do que uma semana, sendo que a partir de então os valores monitorados nunca estiveram abaixo de 8,5 nas duas bombonas monitoradas.

Figura 40. Variação temporal e *box plot* do pH (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes) no compartimento de recebimento de fezes – avaliação 1.

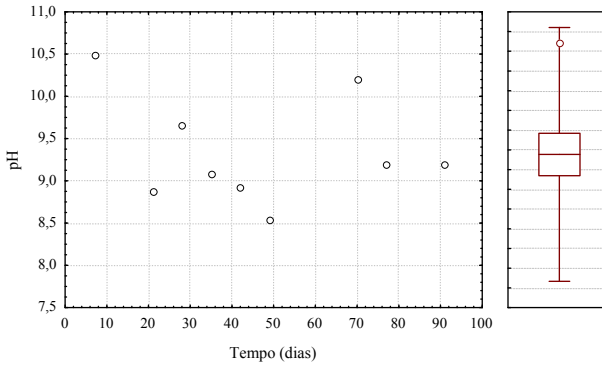
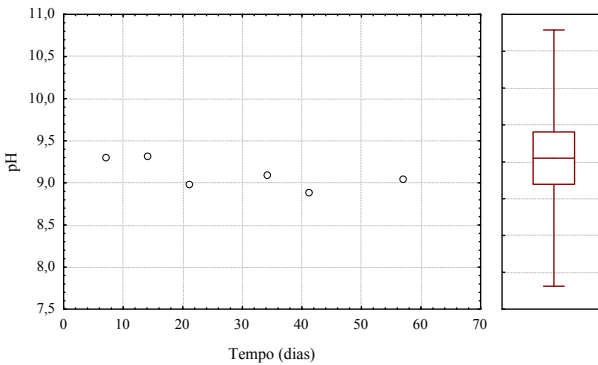


Figura 41. Variação temporal e *box plot* do pH (- média; □ erro padrão; I desvio padrão) no compartimento de recebimento de fezes – avaliação 2.



O comportamento do processo de secagem monitorado por meio da avaliação da concentração de sólidos totais foi muito semelhante nas duas bombonas. O percentual de sólidos variou entre 64% - 37% e 63% - 39% nas bombonas 1 e 2, respectivamente (figuras 42 e 43). Observa-se que a avaliação das fezes nas bombonas foi realizada concomitantemente ao seu enchimento, sendo assim, diariamente havia presença de material fecal fresco. Isto explica a diferença entre estes e os percentuais alcançados no ensaio descrito no item 6.3.1, os quais atingiram 90% de ST.

Ressalta-se que a secagem do material ocorreu, além do aditivo, em função da ventilação promovida nas bombonas. A proporção da

abertura para ventilação foi de 2,2% da área superficial do material fecal disposto nas bombonas.

Avaliando-se os resultados destas duas etapas experimentais conclui-se que após o fim do recebimento de material fecal fresco a secagem das fezes pode aumentar em até 40% aproximadamente. Isto ressalta a importância de se possibilitar que o processo de tratamento ocorra por um tempo extra após o enchimento dos compartimentos. Os tempos necessários devem ser balizados e possuem como fator limitante a inativação dos patógenos presentes no material fecal. Esta questão foi tema de estudo dos capítulos 7 e 8.

Figura 42. Variação temporal e *box plot* do percentual de ST (- média; □ erro padrão; I desvio padrão; ○ discrepantes) na bombona 1.

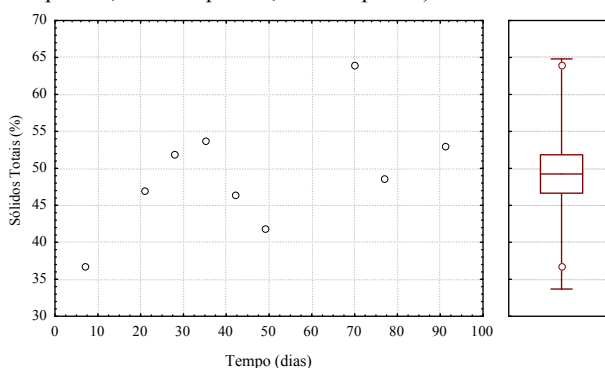
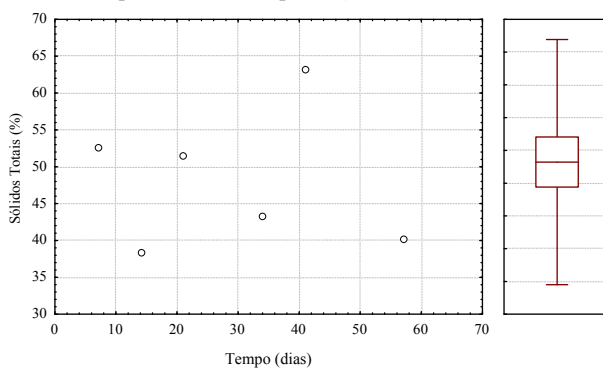


Figura 43. Variação temporal e *box plot* do percentual de ST (- média; □ erro padrão; I desvio padrão) na bombona 2.



Com relação ao perfil dos sólidos nas bombonas estes também foram muito semelhantes nas duas avaliações. Os percentuais de sólidos fixos e voláteis foram em média de 28% e 72% e 30% e 70% nas bombonas 1 e 2, respectivamente (figuras 44 e 45).

Figura 44. Perfil médio dos sólidos em percentual de umidade, sólidos totais, fixos e voláteis no compartimento de recebimento de fezes – bombona 1.

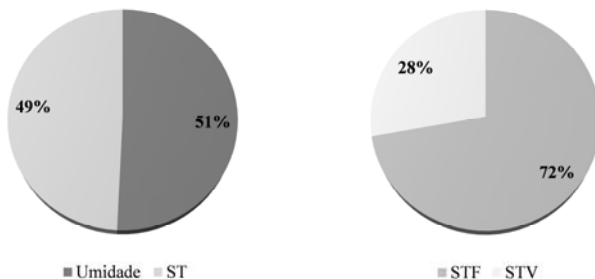
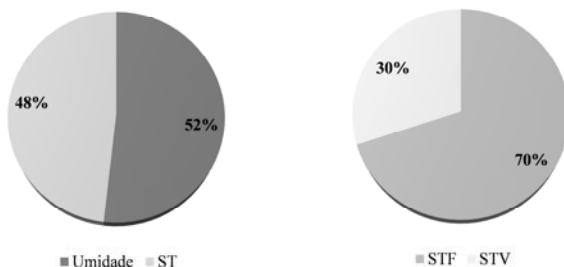


Figura 45. Perfil médio dos sólidos em percentual de umidade, sólidos totais, fixos e voláteis no compartimento de recebimento de fezes – bombona 2.



A constituição dos sólidos foi diferente quando avaliadas as bombonas em escala real em comparação com os resultados do final do ensaio (item 6.3.1), da mesma forma que o percentual de sólidos e umidade foi diferente. No entanto ressalta-se que o processo de mineralização foi iniciado enquanto o compartimento ainda recebia material fecal fresco, pois os resultados foram semelhantes aos resultados do ensaio de secagem com aproximadamente 15 dias.

Estima-se que o potencial de redução de sólidos voláteis depois de cessado o recebimento de fezes frescas deve ser em média de 20%.

6.4 Conclusões

- As conchas de ostras e cinzas possibilitaram bons resultados com relação à secagem, redução do percentual de material volátil e elevação do pH das fezes humanas;
- A elevação do pH foi linear com o aumento na proporção do aditivo utilizado (conchas de ostras e cinzas);
- Estes aditivos devem ser utilizados na proporção mínima de 75% com relação ao peso úmido das fezes para melhores resultados;
- A deposição do papel higiênico no compartimento de acúmulo de fezes não promove diferença na secagem, mineralização e elevação do pH do material fecal;
- Outros fatores podem ser apontados como facilitadores do processo de secagem, como a segregação da urina e a utilização de uma ventilação com abertura de 2% da área superficial das fezes no compartimento de acúmulo;
- As folhas secas não resultaram em uma boa remoção de umidade nem elevação do pH das fezes, sendo recomendadas somente em sistemas onde o processo de tratamento seja baseado na co-compostagem.

CAPÍTULO 7: Inativação de bactérias e bacteriófagos das fezes humanas por secagem e uréia

7.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas

- Avaliar o uso dos aditivos cinzas e conchas de ostras, enriquecidos ou não com uréia, na inativação de patógenos em fezes humanas;
- Determinar os fatores de inativação das bactérias *Enterococcus faecalis*, *Salmonella Typhimurium*, e bacteriófagos MS2 e Φ X em fezes humanas no sistema estudado.

As hipóteses relacionadas a estes objetivos específicos são:

- A adição de uréia nas fezes desidratadas aperfeiçoa o processo de higienização, pois a amônia livre liberada em condições de pH elevado é biocida;
- Os principais fatores provenientes da combinação do uso de cinzas, conchas de ostras e uréia que podem atuar na inativação de patógenos nas fezes são: elevação do pH, secagem e elevação da concentração de amônia não ionizada.

7.2 Metodologia ¹

Esta etapa da tese foi realizada na Universidade Sueca de Ciências Agrárias e Instituto Nacional de Veterinária da Suécia, como parte de um Estágio de doutorado de 1 ano naquele país.

A pesquisa foi focada na inativação de patógenos presentes nas fezes humanas tendo como base os resultados do estudo apresentados no capítulo 6.

Os tratamentos estudados envolveram o uso de diferentes aditivos (somente conchas de ostras, ou estas misturadas 1:1 em termos de peso com cinzas), adicionadas às fezes em diferentes quantidades (massa úmida de aditivo:massa úmida de fezes). Foi testada ainda a adição de uréia aos aditivos com o objetivo de aperfeiçoar o processo de higienização. O uso de amônia tem sido reportado como eficiente na sanitização de fezes humanas (VINNERÅS, 2007; NORDIN et al., 2009a-b; VINNERÅS et al., 2009). Neste trabalho os fatores secagem, elevação do pH e concentração de amônia livre foram estudados nos tratamentos, os quais combinados puderam ter seus efeitos maximizados para a obtenção de um satisfatório processo de sanitização.

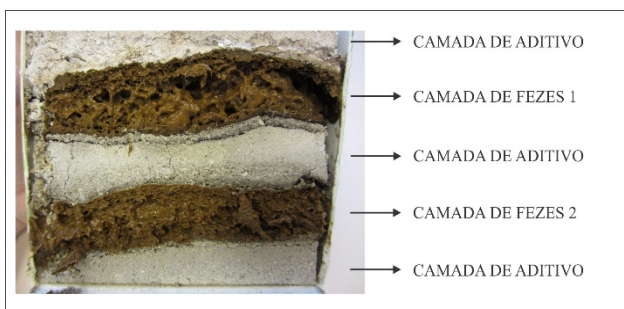
7.2.1 Experimento

A pesquisa foi conduzida em um experimento em escala piloto que simulou as condições das fezes e aditivos no interior do compartimento de um banheiro seco com segregação de fezes e urina humanas. Na prática, o material acumulado no interior destes compartimentos forma uma estrutura com camadas relativamente bem definidas de fezes e aditivos, sem a completa mistura dos mesmos. No entanto, a maioria das pesquisas sobre o assunto simulam a mistura homogênea entre os dois. A concepção do experimento realizado aqui leva esta questão em consideração, sendo que o potencial de tratamento dos aditivos foi avaliado sem que eles fossem misturados com as fezes, e sim somente espalhados sobre, como ocorre na prática. Esta concepção foi realizada também para o entendimento mais aprofundado dos estudos que já haviam sido realizados, apresentados no capítulo 6.

¹ Observa-se que o nitrogênio na forma iônica NH_4^+ é referido no texto como nitrogênio amoniacal, amônia ou amônia ionizada, enquanto o nitrogênio na forma $\text{NH}_3(\text{aq})$ é sempre referido como amônia não ionizada.

O experimento foi composto por 11 tratamentos e 4 controles. Cada tratamento consistiu em 2 camadas de 200g de fezes e 3 camadas de aditivos, o que simulou a cobertura das fezes após cada defecação (figura 46). A quantidade de fezes utilizada foi um pouco superior à média de uma defecação obtida nesta tese (capítulo 4), para facilitar a coleta de amostras e realização do experimento. Mas ressalta-se que o valor de 200 g está dentro da média reportada na literatura (quadro 02). Cada tratamento foi realizado em triplicada.

Figura 46. Replicata do experimento. Caixa aberta para coleta de amostras, com detalhe para a estrutura das camadas de fezes e aditivos.



Os aditivos testados foram conchas de ostras (CO) ou conchas de ostras misturadas 1:1 em termos de peso com cinzas (CZ), com ou sem uréia (U), em um sistema fechado [] ou aberto (quadro 13).

Os controles foram realizados para fins de comparação e para avaliação dos efeitos individuais dos fatores de inativação estudados. O controle 1 foi composto por fezes (F) e serragem (S), o qual foi testado pois este aditivo é comumente utilizado em banheiros secos. A partir deste controle as vantagens ou desvantagens do uso de cinzas e conchas de ostras puderam ser estabelecidas, em comparação com um aditivo “popular”. Os controles 2 e 3 foram compostos somente por fezes em um sistema fechado e aberto, respectivamente. Com estes controles o efeito da secagem pôde ser avaliado. O Controle 4 foi composto por fezes e uréia, sistema fechado, aonde o efeito da uréia pôde ser avaliado. Cada tratamento e controle foi feito em caixas de papel rígido forradas internamente com plástico.

A uréia utilizada para otimizar o processo foi adicionada em baixas concentrações (0.5% com relação à massa úmida de fezes) quando em comparação com outros estudos (PARK e DIEZ-

GONZALEZ, 2003; OTTOSON et al., 2008-a; NORDIN et al., 2009a-b; VINNERÅS et al., 2009).

A uréia foi misturada com os aditivos antes da aplicação nas fezes nos tratamentos 6, 7, 8, 9, 10 e 11 (quadro 13).

O quadro 13 apresenta as principais características do experimento.

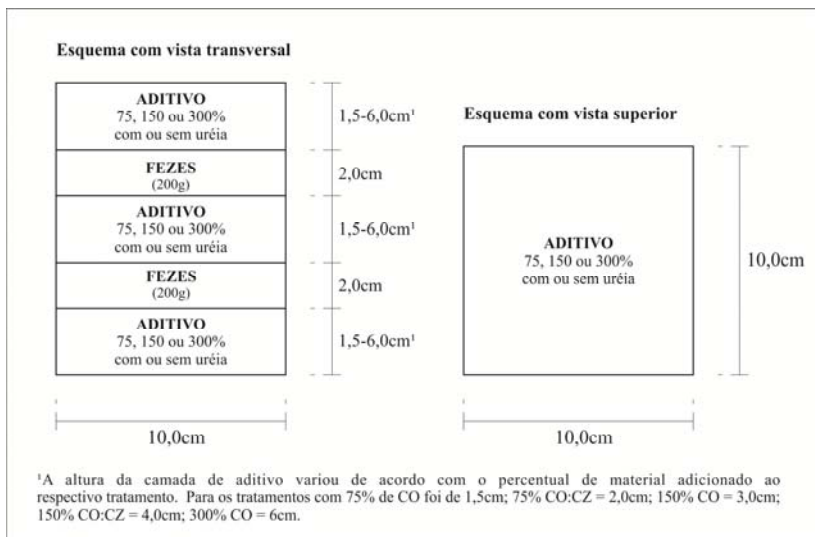
Quadro 13. Características principais dos tratamentos e controles do experimento.

Tratamentos e Controles	Percentual de aditivo ¹	Aditivo ³	Uréia ⁵	Fechado ou aberto
75% CO	75%	Conchas de ostras	-	Aberto
75% CO:CZ	75%	Conchas de ostras + Cinzas ⁴	-	Aberto
150% CO	150%	Conchas de ostras	-	Aberto
150% CO:CZ	150%	Conchas de ostras + Cinzas	-	Aberto
300% CO	300%	Conchas de ostras	-	Aberto
75% CO + U	75%	Conchas de ostras	0,5%	Aberto
[75% CO + U]	75%	Conchas de ostras	0,5%	Fechado
[75% CO:CZ + U]	75%	Conchas de ostras + Cinzas	0,5%	Fechado
[150% CO + U]	150%	Conchas de ostras	0,5%	Fechado
150% CO:CZ + U	150%	Conchas de ostras + Cinzas	0,5%	Aberto
[150% CO:CZ + U]	150%	Conchas de ostras + Cinzas	0,5%	Fechado
C1 - F + S	150% ²	Serragem	-	Aberto
[C2 - F]	-	-	-	Fechado
C3 - F	-	-	-	Aberto
[C4 - F + U]	-	-	0,5%	Fechado

¹O percentual de aditivo foi calculado em termos de massa úmida com relação à massa úmida de fezes. ²No C1 o percentual de serragem foi calculado em termos de volume de massa úmida de fezes em função da baixa densidade do material. ³Os aditivos foram preparados antes do uso, as conchas de ostras foram trituradas e as cinzas peneiradas. ⁴A mistura de conchas de ostras e cinzas teve uma proporção de 1:1 em termos de massa. ⁵O percentual de uréia foi calculado em termos de massa úmida de fezes. A quantidade de uréia adicionada foi a mesma em todos os tratamentos.

A figura 47 apresenta um diagrama com a configuração do experimento.

Figura 47. Diagrama dos componentes e configuração dos tratamentos.



O experimento foi conduzido por 130 dias (19 semanas) com a temperatura controlada em $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ e umidade média relativa do ar em $45\% \pm 5\%$.

O material fecal utilizado no experimento foi coletado diariamente de voluntários durante um período de 3 semanas e congelado a -20°C . No total, 20 kg de fezes foram coletados. Antes do início do experimento toda a porção foi descongelada naturalmente em temperatura ambiente ($22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$) por 24 horas, e então misturada até a obtenção de homogeneidade no material.

A higienização foi avaliada em todos os tratamentos e controles pela determinação da inativação das bactérias *Salmonella* Typhimurium CGUG3169, *Enterococcus faecalis* ATCC29212, e bacteriófagos MS2 ATCC15597-B1 e Φ X 174 ATCC13706-B1.

Procurou-se a seleção de microorganismos representativos de diferentes classes e com diferentes características para que um amplo espectro de modelos de inativação pudesse ser obtido. No grupo das bactérias foram selecionadas uma Gram positiva, catalase negativa com estrutura formadora de cocos e uma Gram negativa, catalase e lactose positiva, em forma de bacilo (respectivamente *Enterococcus faecalis* e *Salmonella* Typhimurium). Os bacteriófagos foram selecionados de

forma que dois tipos de estrutura genômica fossem contemplados, sendo Φ X um bacteriófago DNA fita simples e MS2 um bacteriófago RNA fita simples.

7.2.2 Inoculação e amostragem

No início do experimento suspensões das respectivas bactérias e bacteriófagos foram adicionadas a cada porção de 200g de fezes em volumes que corresponderam a 1% do total de massa úmida. Isto resultou em uma concentração inicial de *S. Typhimurium*, *E. faecalis*, Φ X e MS2 de 10^7 ufc.g⁻¹, 10^6 ufc.g⁻¹, 10^5 ufp.g⁻¹ e 10^8 ufp.g⁻¹, respectivamente.

As bactérias foram cultivadas em caldo nutriente por 14 horas a 37°C, e os bacteriófagos MS2 e Φ X foram propagados em suas respectivas bactérias hospedeiras, *Salmonella* Typhimurium WG49 NCTC12484 e *Escherichia coli* ATCC13706.

O desempenho de tratamento foi avaliado em termos analíticos por meio de parâmetros físicos e químicos (pH, sólidos totais, amônia) e pela inativação dos microorganismos estudados.

Durante as amostragens foi importante a coleta de fezes das camadas, sem misturá-las com os aditivos, pois isto interferiria nos resultados. Para tal, cada caixa era “fatiada” transversalmente, permitindo que somente fezes fossem coletadas. Toda amostragem era realizada com um conjunto de instrumentos estéreis diferente para cada tratamento/controle. As caixas eram fatiadas sempre em lugares diferentes entre uma amostragem e outra, e uma vez o procedimento finalizado cada caixa era reconstruída. Para evitar erros Tipo II na posterior avaliação estatística dos dados todas as amostragens foram realizadas com procedimento idêntico, e todas as caixas foram sempre dispostas aleatoriamente na área do experimento após cada amostragem.

A frequência amostral foi a mesma para todos os microorganismos avaliados, nas semanas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 15, e 19.

Amônia, pH e sólidos totais foram analisados nas semanas 1, 2, 3, 9 e 19. O pH foi medido com um potenciômetro (*Meterlab pH meter 210*, Dinamarca), os sólidos totais de acordo com *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) e amônia foi quantificada espectrofotometricamente (*Genesys 20-4001/4 Thermo Spectronic*, EUA) por meio do método de indofenol azul (*Merck, Whitehouse Station*, EUA).

Para as análises microbiológicas 1 g de amostra era diluída com 9mL de solução tampão NaCl peptona com Tween pH 7.0, seguida pela diluição em série usando a mesma solução. Amostras para contagem de *S. Typhimurium* eram plaqueadas em agar *Xylose Lysine Desoxycholate* (XLD) contendo novobiocin, e incubadas em 37°C por 24 horas. Amostras para *E. faecalis* eram plaqueadas em ágar *Slanetz-Bartley* (SlaBa) e incubadas a 44.5°C por 48 horas.

Para os bacteriófagos foi utilizado o método do ágar duplo (Adams, 1959), sendo as bactérias hospedeiras cultivadas em caldo nutriente a 37°C por 3-5 horas. As placas eram incubadas a 37°C por 18 horas.

7.2.3 Avaliação dos dados

Uma avaliação geral dos dados físico-químicos foi realizada com estatística descritiva.

Os coeficientes de taxa de inativação foram determinados para todos os microorganismos avaliados em todos os tratamentos e controles, baseados em coeficientes de correlação aceitáveis (>0.65) em regressão linear – escala log-linear de acordo com um decaimento exponencial de primeira ordem. Valores zero não foram utilizados na modelagem. O software utilizado foi Microsoft Excel.

Análise estatística de variância (*one-way* Anova) foi utilizada para avaliação de diferenças entre as duas camadas de cada tratamento individualmente e de diferenças entre os 11 tratamentos e 4 controles, com intervalo de confiança de 95%. Anova entre os tratamentos foi seguida do Teste Tukey de ranqueamento para melhor avaliação das diferenças encontradas. Os tratamentos e controles foram agrupados (a, b, c, d, e) de acordo com as eficiências semelhantes na inativação de cada microorganismo. Antes da realização dos testes estatísticos todas as séries de dados foram avaliadas quanto à distribuição, e todos os dados tiveram que ser normalizados por transformação logarítmica (quando zero $x' = \log_{10}(x+1)$). O software utilizado foi Statística 7.0.

7.3 Resultados e discussões

O teste ANOVA confirmou que não houve diferença entre os dados coletados (contagem de microorganismos e parâmetros físico-químicos) nas duas camadas de cada tratamento. Assim, todas as

avaliações estatísticas apresentadas levaram em conta esta premissa e as duas camadas foram consideradas duplicatas. Então, cada ponto amostral foi trabalhado em seis repetições (3 repetições de cada tratamento com 2 camadas de fezes para cada amostragem).

7.3.1 Parâmetros físico-químicos

A tabela 04 apresenta os resultados das concentrações médias e desvios padrão do pH e nitrogênio amoniacal total, bem como a concentração em percentual de sólidos totais das fezes ao final do experimento. São apresentadas também as concentrações de amônia não ionizada calculadas a partir da amônia ionizada.

Tabela 04. Concentração média e desvio padrão do pH, nitrogênio amoniacal total, amônia não ionizada e sólidos totais nos tratamentos e controles do experimento de inativação de bactérias e bacteriófagos.

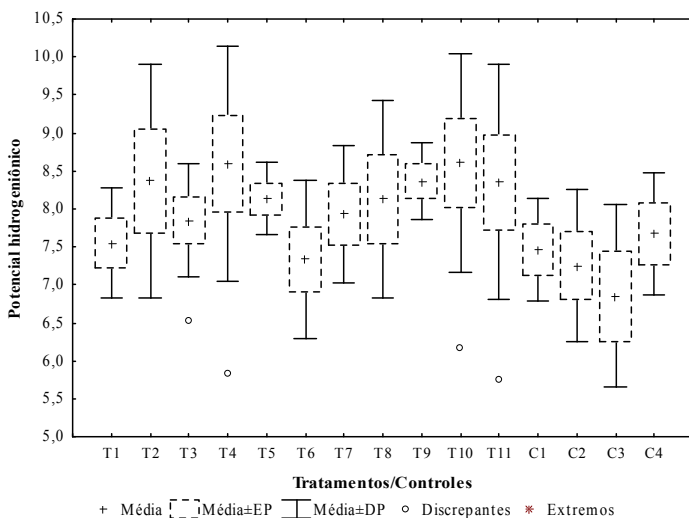
Tratamentos Controles	pH (média±DP)		N-NH₄ (mM) (média±DP)		N-NH₃ (mM) (média±DP)¹		Sólidos totais (%) (130 dias)
75% CO	7,5	0,72	137,3	84,1	1,7	1,1	93
75% CO:CZ	8,3	1,54	63,4	18,7	5,1	1,6	84
150% CO	7,8	0,74	114,9	32,8	2,9	0,9	81
150% CO:CZ	8,5	1,54	87,0	35,4	11,0	4,7	90
300% CO	8,1	0,47	128,5	21,0	6,0	1,1	83
75% CO + U	7,6	0,83	148,5	74,0	2,2	1,2	92
[75% CO + U]	7,9	0,90	238,8	76,0	6,7	2,3	33
[75% CO:CZ + U]	8,1	1,30	147,0	74,5	6,7	3,6	41
[150% CO + U]	8,3	0,50	254,7	81,9	18,6	6,5	36
150% CO:CZ + U	8,6	1,44	80,0	28,0	10,4	3,9	83
[150% CO:CZ + U]	8,3	1,55	97,3	39,0	7,3	3,1	56
C1 - F + S	7,4	0,67	81,1	14,6	0,9	0,2	87
[C2 - F]	7,2	1,01	108,8	25,9	0,7	0,2	20
C3 - F	6,8	1,20	86,5	12,7	0,2	0,0	91
[C4 - F + U]	7,6	0,81	212,1	20,0	3,4	0,4	26

¹ Calculado levando-se em consideração pH, temperatura, nitrogênio amoniacal total e carbonatos totais.

As fezes utilizadas no experimento tinham um pH inicial de 5,85, 20% de sólidos totais e 18mM de nitrogênio amoniacal total. Após o contato com os aditivos o pH foi elevado gradativamente em todos os tratamentos e controles. Quando as cinzas foram utilizadas foram

obtidos os valores mais elevados (figura 48). O pH médio dos aditivos foi de 8,8, 10,2 e 12,6 para as conchas de ostras, mistura de cinzas e conchas de ostras e somente cinzas, respectivamente. A presença de uréia nos aditivos não afetou o pH.

Figura 48. Média, erro padrão (EP), desvio padrão (DP) e valores discrepantes para pH em todos os tratamentos e controles ao longo do período experimental.



Legenda: T1 - 75%CO; T2 - 75%CO:CZ; T3 - 150%CO; T4 - 150%CO:CZ; T5 - 300%CO; T6 - 75%CO+U; T7 - [75%CO+U]; T8 - [75%CO:CZ+U]; T9 - [150%CO+U]; T10 - 150%CO:CZ+U; T11 - [150%CO:CZ+U]; C1 - F+S; C2 - [F]; C3 - F; C4 - [F+U].

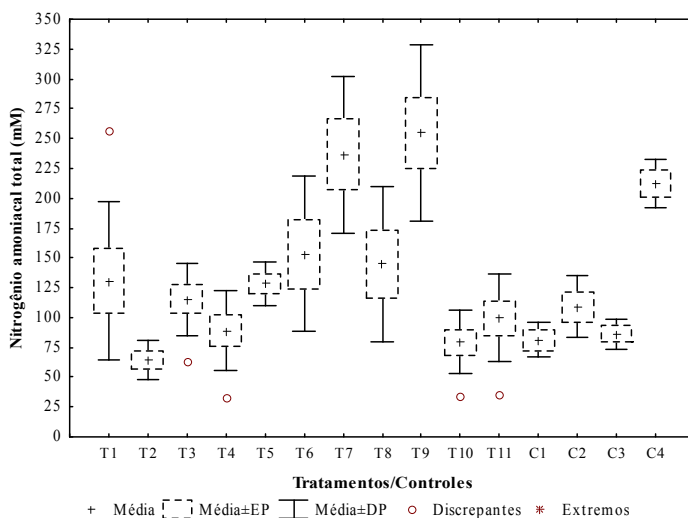
A concentração média de amônia total nas fezes também se elevou durante o experimento. As concentrações de amônia não ionizada (calculadas) foram maiores nas fezes com pH mais elevado (tabela 04).

Foram detectadas perdas de amônia nos tratamentos onde uréia foi adicionada. Comparando-se os sistemas abertos e fechado as perdas foram observadas nos sistemas abertos. Por exemplo, no tratamento 75% CO+U houve 37% de perda provavelmente por volatilização.

A secagem das fezes foi observada em todos os tratamentos que foram mantidos abertos, resultando em um percentual médio de sólidos totais de 87% ao final dos 130 dias do período experimental. As fezes nos sistemas fechados também apresentaram uma secagem basicamente em função dos aditivos, alcançando 42% de ST ao final. O C2 manteve as características de umidade das fezes iniciais, 20% ST (tabela 04).

A concentração de amônia nas fezes aumentou em todos os tratamentos e controles, provavelmente em função da degradação e mineralização do nitrogênio orgânico contido nas fezes e uréia durante o período de estocagem, pois nenhuma outra fonte de amônia foi adicionada. A figura 49 apresenta as concentrações médias, desvio padrão, dados discrepantes e extremos do nitrogênio amoniacal avaliado durante todo o período experimental.

Figura 49. Média, erro padrão (EP), desvio padrão (DP) e valores discrepantes para nitrogênio amoniacal total em todos os tratamentos e controles ao longo do período experimental.



Legenda: T1 - 75%CO; T2 - 75%CO:CZ; T3 - 150%CO; T4 - 150%CO:CZ; T5 - 300%CO; T6 - 75%CO+U; T7 - [75%CO+U]; T8 - [75%CO:CZ+U]; T9 - [150%CO+U]; T10 - 150%CO:CZ+U; T11 - [150%CO:CZ+U]; C1 - F+S; C2 - [F]; C3 - F; C4 - [F+U].

A concentração de amônia ionizada e não ionizada foi mais elevada quando as conchas de ostras foram adicionadas às fezes quando comparada com a mistura de conchas de ostras e cinzas, principalmente nos sistemas fechados. Estes dados podem ser bem visualizados nas figuras 50 e 51.

A figura 50 apresenta a variação temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal em todos os tratamentos e controles nos quais foi adicionada uréia, e a figura 51 apresenta também a variação temporal de amônia, no entanto, nos tratamentos e controles sem adição de uréia.

Comparando-se os dois gráficos apresentados nas figuras observa-se que em geral os tratamentos com uréia tiveram concentrações de amônia mais elevadas. Avaliando-se especificamente os dados da figura 50 constata-se que os tratamentos fechados com conchas de ostras e uréia possibilitaram as maiores concentrações de amônia.

O pH mais elevado nas cinzas pode ter sido a razão pela qual a uréia não foi completamente hidrolisada em função da inibição da enzima *urease*. Pesquisas reportam que valores de pH acima de 12 provocam esta inibição (NORDIN, 2010). Não houve indicações de que mais amônia tenha sido hidrolisada nos tratamentos com cinza e conchas e em seguida perdida por volatilização em função do pH mais elevado.

Figura 50. Concentração de nitrogênio amoniacal total em função do tempo em todos os tratamentos e controles com uréia no aditivo.

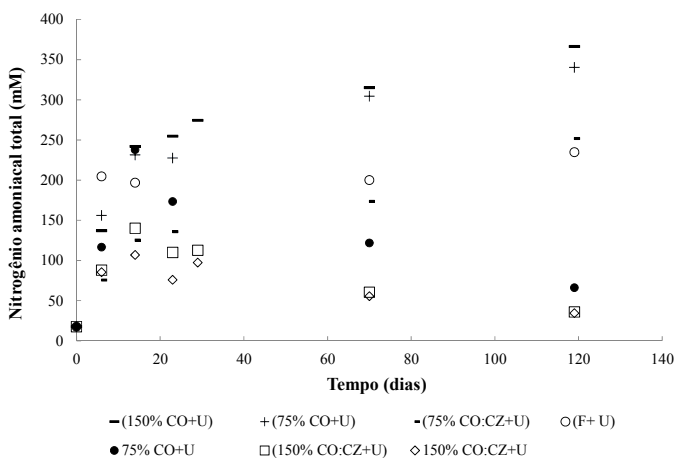
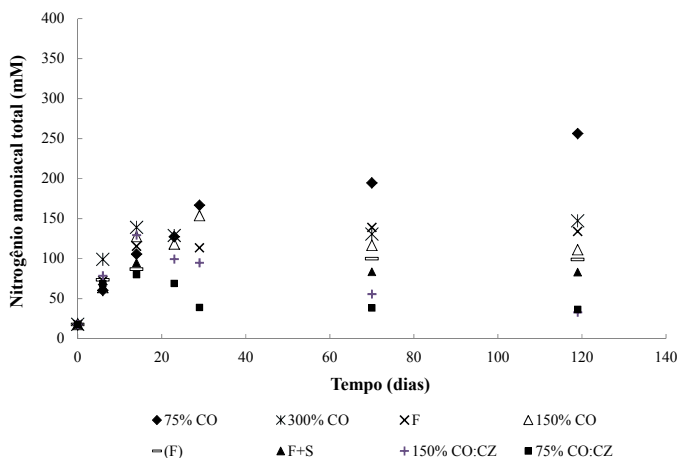


Figura 51. Concentração de nitrogênio amoniaco total em função do tempo em todos os tratamentos e controles sem uréia no aditivo.



7.3.2 *Salmonella Typhimurium* e *Enterococcus faecalis*

A contagem de *Salmonella* diminuiu em todas as combinações testadas. Cada conjunto de seis amostras foi avaliado para cada amostragem (ANOVA) e os resultados apontaram que os tratamentos começaram a apresentar comportamento diferente entre os dias 6 e 15. Antes disso, eles puderam ser considerados iguais ($p=1,7406$). Do dia 15 até o final do experimento todos os testes confirmaram diferenças significativas entre os tratamentos. No entanto, após 30 dias o teste de ranqueamento mostrou que apesar da diferença significativa entre as 11 combinações ($p=0,000003$), [75%CO+U], [75%CO:CZ+U] e [150%CO+U] puderam ser agrupados (a) e considerados com o mesmo desempenho. A redução da contagem de *S. Typhimurium* em 30 dias no [75%CO+U], [75%CO:CZ+U] e [150%CO+U] foi de 7 unidades logarítmicas, a qual foi a maior inativação entre todos os tratamentos avaliados.

A redução decimal (valor Rd) para [75%CO+U], [75%CO:CZ+U] e [150%CO+U] foi 5,1, 4,6 e 4,8 dias, respectivamente, enquanto o controle correspondente aonde somente uréia foi adicionada às fezes [F+U] teve um Rd de 5,9 dias. Todos os valores de redução decimal calculados e os resultados do teste Tukey estão apresentados na tabela 05.

Tabela 05. Resultados do teste Tukey, coeficientes de inativação (k), redução logarítmica decimal (Rd) e coeficientes de correlação (R²) calculados a partir da contagem de bactérias e bacteriófagos nos tratamentos e controles estudados no experimento.

Tratamentos Controles	ΦX				MS2				<i>E. faecalis</i>				<i>S. typhimurium</i>			
	k	Rd (d)	R ²	Tukey	k	Rd (d)	R ²	Tukey	k ¹	Rd (d)	R ²	Tukey	k	Rd (d)	R ²	Tukey
75% CO	-0,038	26,5	0,81	c	-0,036	27,5	0,94	d	-	-	-	e	-0,031	32,1	0,65	c
75% CO:CZ	-0,035	28,8	0,88	c	-0,038	26,5	0,90	c	-0,037	27,1	0,74	c	-0,175	5,7	0,88	b
150% CO	-0,035	28,9	0,91	c	-0,017	59,9	0,80	e	-0,020	51,3	0,81	d	-0,041	24,6	0,68	c
150% CO:CZ	-0,071	14,1	0,94	b	-0,055	18,1	0,93	b	-0,038	26,2	0,92	b	-0,153	6,5	0,83	b
300% CO	-0,036	27,9	0,94	c	-0,029	34,8	0,87	d	-0,017	58,8	0,90	d	-0,025	39,8	0,78	d
75% CO + U	-0,021	48,1	0,86	d	-0,036	27,8	0,94	c	-0,024	42,2	0,79	d	-0,165	6,1	0,88	b
[75% CO + U]	-0,015	67,6	0,84	d	-0,028	36,1	0,95	d	-0,064	15,6	0,98	a	-0,196	5,1	0,91	a
[75% CO:CZ + U]	-0,039	25,9	0,92	c	-0,049	20,6	0,92	b	-0,064	15,7	0,95	b	-0,218	4,6	0,70	a
[150% CO + U]	-0,017	60,2	0,84	d	-0,025	40,0	0,87	d	-0,054	18,5	0,92	b	-0,206	4,8	0,95	a
150% CO:CZ + U	-0,103	9,7	0,98	a	-0,056	17,9	0,92	a	-0,062	16,0	0,82	a	-0,185	5,4	0,87	b
[150% CO:CZ + U]	-0,087	11,6	0,96	b	-0,084	11,9	0,94	a	-0,102	9,8	0,98	a	-0,198	5,1	0,83	b
C1 - F + S	-0,036	28,1	0,97	c	-0,018	54,6	0,87	d	-0,007	140,8	0,74	e	-0,033	30,2	0,67	c
[C2 - F]	-0,014	71,9	0,87	d	-0,007	135,1	0,67	e	-0,025	40,8	0,77	c	-0,088	11,3	0,84	c
C3 - F	-0,047	21,4	0,88	c	-0,023	42,7	0,60	d	-0,012	80,6	0,67	d	-0,032	31,4	0,75	c
[C4 - F + U]	-0,015	67,6	0,89	d	-0,015	65,8	0,69	e	-0,051	19,5	0,93	b	-0,171	5,9	0,81	a

¹ Coeficiente calculado com os dados coletados entre os dias 20-130 de experimento, não considerando a fase de crescimento do início da avaliação.

A contagem de *E. faecalis* aumentou em todos os tratamentos até o dia 20, quando então iniciou-se o decaimento em diferentes taxas, mesmo comportamento reportado por Fidjeland et al. (2013a-b, manuscrito).

Em todas as amostragens o teste ANOVA detectou diferenças entre as combinações ($p < 0.05$). Com 100 dias [75%CO+U], 150%CO:CZ+U e [150%CO:CZ+U] atingiram aproximadamente 6 \log_{10} de redução. O teste Tukey confirmou que o desempenho deste grupo (a) na inativação de *E. faecalis* pôde ser considerado igual. O valor de Rd para estes tratamentos foi de 15,6, 16,0 e 9,8 dias, respectivamente (tabela 05). Seguindo o teste de ranqueamento o próximo grupo (b) foi 150%CO:CZ, [75%CO:CZ+U], [150%CO+U] e [C4 - F+U]. Os grupos seguintes estão listados na tabela 05. Não houve redução significativa em C1-150%S.

Com relação aos fatores de inativação das bactérias avaliadas, *E. faecalis* e *S. Typhimurium* foram mais afetadas pela combinação da elevação do pH de neutro a alcalino com a adição de uréia, o que consequentemente promoveu as maiores concentrações de amônia não ionizada. *Enterococcus faecalis* teve uma resposta mais lenta aos fatores do que *S. Typhimurium*. O Controle 4, composto por fezes e uréia apresentou uma inativação similar, enquanto no Controle 3 aonde o principal fator atuante era a secagem, não foi observado decaimento significativo das bactérias. Os tratamentos agrupados como a no teste Tukey para ambas as bactérias possuíam uréia no aditivo.

Estas questões apontadas sobre a atuação da uréia e a não atuação da secagem no processo de inativação podem ser visualizadas nos dados apresentados nas figuras 52 e 53. Estas figuras apresentam a contagem de bactérias cultiváveis (respectivamente *E. faecalis* e *S. Typhimurium*) ao longo do período experimental. Observa-se que a contagem de bactérias de todos os tratamentos e controle com adição de uréia diminuiu significativamente ao longo do tempo, o que não ocorreu com o C3 - F, o qual atingiu uma concentração de 91% de sólidos totais ao fim do experimento.

Figura 52. Concentração log de *E. faecalis* cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos [75%CO+U], 150%CO:CZ+U, [150%CO:CZ+U] (agrupados em a no teste Tukey) e controles F e [F+U].

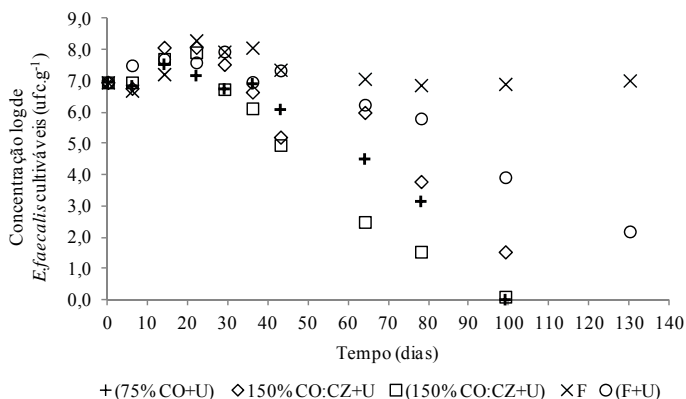
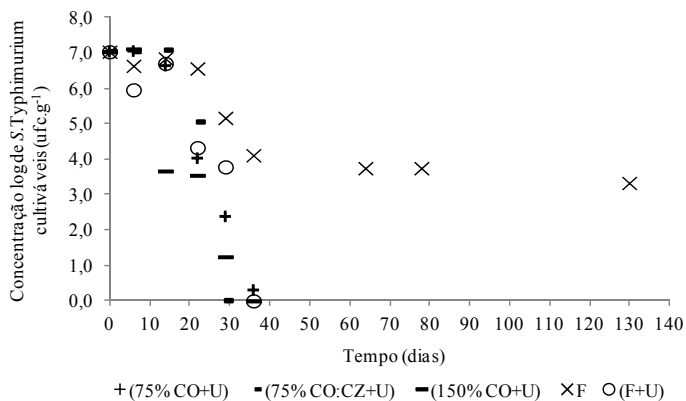


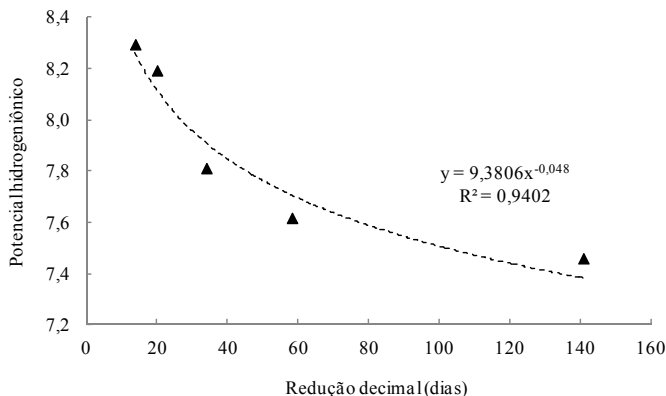
Figura 53. Concentração log de *S. Typhimurium* cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos [75%O+U], [75%O:A+U], [150%O+U] (agrupados em a no teste Tukey) e controles F e [F+U].



O uso de conchas de ostras com uréia foi mais efetivo na inativação de *S. Typhimurium*, pois promoveu maiores concentrações de amônia nas fezes. O uso da mistura de conchas de ostras, cinzas e uréia foi mais favorável à inativação de *E. faecalis*, pois esta mistura também elevou o pH das fezes. A figura 54 apresenta a correlação positiva entre o pH das fezes e as reduções decimais obtidas. Estudos têm demonstrado que *E. faecalis* é bastante afetado pelo pH mais do que

pela concentração de amônia, quando em temperaturas até 20°C (OTTOSON et al., 2008-a).

Figura 54. Correlação potencial positiva entre o pH das fezes e as reduções decimais calculadas para *E. faecalis*.



Após 130 dias, a contagem de bactérias foi muito pouco reduzida tanto nos tratamentos somente com conchas de ostras (300%CO, 150%CO, 75%CO) quanto nos controles (C1-150%S, C3-F), os quais tinham em comum um elevado percentual de sólidos totais e pH mais baixo quando comparados aos tratamentos com conchas de ostras e cinzas. Estes apresentaram consequentemente uma concentração mais baixa de amônia não ionizada. Assim, o fator de inativação prevalente identificado nos tratamentos e controles citados foi a secagem.

De acordo com Spector e Kenyon, 2012, algumas bactérias, dentre elas algumas linhagens de *Salmonella*, possuem uma série de defesas contra o efeito da secagem. Alguns componentes celulares auxiliam na diminuição do processo de secagem, enquanto outros promovem a manutenção da viabilidade da célula pela proteção de proteínas e membranas. Pôde-se constatar que o uso apenas de conchas de ostras não foi efetivo, pois promoveu somente a secagem do material fecal, no entanto, observa-se que quando estas foram enriquecidas com uréia o processo de inativação das bactérias foi mais efetivo.

A maior inativação de *E. faecalis* alcançada em [150%CO:CZ+U], 150%CO:CZ+U e [75%CO+U] promoveu uma redução decimal logarítmica (13,8 dias em média) que foi semelhante à reduções obtidas em estudo tratando fezes com aproximadamente 250%

de cinzas, o que no caso elevou bastante o pH, a 30°C (NIWAGABA et al., 2009-a). Comparando-se o estudo citado com o presente trabalho, o uso de conchas de ostras ou conchas com cinzas, com ou sem uréia, possui a vantagem de promover a mesma inativação com aproximadamente metade da quantia de aditivo, sob condições de temperatura mais limitantes.

A adição de uréia em maiores percentuais do que 0,5% (utilizada neste estudo) tem um efeito confirmado na inativação de Enterobacteriaceae. Estudos de Vinnerås et al., 2003, relatam a obtenção de reduções decimais de 0,7 e 3 dias para *Salmonella* spp. e *Enterococcus* spp., respectivamente, pela adição de 3% de uréia em fezes em sistemas fechados a 20°C. A adição de uréia em menores percentuais resultou em períodos de tratamento mais longos nos trabalhos de Nordin et al. (2009a-b). Por outro lado, a redução decimal de *Enterococcus* spp. em fezes armazenadas sem tratamento foi de 50 dias nos estudos de Vinnerås (2007). Em estudos com o tratamento de fezes com 0,5% de uréia a 14°C (o mesmo percentual utilizado no presente trabalho) a redução decimal obtida foi de 13 e 71 dias (NORDIN et al., 2009-b). Quando comparados estes dados com as reduções aqui obtidas de 6 e 20 dias, para *Salmonella* spp. e *Enterococcus* spp., respectivamente, pode-se observar a influência da temperatura na inativação. No mesmo estudo descrito acima (Nordin et al., 2009b) também foram obtidas inativações mais rápidas sob a temperatura de 34°C.

7.3.3 Bacteriófagos MS2 e Φ X

Para MS2, os tratamentos foram considerados estatisticamente diferentes em todas as amostragens ($p < 0.05$). A inativação variou substancialmente até o dia 50, sendo que não pôde ser estabelecida nenhuma tendência pelo teste Tukey. No entanto, a partir do dia 50 os tratamentos puderam ser agrupados com claras e diferentes tendências.

A inativação mais rápida foi alcançada em 150%CO:CZ+U e [150%CO:CZ+U] (a), com reduções decimais de 17,9 e 11,9 dias, respectivamente, correspondendo a redução de 6,5-7,5 unidades \log_{10} em 130 dias. O próximo grupo de tratamentos no ranqueamento foi [75%CO:CZ+U] e 150%CO:CZ (b). Os grupos seguintes estão listados na tabela 05.

Até o dia 15 do experimento os tratamentos não apresentaram diferença estatística na inativação do bacteriófago Φ X ($p > 0.05$), que

pôde ser considerada quase nula (menor do que 0,5 unidades \log_{10}). Após este primeiro período os tratamentos foram diferenciados entre si ($p < 0.05$). Do dia 20 até o fim do experimento os primeiros dois grupos foram bem definidos pelo teste Tukey. Com a maior inativação 150%CO:CZ+U compôs sozinho o grupo a com a respectiva redução decimal de 9,7 dias, correspondendo a 5,2 unidades \log_{10} em 50 dias. O grupo b foi composto por [150%CO:CZ+U] e 150%CO:CZ, com as respectivas reduções decimais de 11,6 e 14,1 dias. Os grupos seguintes estão listados na tabela 05.

A inativação dos bacteriófagos MS2 e Φ X foi influenciada mais fortemente pela combinação da secagem com elevação do pH (o que aumentou sutilmente a concentração de $N-NH_3$) do que pela concentração total de amônia.

Os tratamentos agrupados em a para MS2 e Φ X tinham uma baixa concentração média de amônia de 89 e 80mM, respectivamente, e concentrações de amônia não ionizada de 10,4 e 8,8 mM. No Controle 4, aonde as fezes foram expostas somente à uréia, houveram reduções decimais mais lentas (65,8 dias para MS2 e 67,6 dias para Φ X) comparadas com as reduções médias para os tratamentos dos grupos a e b ($R_d = 17,5$ dias para MS2 e 9,7 e 11,5 para Φ X). A redução no Controle 2, aonde somente fezes foram mantidas em caixas fechadas, também foi lenta sendo 71,9 dias para Φ X, e insignificante para MS2, enquanto no Controle 3, aonde o efeito da secagem foi predominante, houve também uma inativação significativa. As diferenças entre estes tratamentos e controles indicam a secagem e o pH como os principais fatores de inativação no sistema estudado, e mostram que a amônia não ionizada em concentrações baixas como a utilizada no estudo não afetam os bacteriófagos de forma significativa. As figuras 55 e 56 apresentam os dados que fundamentam as questões apontadas. Estas figuras apresentam a contagem de bacteriófagos cultiváveis (respectivamente MS2 e Φ X) ao longo do período experimental. Observa-se que a contagem de bacteriófagos do controle com adição de uréia e do controle somente com fezes no sistema fechado foi mais elevada durante todo o experimento quando comparada aos outros tratamentos e controle com fezes no sistema aberto.

Figura 55. Concentração log de MS2 cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos 150%CO:CZ, 150%CO:CZ+U, [150%CO:CZ+U] agrupados em a e b no teste Tukey) e controles F e [F+U].

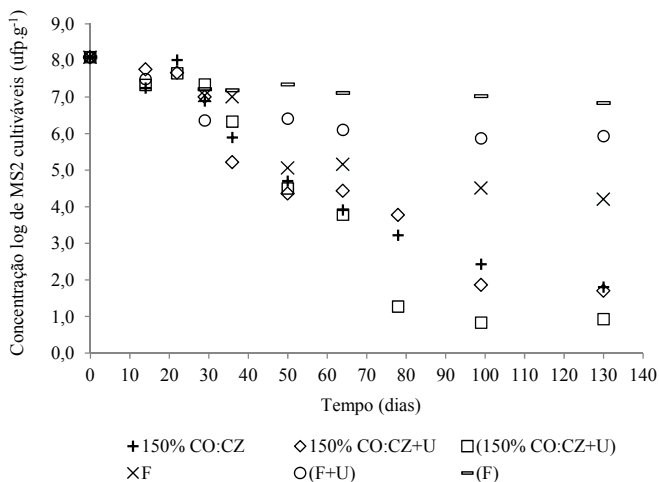
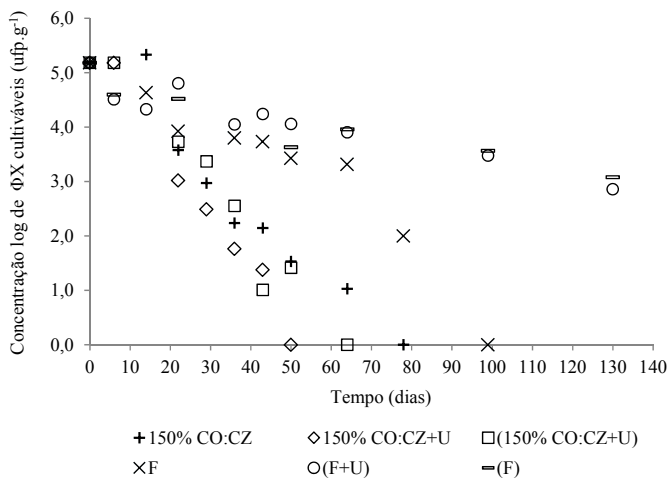


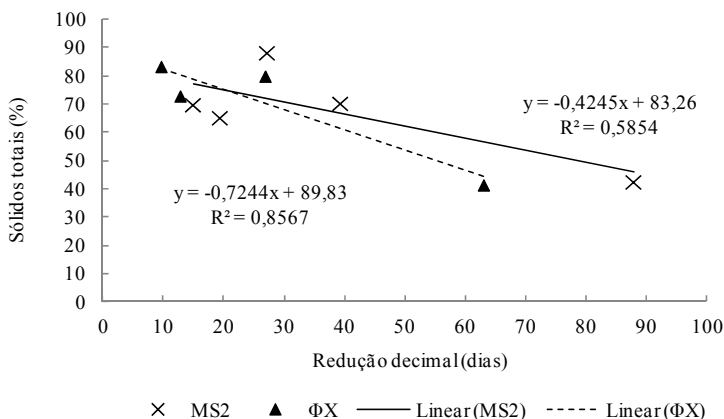
Figura 56. Concentração log de ΦX cultiváveis durante o período de avaliação para os tratamentos 150%CO:CZ, 150%CO:CZ+U, [150%CO:CZ+U] agrupados em a e b no teste Tukey) e controles F, [F+U] e [F].



Estudos sobre a inativação de bacteriófagos em banheiros secos com compostagem utilizando serragem como aditivo apontou uma alta dependência da umidade e temperatura, com um valor de Rd de MS2 de aproximadamente 3,4 dias em uma matriz com 50% de água a 30°C (KAZAMA et al., 2011). Estudos de inativação em urina reportam que a redução de 90% de umidade resultou em 75% de inativação (Decrey et al., 2011), confirmando os efeitos da secagem na inativação de bacteriófagos, similar também ao que foi detectado em 150%CO:CZ+U e nos controles que foram mantidos abertos e atingiram elevada concentração de ST, como C1-F+S.

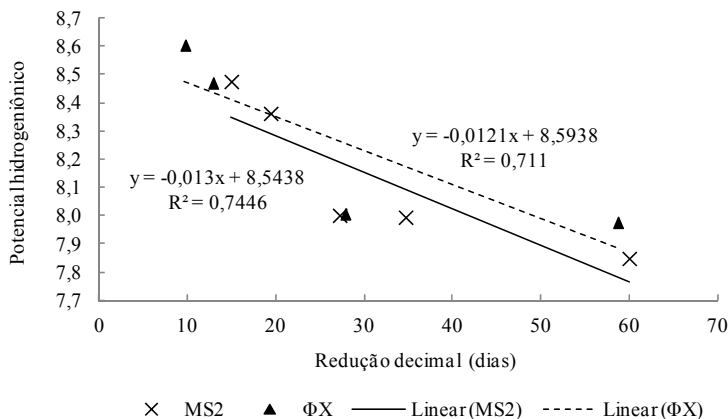
De acordo com os dados coletados pôde-se verificar ainda que a resposta do Φ X frente ao fator secagem foi mais significativa do que a resposta do MS2 (figura 57). A inativação mais rápida do Φ X (Rd = 9,7 dias) ocorreu no tratamento 150%O:A+U, o qual apresentou 83% de ST e pH máximo de 10,2 (média 8,6). Apesar de uréia ter sido incluída no aditivo, a concentração de amônia total nas fezes foi baixa.

Figura 57. Correlação linear entre o percentual de sólidos totais das fezes e as reduções decimais calculadas para MS2 e Φ X.



O uso de conchas de ostras e cinzas, e não somente conchas de ostras, foi mais eficiente na inativação de MS2 pois a mistura elevou também o pH na camada de fezes. A figura 58 apresenta as correlações positivas entre o pH e a inativação dos bacteriófagos avaliados.

Figura 58. Correlação linear entre o pH das fezes e as reduções decimais calculadas para MS2 e Φ X.



A utilização de grandes quantidades de aditivos (com exceção de aditivos muito alcalinos, como a cal) para cobrir as fezes em banheiros secos pode criar uma camada protetora que acaba por preservar as características das fezes, o que permite a maior sobrevivência dos microorganismos ao invés da maior inativação. Isto foi observado no tratamento onde foi utilizado 300% de conchas de ostras, o qual teve uma insignificante inativação de *S. Typhimurium*, *E. faecalis* e MS2. Observa-se que é uma prática comum as pessoas adicionarem grandes quantidades de aditivos para cobrir as fezes em banheiros secos, no entanto, os resultados indicaram que para melhor inativação há um limite na quantidade de aditivo que deve ser utilizado.

Os tratamentos mais promissores testados foram [150%CO:CZ+U], 150%CO:CZ+U e 150%CO:CZ. Com os modelos calculados estes tratamentos poderiam inativar, por exemplo, $7\log_{10}$ de todas as bactérias e bacteriófagos avaliados em um período máximo de 83, 125 e 183 dias, respectivamente, com MS2 sendo o microorganismo limitante nos primeiros dois casos e *E. faecalis* no terceiro.

7.4 Conclusões

- A combinação dos fatores (pH, secagem e amônia) mostrou resultados promissores na sanitização de fezes;

- A maximização dos efeitos individuais destes fatores em um processo combinado possibilitou a produção de um material seguro a partir de uma tecnologia de baixo custo e manutenção, aplicável para banheiros secos com segregação de urina;
- O uso de aditivos orgânicos, como a serragem, ou o não uso de aditivos resultou em uma baixa redução dos microorganismos avaliados;
- Salienta-se ainda que se somente conchas de ostras forem utilizadas como aditivo a uréia é mais eficientemente hidrolisada em amônia;
- Foi detectado um limite na quantidade de conchas de ostras utilizada a partir do qual a eficiência na inativação foi reduzida: 300% com relação à massa úmida de fezes;
- Os fatores mais significativos identificados na inativação das bactérias foram a concentração de amônia não ionizada pela adição de uréia juntamente com o pH, sendo que *Enterococcus faecalis* foi mais afetado pela elevação do pH do que *Salmonella Typhimurium*;
- Os fatores mais significativos identificados na inativação dos bacteriófagos foram a secagem juntamente com o pH, sendo que a resposta do ΦX frente à secagem foi maior do que a resposta do MS2;
- A alternativa de tratamento mais promissora foi 150%CO:CZ+U pois houve uma elevada redução das bactérias e bacteriófagos e há indicações de que este tratamento seria também eficiente na inativação de ovos de helmintos.

CAPÍTULO 8: Inativação de ovos de *Ascaris suum* e *Ascaris lumbricoides* em fezes humanas por secagem, uréia e carbonato

8.1 Objetivos específicos e hipóteses relacionadas

- Avaliar o efeito de três aditivos (cinzas, cinzas + conchas de ostras + uréia e conchas de ostras + uréia) na estabilização das fezes e inativação de ovos de *Ascaris suum* e *Ascaris lumbricoides* em compartimentos pilotos de banheiros secos com segregação de urina;
- Modelar o decaimento da viabilidade dos ovos de *Ascaris* nas fezes tratadas com os aditivos estudados para estimativa do tempo de estocagem necessário para que as fezes possam ser reutilizadas de forma segura;

As hipóteses relacionadas a estes objetivos específicos são:

- Os ovos de áscaris possuem elevada resistência aos processos de tratamento comumente empregados em fezes provenientes de banheiros secos. A combinação dos fatores secagem e concentração de amônia não ionizada obtida a partir da adição de uréia às fezes potencializa a inativação dos ovos;
- As conchas de ostras por serem compostas por carbonato de cálcio podem ter um papel diferenciado na elevação da concentração de íons carbonato nas fezes quando em pH elevado, o que juntamente com a amônia não ionizada atuaria na inativação dos ovos de *Ascaris*.

8.2 Metodologia

Este estudo foi dividido em duas etapas. Na primeira foi realizado um experimento em menor escala, em um formato semelhante ao experimento apresentado no capítulo 7. Esta etapa foi realizada na Universidade Sueca de Ciências Agrárias e Instituto Nacional de Veterinária da Suécia, onde foi avaliada a inativação de ovos de *Ascaris suum*.

A partir dos resultados desta primeira etapa foi elaborada a segunda parte do estudo, em maior escala, onde foi avaliada a inativação de ovos de *Ascaris lumbricoides* e *Ascaris suum*, sendo esta realizada na Universidade Federal de Santa Catarina.

Foram selecionados para avaliação ovos de áscaris, pois os mesmos são reconhecidos como muito resistentes às condições adversas de inativação, sendo considerados importantes indicadores da eficiência de processos de higienização.

As fezes humanas utilizadas nos experimentos foram coletadas de voluntários em sacolas plásticas, e foram mantidas congeladas a -20°C até o início dos experimentos. No total foram utilizados 6,6kg no experimento 1 e 28,8kg no experimento 2. Os períodos de coleta de fezes foram de 15 e 45 dias respectivamente.

Para realização dos estudos foram utilizados aproximadamente 430.000 ovos de *A. suum* e 900.000 ovos de *A. lumbricoides*. Os ovos de *A. suum* foram obtidos diretamente do útero de fêmeas adultas do verme, e os ovos de *A. lumbricoides* a partir de fezes contaminadas de pessoas com ascaridíase, ou seja, após a excreção dos mesmos pelas fêmeas do verme.

8.2.1 Procedimento experimental – etapa 1

Obtenção e extração dos ovos de *Ascaris suum*

Os ovos de *A. suum* utilizados nesta etapa foram obtidos de vermes adultos de *Ascaris*, os quais foram coletados de abatedouros de suínos na cidade de Uppsala, Suécia. Os ovos foram coletados por dissecação do útero dos vermes fêmeas adultos (nos 2 cm posteriores), e mantidos a 4°C em solução de H₂SO₄ 0,1N. Foi utilizado hipoclorito de cálcio para remoção da membrana uterina dos ovos.

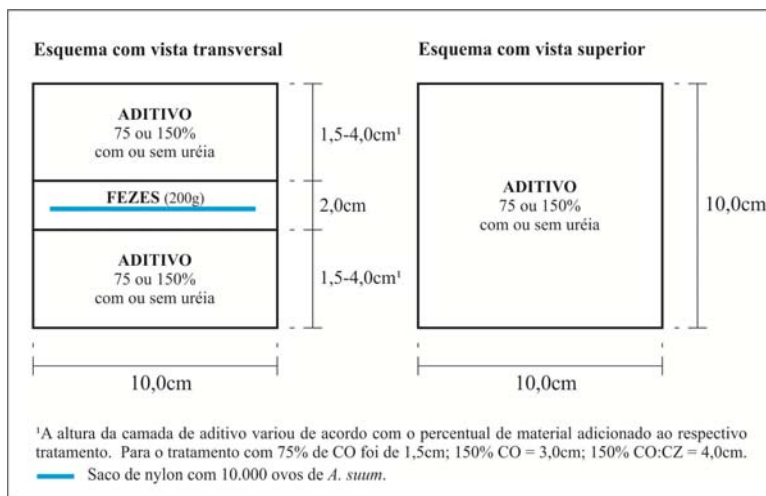
Aproximadamente 10.000 ovos foram injetados dentro de sacos de nylon permeáveis (7x7 cm, malha 32 μm), os quais foram utilizados no experimento. Foram utilizados 24 sacos com 10.000 ovos cada.

Experimento

O experimento foi conduzido em escala piloto simulando as condições das fezes e aditivos no interior do compartimento de um banheiro seco com segregação de fezes e urina humanas.

A configuração e materiais utilizados foram os mesmos do experimento apresentado no capítulo 7, com a diferença de que neste os tratamentos foram montados com somente uma camada de fezes e duas camadas respectivas de aditivos (figura 59).

Figura 59. Diagrama dos componentes e configuração dos tratamentos – etapa 1.



O quadro 14 apresenta as principais características do experimento.

Quadro 14. Características principais dos tratamentos e controles do experimento.

Tratamentos e Controles	Percentual de aditivo ¹	Aditivo ²	Uréia ⁴	Fechado ou aberto
150% CO	150%	Conchas de ostras	-	Aberto
[75% CO + U]	75%	Conchas de ostras	0,5%	Fechado
[150% CO + U]	150%	Conchas de ostras	0,5%	Fechado
[150% CO:CZ + U]	150%	Conchas de ostras + Cinzas ³	0,5%	Fechado
[C - F + U]	-	-	0,5%	Fechado

¹O percentual de aditivo foi calculado em termos de massa com relação à massa de fezes (base úmida). ²Os aditivos foram preparados antes do uso, as conchas de ostras foram trituradas e as cinzas peneiradas. ³A mistura de conchas de ostras e cinzas teve uma proporção de 1:1 em termos de massa seca. ⁴O percentual de uréia foi calculado em termos de massa úmida de fezes.

No meio de cada porção de fezes foi colocado um saco de nylon com aproximadamente 10.000 ovos de *A. suum*. Cada tratamento foi feito com cinco repetições para que as amostragens pudessem ser destrutivas.

As amostragens foram realizadas nos dias 10, 20, 40, 80 e 120. Foi realizada também a avaliação da viabilidade inicial dos ovos, e a avaliação de um controle puro ao final do experimento, no qual os ovos foram mantidos em solução de cloreto de sódio pH 7,0.

Este experimento foi realizado durante o período de estágio de doutorado na Suécia, concomitantemente ao experimento descrito no capítulo 7. As condições de controle foram as mesmas daquelas descritas no capítulo, temperatura de $22 \pm 2^\circ\text{C}$ e umidade relativa do ar $45 \pm 5\%$. Os resultados das avaliações físico-químicas dos tratamentos daquele experimento foram utilizadas também neste capítulo (pH, % de sólidos totais e amônia¹).

Para amostragem dos ovos de áscaris as caixas eram abertas e os sacos de nylon removidos das camadas de fezes. Os mesmos eram lavados em água corrente e imediatamente colocados em solução de ácido sulfúrico 0,1N e levados para incubação em estufa com a temperatura controlada em 28°C por 30 dias.

Antes da incubação os ovos eram pré-avaliados (100 ovos por saco) para verificação de suas condições e detecção de algum pré-desenvolvimento embrionário. Após o período de incubação (dia 30) eles eram avaliados e classificados como inférteis, inviáveis ou viáveis, segundo as referências USEPA (2003) e Espinoza, et al. (2012). Para esta análise final procurou-se sempre avaliar pelo menos 1000 ovos para que uma redução de 3 logs₁₀ pudesse ser visualizada.

¹ Observa-se que o nitrogênio na forma iônica NH_4^+ é referido no texto como nitrogênio amoniacal, amônia ou amônia ionizada, enquanto o nitrogênio na forma $\text{NH}_3(\text{aq})$ é sempre referido como amônia não ionizada.

Em 30 dias a 28°C, se viáveis, os ovos de áscaris devem se desenvolver até o estágio larval. Na avaliação foram considerados como inviáveis todos os ovos que pararam em algum estágio de desenvolvimento embrionário que não o estágio larval, ou ovos que apresentaram algum tipo de deterioração sem a presença de larvas com movimento. Foram considerados ovos viáveis todos aqueles que se desenvolveram até o estágio larval, com mobilidade (larva viável).

A avaliação da viabilidade foi calculada sempre com relação a 1000 ovos, tanto em redução logarítmica como em redução percentual.

8.2.2 Procedimento experimental – etapa 2

Obtenção e extração dos ovos de *Ascaris lumbricoides*

Os ovos de *A. lumbricoides* foram obtidos de fezes de pessoas infectadas com o parasita. Foram coletadas duas porções inteiras de duas defecações de quatro pessoas (um adulto e três crianças).

Cada porção de uma defecação foi homogeneizada e separada em porções menores de 10 gramas cada, as quais foram misturadas em 1L de H₂SO₄ 0,1N e refrigeradas a 4°C. Após todas as fezes contaminadas serem preparadas de acordo com este procedimento, as soluções acidificadas foram peneiradas em malha 50 MESH e em seguida os ovos foram retidos em uma malha 400 MESH. Os sedimentos com os ovos foram lavados e retirados desta malha com uma solução de tampão fosfato (pH 7,2) com 1% de Tween 80. Esta solução foi mantida a 4°C, armazenada em um cálice de sedimentação durante 12 horas. Todo o sedimento (100mL) foi separado e dividido em tubos falcon com solução de sulfato de magnésio de gravidade específica 1,2 (1mL de sedimento + 45mL de solução de MgSO₄). Os tubos foram centrifugados por quatro vezes consecutivas (800xg - 10 minutos). Ao final de cada centrifugação o sobrenadante era coletado e os ovos flotados eram retidos novamente em malha 400 MESH. Os ovos eram lavados da malha com solução tampão fosfato e mantidos a 4°C em solução de H₂SO₄ 0,1N.

Todo este procedimento foi adaptado para este estudo, pois não existem metodologias com este objetivo específico de extração e produção de uma solução com ovos de áscaris a partir de fezes humanas contaminadas. Ao final foi possível a obtenção de uma solução de 100 mL com aproximadamente 2 milhões de ovos. Observa-se que todas as

etapas deste procedimento foram controladas com a avaliação microscópica dos ovos.

Aproximadamente 10.000 ovos de *A. lumbricoides* foram adicionados dentro de sacos de nylon permeáveis (7x7 cm, malha 32 µm), os quais foram utilizados no experimento.

Experimento

Este experimento foi conduzido em laboratório sob condições controladas, no entanto, sua escala foi a mesma encontrada em condições reais de compartimentos de acúmulo de fezes de banheiros secos.

Três compartimentos com fezes e aditivos foram montados durante oito dias consecutivos, reproduzindo o uso diário de um banheiro seco por seis pessoas durante o período.

No período da manhã seis porções de 200 gramas de fezes eram colocadas em cada compartimento simulando seis defecações, formando uma camada de 1,2 kg de fezes com aproximadamente 2 cm de espessura.

Sobre cada “defecação” foi adicionada uma porção de aditivo. Este procedimento foi repetido durante os oito dias, completando oito camadas de fezes e as respectivas nove camadas de aditivos (sendo uma camada adicional no fundo dos compartimentos), totalizando 25,8 kg por compartimento (9,6 kg de fezes e 16,6 kg de aditivo).

Cada compartimento foi composto por caixas feitas de um material rígido de papel compensado revestidas internamente com plástico. As caixas tinham as seguintes dimensões: 0,30m de largura, 0,20 m de comprimento e 0,70 m de altura. Para a melhor simulação das condições de um compartimento de um banheiro seco as caixas foram fechadas com uma cobertura transparente, onde foram conectadas colunas de ventilação de 50mm de diâmetro. A área de ventilação correspondeu a 3,3% da área superficial de fezes.

Os aditivos a serem avaliados levaram em consideração os melhores resultados da etapa 1 realizada com *A. suum*, bem como os resultados obtidos com os experimentos apresentados nos capítulos 6 e 7. Foi avaliado um tipo de aditivo em cada compartimento. Os aditivos foram:

- Cinzas de madeira (CZ);
- Conchas de ostras trituradas + Cinzas de madeira (1:1) + 1% Uréia (CO:CZ+U);

- Conchas de ostras trituradas + 1% Uréia (CO+U).

Na etapa 1 e no experimento com inativação de patógenos do capítulo 7 não foi avaliada somente as cinzas como aditivo, no entanto, optou-se por incluí-la neste estudo tendo em vista os bons resultados obtidos no experimento do capítulo 6, somados à sua “popularidade” e comum utilização em banheiros secos. Assim se teria uma resposta do tempo de tratamento necessário a ser aplicado às fezes com cinzas tendo como fator limitante a inativação de ovos de áscaris. Observa-se que este dado é muito importante em termos práticos tendo em vista a grande quantidade de pessoas que já fazem a utilização deste aditivo.

A quantidade de aditivo utilizado foi de 150% com relação à massa úmida de fezes, ou seja, cada 200g de fezes foi coberta com 300g de aditivo. A quantidade de uréia misturada aos aditivos foi 0,7% da massa de aditivo, ou 1% da massa de fezes (base úmida).

As cinzas de madeira foram obtidas de uma caldeira (21,6kg) e as conchas de ostras de uma fazenda de maricultura (21,6kg). As cinzas foram peneiradas antes do uso e as conchas de ostras foram lavadas em água corrente, secas ao sol naturalmente e moídas mecanicamente até atingirem uma granulometria entre 0,5 e 1,0mm. A uréia utilizada para “enriquecer” os aditivos foi $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$ (padrão analítico) em pó.

Um saco de nylon com 10.000 ovos de *A. lumbricoides* foi colocado no meio de cada porção de 200 gramas de fezes nas primeiras cinco camadas de cada compartimento, totalizando 30 sacos (300.000 ovos por compartimento). Foram colocados também três sacos de nylon com 5.000 ovos de *A. suum* nas camadas 1, 3 e 5 de cada compartimento (45.000 ovos por compartimento).

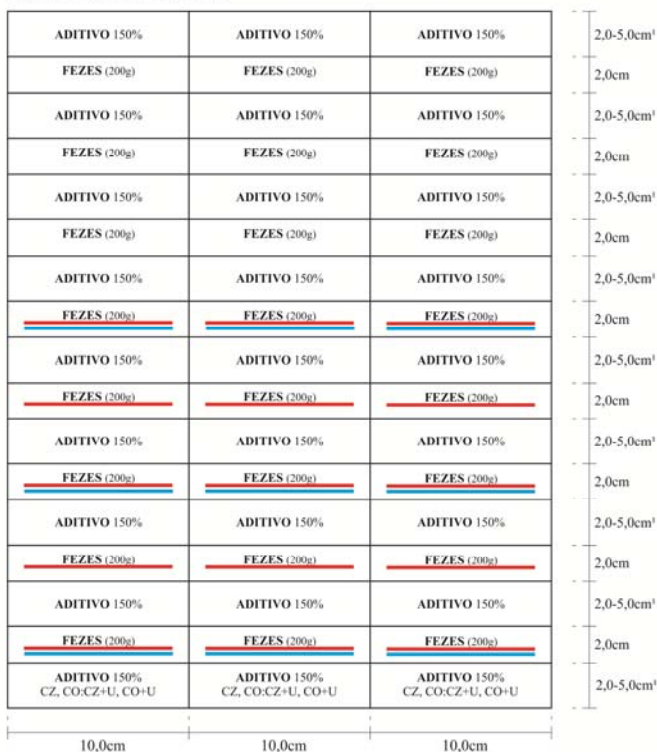
Os ovos de *A. suum* utilizados nesta etapa foram provenientes da mesma solução produzida durante a etapa 1. Estes ovos foram utilizados como medida de controle, pois o procedimento de extração realizado com os ovos de *A. lumbricoides* estava sendo avaliado pela primeira vez. E também se tinha como objetivo secundário a comparação entre o comportamento frente aos fatores de inativação obtido por ambos, pois existe atualmente bastante controvérsia com relação à distinção das espécies e à diferença de resistência dos ovos quando obtidos diretamente do verme adulto ou de fezes contaminadas.

A figura 60 apresenta uma foto do experimento, e a figura 61 um esquema com uma vista transversal e uma vista superior dos compartimentos de fezes.

Figura 60. Experimento com os três compartimentos pilotos para o tratamento de fezes humanas – etapa 2.



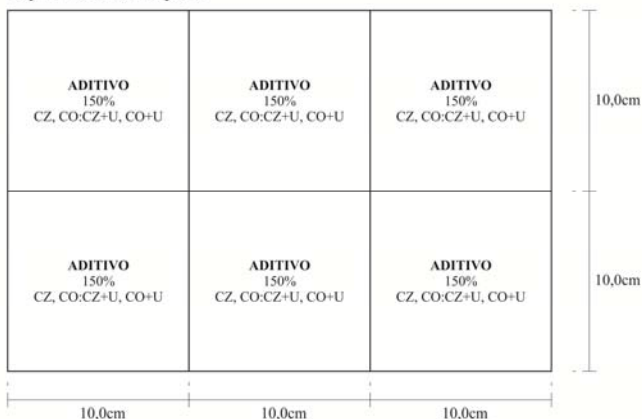
Figura 61. Diagrama dos componentes e configuração dos tratamentos – etapa 2.
Esquema com vista transversal



¹A altura da camada de aditivo variou de acordo com o material. CO+U = 2,0cm; CO:CZ+U = 4,0cm; CZ = 5,0cm.

— Saco de nylon com 10.000 ovos de *A. lumbricoides* cada. — Saco de nylon com 5.000 ovos de *A. suum* cada.

Esquema com vista superior



O experimento foi conduzido pelo período de 144 dias. As amostragens foram realizadas nos dias 7, 21, 49, 77, 113 e 144 para *A. lumbricoides* e nos dias 77, 113 e 144 para *A. suum*.

Em cada amostragem foi removido 1 saco de cada camada de fezes, ou seja, 5 sacos de cada compartimento. Desta forma a avaliação da viabilidade dos ovos foi feita com cinco repetições em cada amostragem.

As caixas que simularam os compartimentos de fezes foram confeccionadas com aberturas laterais para que se pudesse acessar cada camada de fezes onde estavam depositados os sacos, sem que a estrutura fosse danificada.

Após retirados os sacos com os ovos a metodologia de incubação e análise dos mesmos foi idêntica à descrita no item 8.2.1.

Juntamente com a amostragem dos ovos foram realizadas análises físico-químicas das fezes nas camadas. Os parâmetros mensurados foram: potencial hidrogeniônico, nitrogênio amoniacal como NH_3 e série de sólidos totais (totais, fixos e voláteis). Estas análises seguiram as recomendações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

8.2.3 Avaliação dos dados

Uma avaliação geral dos dados físico-químicos foi realizada com estatística descritiva. Os coeficientes de taxa de inativação foram determinados para os ovos de áscaris em todos os tratamentos baseados em coeficientes de correlação aceitáveis (>0.65) em regressão linear – escala log-linear de acordo com um decaimento exponencial de primeira ordem. Valores zero não foram utilizados na modelagem. O software utilizado foi Microsoft Excel.

Foi determinado também o tempo de fase lag, quando observado, pela interpolação das retas de regressão linear das duas tendências observadas graficamente. Assim, o cálculo dos coeficientes de inativação foi dividido entre as fases lag e fase de decaimento linear.

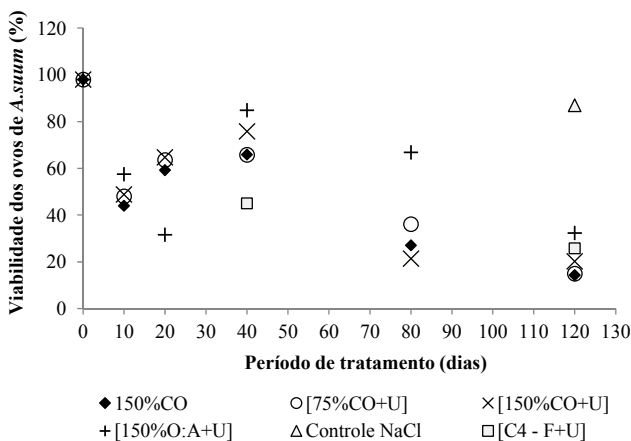
8.3 Resultados e Discussões

8.3.1 Etapa 1 – Inativação de ovos de *Ascaris suum*

A viabilidade inicial dos ovos de *A. suum* utilizados no experimento foi de 98%.

Na primeira amostragem (10 dias) a viabilidade em todos os tratamentos declinou em média 50%. Nos 30 dias seguintes a viabilidade elevou-se de forma linear e similar em 150%CO, [75%CO+U] e [150%CO+U], alcançando em média 70%. [150%CO:CZ+U] apresentou um comportamento diferente dos demais com a diminuição da viabilidade até 32% nos primeiros 20 dias (duas amostragens), seguido por uma elevação nos 20 dias seguintes até 85%. Na quarta e quinta amostragens (80 e 120 dias) a viabilidade dos ovos diminuiu, alcançando 14, 15, 20 e 32% em 150%CO, [75%CO+U], [150%CO+U] e [150%CO:CZ+U], respectivamente (figura 62).

Figura 62. Percentual de viabilidade dos ovos de *A. suum* ao longo do período de tratamento.



Apesar da variação da viabilidade observada nos primeiros 40 dias seguida de uma tendência de decaimento até o final do experimento, não foi observada inativação expressiva dos ovos nos tratamentos ($< 1 \log_{10}$ em 120 dias). Pode-se inclusive levantar a hipótese dos ovos não terem saído da fase lag no período.

Mesmo com o baixo decaimento da viabilidade foi aplicado o modelo de regressão linear com os dados a partir da terceira amostragem. Com o modelo a redução decimal de uma unidade logarítmica em 150%CO, [75%CO+U], [150%CO+U] e [150%CO:CZ+U] seria de 120, 139, 125 e 192 dias, respectivamente (tabela 06). Os controles [C2-F] e [C4-F+U] não foram modelados, pois só realizaram-se duas amostragens em cada.

Tabela 06. Coeficientes de inativação (k), redução logarítmica decimal (Rd) e coeficientes de correlação (R^2) calculados para os ovos de *A. suum* nos tratamentos a partir de regressão linear.

Tratamento	Período inicial não considerado no modelo de decaimento linear (dias)	K	Rd (dias)	Redução de $3\log_{10}$ (dias)	R^2
150%CO	40	-0,0083	120	360	0,99
[75%CO+U]	40	-0,0072	139	417	0,78
[150%CO:CZ+U]	40	-0,0080	125	375	0,99
[150%CO+U]	40	-0,0052	192	576	0,92

O comportamento dos ovos de *A. suum* observado neste estudo ressalta a importância da avaliação deste helminto por períodos de tempo mais longos, por mostrar-se um dos indicadores mais conservadores em termos de inativação. A elevada resistência dos ovos de áscaris tem sido atribuída principalmente à espessa parede que recobre a larva em desenvolvimento no ovo (HEASELGRAVE e KILVINGTON, 2011).

Os tratamentos (mais claramente 150%CO, [150%CO+U] e [75%CO+U]) mostraram um decréscimo na viabilidade dos ovos nos primeiros 10 dias, seguido de uma elevação. Este comportamento sugere uma capacidade de auto recuperação após um evento de estresse, ou é possível, apesar de menos provável, que os ovos inviáveis tenham se degradado o que pode ter culminado em uma falsa leitura de alta viabilidade, pois o que foi medido foi a correlação entre ovos viáveis e não viáveis, e não a concentração.

Comportamentos semelhantes foram reportados em outros estudos, por exemplo, avaliando a inativação de *A. suum* em dejetos de suínos (45% ST, pH 3,9-4,4, 15-25°C), a viabilidade diminuiu de 100 para 40% nos primeiros 28 dias, seguida de uma elevação até 70% em 56 dias (HERNANDEZ et al., 2004).

Temperatura, secagem e radiação ultravioleta são os principais fatores atuantes na inativação de ovos de áscaris nos chamados sistemas naturais de saneamento (KONÉ et al., 2007). Neste estudo a maior inativação observada entre os tratamentos avaliados ocorreu no único aberto, 150%O, onde os ST atingiram 82%. E pôde-se constatar que em todas as amostragens de 150%O os ovos inviáveis apresentaram defeitos nas membranas, enquanto nos outros tratamentos os ovos inviáveis se diferiram dos demais apenas por não apresentarem desenvolvimento larval. Segundo Wharton (1980) quando expostos à secagem, os ovos de nematoides perdem água lentamente e à membrana do ovo tem sido atribuída a proteção contra esse efeito. No entanto, a taxa de perda de água aumenta exponencialmente com a elevação da temperatura (Wharton, 1979) e apesar dos ovos de *Ascaris* perderem água muito lentamente, eles são sensíveis à secagem em longo prazo.

O efeito na amônia foi provavelmente menos significativo em função das baixas concentrações avaliadas. Estudos reportam que uma concentração de amônia não ionizada de 610 mM seria suficiente para inativação de aproximadamente 4 unidades logarítmicas de *A.suum* em 4 semanas, a uma temperatura de 24°C (VINNERÅS et al., 2009). A adição de uréia ocasiona aumentos na inativação que são reportados como dose-dependentes. No presente estudo o pH provavelmente também não foi significativo na inativação pois os valores máximos não ultrapassaram 10, bem como os valores máximos de amônia não ionizada não ultrapassaram 25mM. Os estudos de Pecson et al. (2007) relatam que não foram observados efeitos do pH na inativação quando este variou entre 7 e 12, também a 20°C.

A montagem do experimento da etapa 2 teve como base os resultados acima descritos. Foi realizado um estudo mais aprofundado, em maior escala e com as duas espécies de *Ascaris*. Buscou-se a união dos fatores de inativação secagem e concentração de amônia não ionizada por meio do estudo de sistemas abertos com aditivos enriquecidos com maior percentual de uréia (1%).

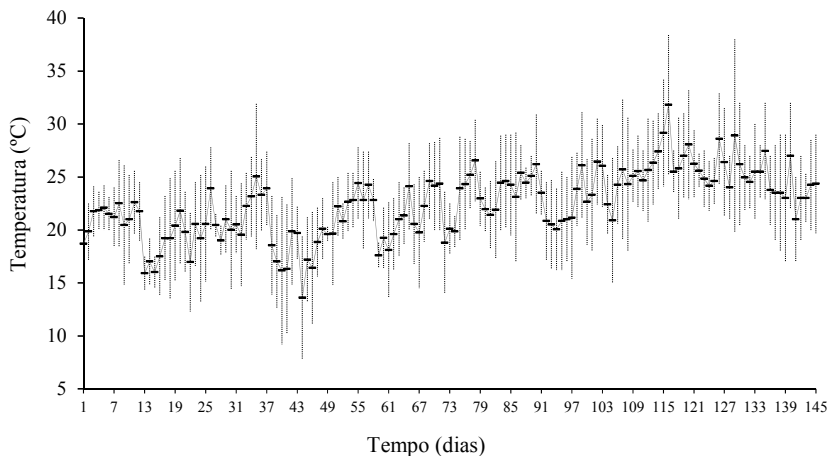
8.3.2 Etapa 2 – Inativação de ovos de *Ascaris lumbricoides* e *Ascaris suum*

Parâmetros físico-químicos

Diferentemente do estudo da etapa 1, na etapa 2 a temperatura ambiente não foi controlada, no entanto foi monitorada diariamente. O período de realização do experimento foi de agosto de 2012 a janeiro de

2013 e as temperaturas no período variaram entre 7,8 e 38,4°C, ficando em média 23,1°C (figura 63). Observa-se que a temperatura no interior dos compartimentos manteve-se sempre entre 1-1,5°C mais elevada do que a temperatura ambiente, o que ocorreu em função dos processos exotérmicos de degradação da matéria orgânica.

Figura 63. Temperaturas médias (-), máximas e mínimas diárias no período do experimento.



Com relação aos parâmetros físico-químicos monitorados não houve diferenças entre as cinco camadas de fezes dos compartimentos. Sendo assim, os valores aqui apresentados são referentes sempre às médias dos cinco dados coletados das cinco camadas em cada tratamento. A única exceção foram as últimas camadas dos três compartimentos, as quais apresentaram uma secagem diferente das demais, atingindo elevados valores de sólidos totais já nas primeiras semanas de experimento (em média 80%). No entanto, ressalta-se que isto só ocorreu nestas camadas superficiais e não foram adicionados ovos de *áscaris* nas mesmas.

O pH das fezes no início do experimento foi de 6,67. Semelhante ao que já havia sido visualizado nos experimentos anteriores a elevação do pH ocorreu ao longo do período, sendo iniciada logo após o contato com os aditivos. Os maiores valores de pH foram mensurados nas fezes do tratamento com cinzas (10,22), seguido pelo tratamento com cinzas e conchas de ostras (10,11) e somente conchas de ostras (9,00), sendo que

as respectivas médias foram 9,14, 9,23 e 8,75 (figuras 64 e 65). Observa-se que, como já havia sido avaliado no capítulo 7, o pH das fezes não atingiu o pH dos aditivos dentro dos compartimentos em função da estrutura que é formada em camadas e não como uma mistura homogênea. Isto foi constatado para o tratamento com cinzas e cinzas + conchas de ostras. O pH destes aditivos foi de 12,6 e 10,8, respectivamente. O pH das conchas de ostras foi de 8,8 e observa-se que neste tratamento as fezes atingiram pH de 8,75 em média. Ressalta-se que nos tratamentos onde uréia foi adicionada a elevação do pH deveu-se também à hidrólise da mesma em amônia, pois a reação libera carbonatos.

Figura 64. Valores de pH médios, máximos e mínimos nos três tratamentos avaliados.

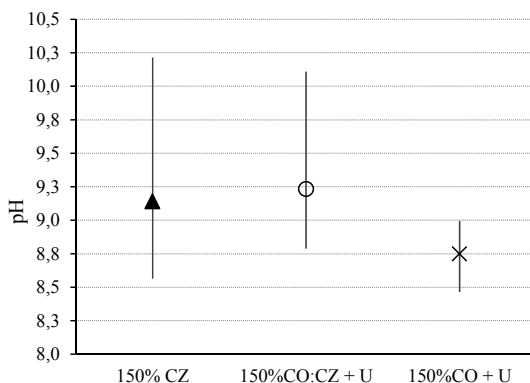
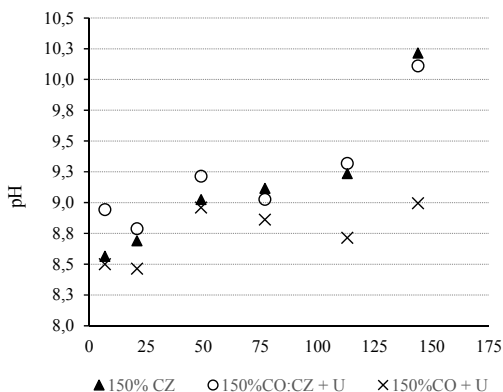


Figura 65. Valores de pH nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.



O nitrogênio amoniacal foi mensurado analiticamente na forma de amônia não ionizada por meio da elevação do pH das amostras até 9,5. A partir destes dados, do pKa e temperatura foi calculada a concentração real de amônia não ionizada nas fezes no interior dos compartimentos (figuras 66 e 67).

Na sequência de cálculos as concentrações de NH_3 reais foram calculadas a partir das concentrações de nitrogênio amoniacal total, as quais foram obtidas a partir da fração de NH_3 detectada na análise laboratorial. Esta fração foi calculada a partir do pH da amostra analisada (9,50) e dos respectivos pKas calculados para cada amostra em função das diferentes temperaturas. A tabela 07 apresenta os parâmetros utilizados nos cálculos.

Tabela 07. Concentrações de amônia não ionizada, pH e temperatura mensurados analiticamente e parâmetros calculados no experimento de inativação de ovos de *A.suum* e *A.lumbricoides*.

150% CZ								
Dia	NH ₃ (mg.Kg ⁻¹) ¹	pH ¹	NH ₃ (mM) ^{2,a}	T fezes (°C) ¹	T fezes (K) ^{2,b}	pKa ^{2,c}	fNH ₃ (%) ^{2,d}	NAT (mM) ²
7	280,0	8,56	16,5	24,0	297,2	9,28	37,4	44,0
21	546,0	8,69	32,1	18,5	291,6	9,45	47,2	68,0
49	441,0	9,02	25,9	21,2	294,3	9,37	42,4	61,2
77	413,0	9,12	24,3	27,6	300,7	9,17	31,8	76,4
113	294,0	9,24	17,3	28,4	301,6	9,14	30,5	56,6
144	372,4	10,22	21,9	27,0	300,2	9,19	32,6	67,1
150% CO:CZ + U								
Dia	NH ₃ (mg.Kg ⁻¹) ¹	pH ¹	NH ₃ (mM) ^{2,a}	T fezes (°C) ¹	T fezes (K) ^{2,b}	pKa ^{2,c}	fNH ₃ (%) ^{2,d}	NAT (mM) ²
7	518,0	8,94	30,5	24,0	297,2	9,28	37,4	81,4
21	721,0	8,79	42,4	18,5	291,6	9,45	47,2	89,8
49	539,0	9,21	31,7	21,2	294,3	9,37	42,4	74,9
77	448,0	9,03	26,4	27,6	300,7	9,17	31,8	82,9
113	335,2	9,32	19,7	28,4	301,6	9,14	30,5	64,6
144	386,4	10,11	22,7	27,0	300,2	9,19	32,6	69,6
150% CO + U								
Dia	NH ₃ (mg.Kg ⁻¹) ¹	pH ¹	NH ₃ (mM) ^{2,a}	T fezes (°C) ¹	T fezes (K) ^{2,b}	pKa ^{2,c}	fNH ₃ (%) ^{2,d}	NAT (mM) ^{2,e}
7	595,0	8,50	35,0	24,0	297,2	9,28	37,4	93,5
21	735,0	8,46	43,2	18,5	291,6	9,45	47,2	91,5
49	476,0	8,96	28,0	21,2	294,3	9,37	42,4	66,1
77	462,0	8,86	27,2	27,6	300,7	9,17	31,8	85,4
113	540,0	8,71	31,8	28,4	301,6	9,14	30,5	104,0
144	400,0	9,00	23,5	27,0	300,2	9,19	32,6	72,1

¹ Parâmetros mensurados analiticamente. ² Parâmetros calculados.

^a Massa molar NH₃ = 17.

^b Temperatura em Kelvin = T(°C) + 273,15.

^c Constante de dissociação da amônia pKa = 2729,92/T(K) + 0,090181.

^d Fração de amônia não ionizada em solução fNH₃ = 1/(10^{pKa-pH} + 1); sendo pH = 9,50.

^e Nitrogênio amoniacal total NAT = NH₃ + NH₄.

Figura 66. Concentrações de N-NH₃ médias, máximas e mínimas nos três tratamentos avaliados.

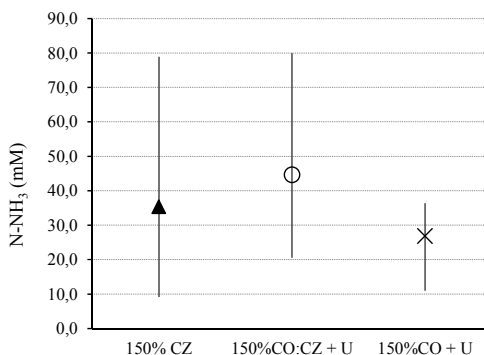
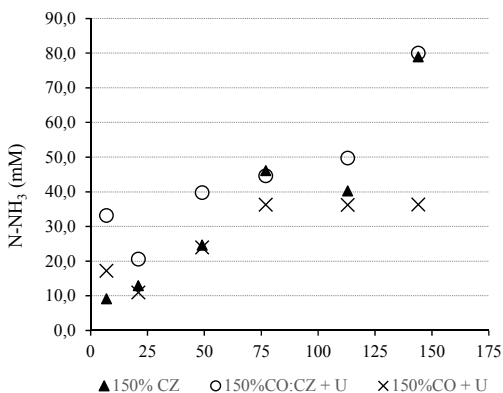


Figura 67. Concentrações de N-NH₃ nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.



CO+U apresentou as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal total seguido de CO:CZ+U e CZ, respectivamente (tabela 07). As concentrações médias foram 85,4, 77,2 e 62,2 mM, o que seguiu a lógica do enriquecimento dos aditivos com uréia.

Pode-se constatar ainda que a adição de uréia somente às conchas de ostras proporcionou uma melhor hidrólise da mesma, quando comparada à mistura de cinzas e conchas de ostras. Este fato já havia sido constatado pelos dados apresentados no capítulo 7 e deve-se provavelmente em função do pH das cinzas que pode inibir a enzima *urease*, e ainda pelo fato da mistura de cinzas e conchas ter um volume

maior do que o volume somente das conchas, o que pode ter dificultado o contato da uréia com as fezes.

Apesar das maiores concentrações de NAT o tratamento com conchas de ostras apresentou as menores concentrações de amônia não ionizada (figuras 66 e 67) em função da dependência do pH, que foram os menores dentre os tratamentos avaliados. A adição de cinzas à mistura que foi testada no tratamento 2 foi suficiente para elevar o pH das fezes e elevar conseqüentemente as concentrações de NH₃.

Com relação ao processo de secagem, as fezes utilizadas no início do experimento possuíam 20,7% de sólidos totais. A secagem mais significativa ocorreu nos primeiros 10 dias após cessada a adição de fezes frescas, atingindo percentuais entre 40 e 50% de sólidos totais que mantiveram-se ao longo do período experimental (tabela 08).

Observa-se que a umidade relativa do ar no período foi elevada, com a média, máxima e mínima de 82%, 100% e 45%, respectivamente (dados INMET - http://www.inmet.gov.br/sim/gera_graficos.php). Esta umidade foi mais elevada do que a umidade controlada do experimento conduzido na etapa 1, o que justifica a menor secagem das fezes (tabela 08).

Tabela 08. Frações médias de sólidos nas fezes *in natura* e nas fezes tratadas com os aditivos avaliados no experimento de inativação de ovos de *A.suum* e *A.lumbricoides*.

Fração de sólidos	Fezes <i>in natura</i>	150% CZ	150% CO:CZ+U	150% CO+U
Sólidos totais (%)	20,7	40,0	42,3	49,7
Sólidos voláteis (%)	82,0	49,3	43,1	23,6
Sólidos fixos (%)	18,0	50,7	56,9	76,4

Juntamente com a secagem ocorreu a mineralização das fezes, o que pôde ser visualizado com a mudança no perfil de sólidos. A maior proporção que era de sólidos voláteis passou a ser de sólidos fixos (tabela 08). Este processo também foi iniciado nos 10 primeiros dias de tratamento e manteve-se estável nos compartimentos com CZ e CO:CZ+U durante o período experimental. No compartimento com CO+U a mineralização foi mais acentuada do que nos demais, e a redução de sólidos voláteis, apesar de mais expressiva nos primeiros dez dias, continuou até o final do experimento (figuras 68 e 69).

Figura 68. Percentual de SV nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.

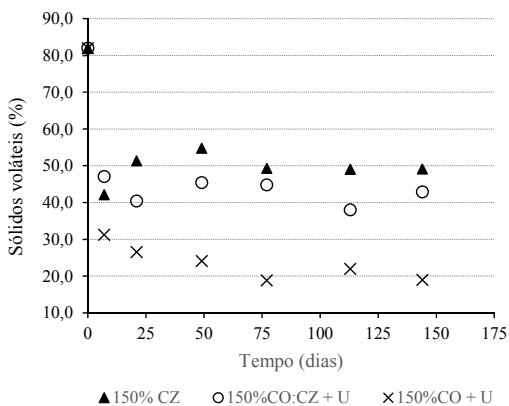
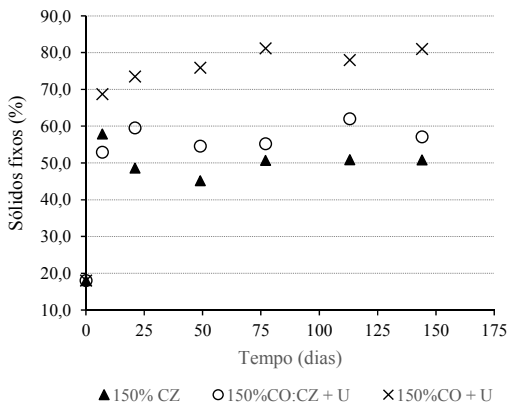


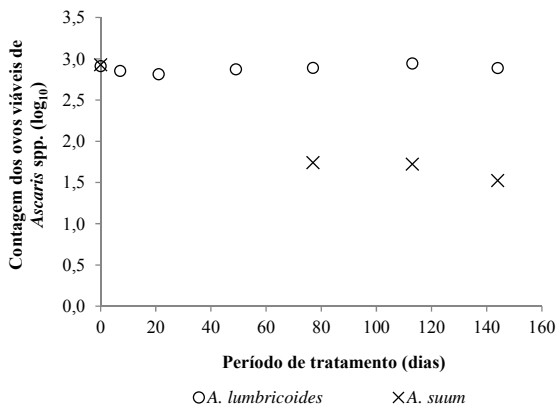
Figura 69. Percentual de SF nos três tratamentos avaliados ao longo do experimento.



Ascaris lumbricoides e *Ascaris suum*

Durante o período de avaliação foi observado um decaimento significativo da viabilidade dos ovos de *Ascaris* nos tratamentos CZ:CO+U e CO+U. No entanto, as cinzas como aditivo não promoveram nenhuma redução de viabilidade dos ovos de *A.lumbricoides*, e os ovos de *A.suum* tiveram um pequeno decaimento (figura 70).

Figura 70. Contagem de ovos viáveis de *A.lumbricoides* e *A.suum* ao longo do período experimental no tratamento 150%CZ.



No tratamento com cinzas o período de 144 dias não foi o suficiente para avaliar a fase de decaimento dos ovos de *A.lumbricoides*, sendo observada somente uma fase lag consistente.

Os ovos de *A.suum* apresentaram um decaimento de 1,2 \log_{10} nos primeiros 80 dias, seguido de um baixo decaimento até o final do monitoramento. Não se pode afirmar ao certo se o comportamento dos ovos nestes 80 dias foi de decaimento linear pois não foi realizada nenhuma amostragem neste intervalo de tempo. Pelo mesmo motivo não se pode afirmar a existência ou não de uma fase lag.

Pela modelagem linear realizada neste tratamento para o *A.suum* a redução de 3 \log_{10} ocorreria em 306 dias (tabela 09).

Um trabalho recente apontou resultados semelhantes sobre a baixa eficiência das cinzas. McKinley et al. (2012) avaliaram a inativação de ovos de *A.suum* em uma matriz composta por fezes compostadas e cinzas (misturadas homogêneas). O decaimento dos ovos também foi lento, sendo observada uma fase lag de 78 dias, seguida pela fase de decaimento onde a redução de 2 \log_{10} foi de 176 dias. A redução de 3 \log_{10} de acordo com os dados do trabalho seria de 342 dias. A concentração de amônia não ionizada na matriz foi em média 8mM e o pH variou entre 10,4-12,3.

Tabela 09. Duração da fase lag e modelagem da fase de decaimento linear - coeficiente de inativação (k), redução decimal (Rd) e correlação linear (R²) para os tratamentos avaliados na inativação de ovos de *A.suum* e *A.lumbricoides*.

<i>A.lumbricoides</i>						
Tratamento	Fase lag (dias)	Fase de decaimento linear			Redução de 3log ₁₀ (dias)	n
		K	Rd (dias)	R ²		
CZ	> 144	-	-	-	N.ob.	7
CZ:CO+U	90	-0,034	29	0,84	177	7
CO+U	81	-0,037	27	0,96	162	7
<i>A.suum</i>						
Tratamento	Fase lag (dias)	Fase de decaimento linear			Redução de 3log ₁₀ (dias)	n
		K	Rd (dias)	R ²		
CZ	N.ob.	-0,010	102	0,90	306	4
CZ:CO+U	N.ob.	-0,027	37	0,95	110	4
CO+U	N.ob.	-0,026	38	1,00	115	4

Legenda: N.ob. não observado; n número de amostragens. Observa-se que cada amostragem foi constituída por cinco repetições, sendo que em cada repetição foram avaliados 1000 ovos.

O comportamento dos ovos de *Ascaris* nos tratamentos CZ:CO+U e CO+U foi muito semelhante. Em ambos foi identificada uma fase lag para os ovos de *A.lumbricoides* de aproximadamente 70 dias seguida de uma redução que pôde ser modelada linearmente (figuras 71-76). A redução de 3 logs₁₀ para *A.lumbricoides* e *A.suum* pelos modelos foi de respectivamente 177 e 110 dias no tratamento CZ:CO+U e 162 e 115 dias no tratamento CO+U (tabela 09).

Da mesma forma que no tratamento com cinzas não pôde ser observada fase lag para os ovos de *A.suum* em função do intervalo de amostragem. No entanto, mesmo se ocorrida, pode-se constatar que a sua duração seria menor quando comparada à fase lag observada para os ovos de *A.lumbricoides* (figuras 71 e 72).

Observa-se que os ovos de *A.suum* utilizados nesta etapa eram provenientes da mesma extração dos ovos utilizados na etapa 1, sendo que naquela os mesmos pareceram não ter saído da fase lag durante os 120 dias de experimento. Uma questão recente que vem sendo levantada é o fato da concentração de amônia não ionizada interferir principalmente na duração da fase lag de alguns microorganismos e não necessariamente no decaimento linear após esta (FIDJELAND et al., 2013-a manuscrito). Este pode ser um dos motivos para a diferença de comportamento que os ovos tiveram nesta etapa, pois o percentual de uréia adicionado foi o dobro do anterior, apesar de ainda ser considerado baixo com relação a outros estudos (PARK e DIEZ-GONZALEZ, 2003;

OTTOSON et al., 2008-a; NORDIN et al., 2009a-b; VINNERÅS et al., 2009).

Figura 71. Contagem de ovos viáveis de *A.lumbricoides* e *A.suum* ao longo do experimento - CZ:CO+U.

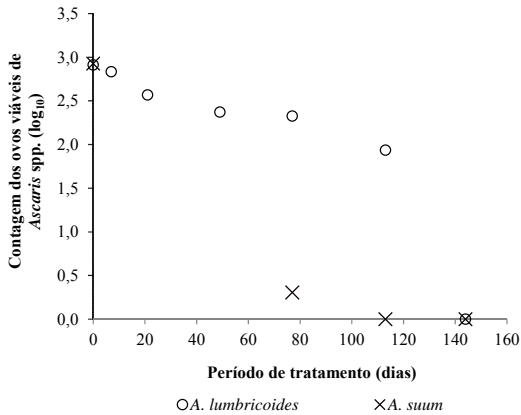


Figura 72. Contagem de ovos viáveis de *A.lumbricoides* e *A.suum* ao longo do experimento - CO+U.

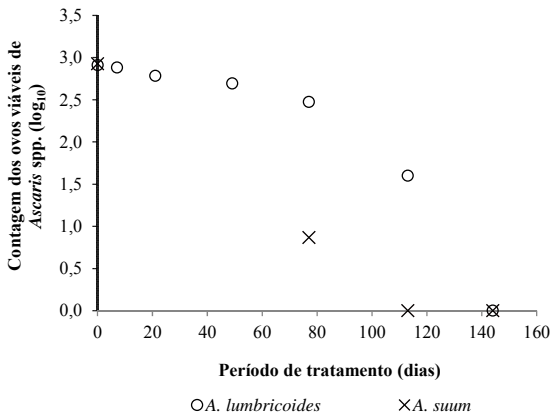


Figura 73. Contagem de ovos viáveis de *A.lumbricoides* na fase lag - CZ:CO+U.

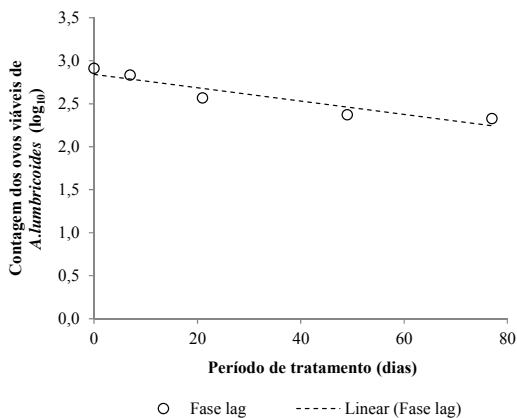


Figura 74. Contagem de ovos viáveis de *A.lumbricoides* na fase de decaimento - CZ:CO+U.

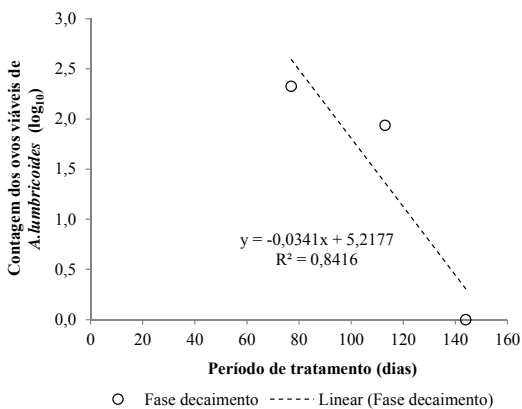
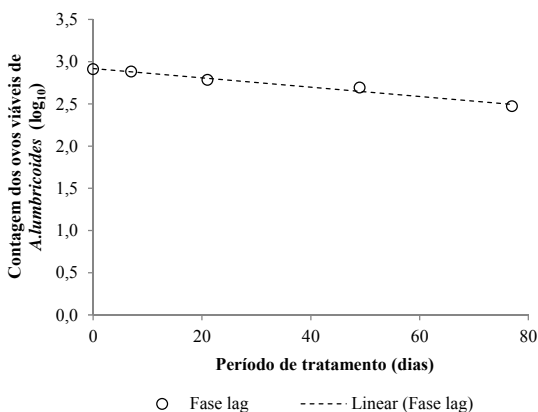
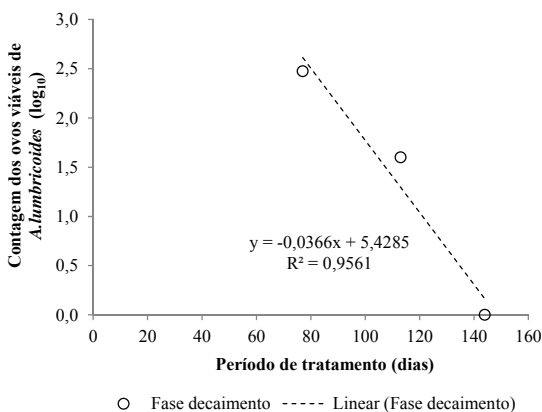


Figura 75. Contagem de ovos viáveis de *A.lumbricoides* na fase lag - CO+U.Figura 76. Contagem de ovos viáveis de *A.lumbricoides* na fase de decaimento - CO+U.

Em todos os tratamentos avaliados os ovos de *A. suum* foram um pouco mais susceptíveis à inativação do que os ovos de *A.lumbricoides* (figuras 70, 71 e 72). Duas questões podem ser apontadas com relação a este resultado. Uma é o fato de eles apresentarem uma pequena diferenciação frente aos fatores de inativação por se tratarem de espécies diferentes, o que é questionado em alguns trabalhos (Leles et al., 2012), e outra é o fato de que a extração dos ovos pode ter culminado nesta diferença.

Os ovos de *A.suum* foram extraídos diretamente do verme adulto e como parte do procedimento foi utilizado hipoclorito de cálcio para

retirada da sua camada uterina. Apesar da elevada resistência dos ovos não ser atribuída diretamente à esta camada isto pode ter influenciado de alguma forma na inativação.

Com relação a inativação dos ovos de *Ascaris* não foi identificado nenhum fator prevalente (pH, amônia não ionizada, % sólidos totais) por meio de correlações e avaliações estatísticas dos dados. A elevação do pH e secagem das fezes não alcançaram valores que isoladamente justifiquem a inativação observada.

A secagem alcançada pelas fezes foi influenciada negativamente pelos elevados índices de umidade do ar durante o período do experimento. Apesar de ter atingido valores de sólidos totais de até 50%, o que já é suficiente para facilitar a disposição das fezes no solo, este percentual não é considerado suficiente para atuar na inativação dos ovos como fator independente.

No entanto, pôde ser observado que a concentração de NH_3 teve influência sobre o processo. As concentrações médias nos tratamentos da etapa 1 estiveram entre 2,9 e 18,6 mM, enquanto na etapa 2 onde a inativação foi observada em CZ:CO+U e CO+U as concentrações foram de 44,6 e 26,8 mM, respectivamente. Mas quando observada a concentração média de NH_3 no tratamento somente com cinzas onde não foi observado decaimento (35,3 mM) conclui-se que existem outros fatores interferentes no processo. Outros autores observaram reduções decimais semelhantes às reportadas, no entanto com concentrações de NH_3 bem mais elevadas, o que reforça a existência de outros fatores de inativação. Por exemplo, no trabalho de McKinley et al. (2012) uma redução decimal de 26 dias (ovos de *A.suum* em fezes) foi alcançada somente com 146mM de NH_3 , na temperatura de $19,5 \pm 1,5^\circ\text{C}$. Nordin (2010) observou uma redução decimal também muito semelhante, 24 dias com 140mM de NH_3 na temperatura de 24°C .

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos pH e sólidos nas fezes mostraram que os três tratamentos foram muito semelhantes. A maior diferença entre as cinzas e as outras duas combinações foi o fato destas últimas possuírem as conchas de ostras em sua composição. A partir destas constatações a inativação dos ovos de áscaris pode ser atribuída, além da concentração de NH_3 , à concentração de carbonatos, tendo em vista que as conchas são constituídas 99% de carbonato de cálcio.

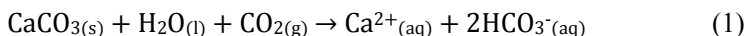
Poucos estudos avaliaram o papel dos carbonatos na inativação de organismos patogênicos. A forma com potencial microbicida é o íon carbonato (CO_3^{2-}) e da mesma forma que a amônia este é dependente do

pH, no entanto, acredita-se que os mecanismos de ambos atuantes na inativação sejam diferentes (DIEZ-GONZALES et al., 2000; PARK e DIEZ-GONZALES 2003).

Os estudos de Park e Diez-Gonzales (2003) verificaram o decréscimo na contagem de bactérias em concentrações de íon carbonato a partir de 2 mM.L⁻¹. O mesmo estudo reporta a inativação de 5log10 de *Escherichia coli* O157:H7 e *Salmonella* Typhimurium DT104 em dejetos de animais no período de 6 horas a partir de uma concentração de 30 mM.L⁻¹. Os pesquisadores avaliaram a inativação das mesmas bactérias nesta matriz a partir da elevação da concentração de amônia não ionizada e reportaram que a ação do íon carbonato foi inclusive mais efetiva.

Conhecendo-se a quantidade de conchas de ostras que foi adicionada às fezes pôde-se fazer uma estimativa da concentração de íons carbonato no sistema.

O carbonato de cálcio é pouco solúvel em água (14mg.L⁻¹, 20°C), no entanto, quando em presença de CO₂ sua solubilidade é alta e ocorre de acordo com a equação estequiométrica (1).



Considerando-se que nos compartimentos ocorreu a degradação da matéria orgânica com a liberação de CO₂, estas condições permitiram a dissolução do carbonato. A partir dos dados de redução de sólidos voláteis (tabela 08) foi possível calcular a quantidade média de CO₂ disponível. Em CZ:CO+U e CO+U a mineralização foi de 47 e 71%, respectivamente. Sabendo-se que as fezes frescas possuem 45% de carbono (dados capítulo 4 – tabela 01), cada porção de 200g de fezes gerou 43 e 64g de CO₂ respectivamente nos tratamentos CZ:CO+U e CO+U.

Como cada mol de CaCO₃ reage com 1 mol de CO₂, a partir das massas moleculares (100g CaCO₃ + 44g CO₂) pôde-se calcular que de acordo com o CO₂ disponível a quantidade de CaCO₃ transformada em HCO₃⁻ foi de 97 e 146g em CZ:CO+U e CO+U, respectivamente. Estas quantidades estavam disponíveis, pois nos tratamentos 2 e 3 a cada 200g de fezes foram adicionados 148,5g e 297,0g CaCO₃, respectivamente.

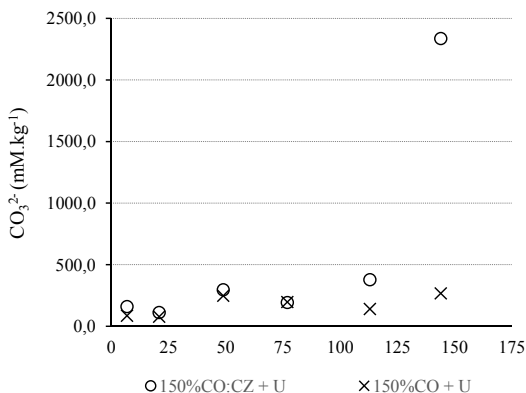
A partir da reação estequiométrica (equação 1) e sabendo-se as quantidades CaCO₃ transformadas foi calculado quantos moles de HCO₃⁻ foram gerados. Desta forma, foram obtidos 3,88 e 5,83 moles.kg⁻¹ nos tratamentos 2 e 3, respectivamente.

A partir destas concentrações pôde ser calculada a concentração de íons carbonato como CO_3^{2-} em função dos pHs médios das fezes em cada tratamento (pH = 9,23 e 8,75) e constante de dissociação (pKa = 10,33) (equação 2).

$$\text{pH} = \text{pKa} + \log \frac{[\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} \quad (2)$$

As concentrações médias de íons CO_3^{2-} para os pHs médios foram então estimadas em $310,6 \text{ mM.kg}^{-1}$ e $152,2 \text{ mM.kg}^{-1}$ para os tratamentos CZ:CO+U e CO+U, respectivamente. Observa-se que a concentração dos íons está diretamente relacionada com o pH, assim, considerando os pHs mínimos e máximos as concentrações podem ter variado entre 111 e 2338 mM.kg^{-1} em CZ:CO+U e 79 e 268 mM.kg^{-1} em CO+U. Observa-se que apesar do valor máximo calculado de 2238 mM.kg^{-1} em CZ:CO+U, as concentrações de íon carbonato foram teoricamente sempre muito semelhantes nos dois tratamentos até a penúltima amostragem realizada (dia 113) (figura 77). Este pico foi obtido nos cálculos devido a uma elevação do pH até 10,22 na respectiva amostragem.

Figura 77. Concentrações de íon carbonato como CO_3^{2-} calculadas para o período experimental (dia 0-113) nos tratamentos CZ:CO+U e CO+U.



Se comparadas as concentrações estimadas neste trabalho e os valores descritos por Park e Diez-Gonzales (2003) (30 mM.L^{-1}), pode-se atribuir parte da inativação dos ovos de *Ascaris* ao íon carbonato, e não somente à amônia não ionizada e à secagem das fezes.

Quando avaliados os dados do capítulo 7, os efeitos do carbonato não foram importantes, pois os organismos avaliados eram menos resistentes do que os ovos de *Ascaris* e foram mais susceptíveis aos outros componentes avaliados, como as menores concentrações de amônia não ionizada e a secagem. Ressalta-se também que os valores de pH médios nas fezes daqueles tratamentos teoricamente não permitiram a elevação das concentrações dos íons carbonato na forma CO_3^{2-} , mesmo fato que ocorreu provavelmente no experimento com *A.suum* descrito na etapa 1 deste capítulo (pHs entre 7,8 e 8,3).

O maior percentual de uréia adicionado aos aditivos neste experimento (1%) influenciou na elevação dos valores de pH quando comparados aos valores do experimento do capítulo 7 e do item 8.3.1.

8.4 Conclusões

- A inativação dos ovos de *Ascaris* mostrou-se mais difícil quando comparada aos organismos estudados anteriormente (*Enterococcus faecalis*, *Salmonella* Typhimurium, MS2 e $\Phi\chi$);
- A combinação dos fatores: secagem com baixas concentrações de amônia não ionizada (pela adição de 0,5% de uréia) não promoveu uma redução significativa na viabilidade dos ovos de *A.suum* no período de 120 dias;
- A utilização de cinzas como aditivo, o que é prática comum para o tratamento de fezes em banheiros secos, foi ineficiente na inativação dos ovos de *Ascaris*. Em 144 dias de experimento os ovos de *A.lumbricoides* permaneceram na fase lag;
- As concentrações de amônia não ionizada de até 80 mM não foram suficientes isoladamente para inativação dos ovos de *Ascaris*;
- A concentração de íons carbonato na forma de CO_3^{2-} foi identificado como um fator importante na inativação dos ovos;
- A elevação da concentração de íons carbonato foi possível nos tratamentos nos quais foram utilizadas conchas de ostras, as quais são compostas basicamente por carbonato de cálcio;

- A concentração de íons carbonato foi dependente da elevação do pH nos tratamentos, o que foi facilitado pela presença de cinzas e uréia misturadas aos aditivos, CZ:CO+U e CO+U;
- Os ovos de *A.lumbricoides* foram um pouco mais resistentes do que os ovos de *A.suum* frente aos tratamentos aplicados;
- A ocorrência de uma fase lag foi identificada nos ovos de *A.suum* na etapa 1 e nos ovos de *A.lumbricoides* na etapa 2, e a duração da mesma foi dependente da concentração de amônia não ionizada;
- O tratamento com a mistura de cinzas, conchas de ostras + 1% de uréia e conchas de ostras + 1% uréia promoveu a inativação de $3\log_{10}$ de ovos de *A.lumbricoides* em 177 e 162 dias, respectivamente, pois possibilitou a elevação da concentração de íons carbonato além da amônia não ionizada;
- Quando os helmintos forem um fator limitante para o reúso das fezes humanas uma opção é o tratamento que promova a elevação das concentrações de amônia não ionizada e íons carbonato, como o que foi alcançado a partir da adição de 150% de cinzas + conchas de ostras + 1% de uréia ou 150% de conchas de ostras + 1% de uréia;
- O uso das conchas de ostras para elevação das concentrações de íons carbonato foi eficiente, no entanto é dependente do pH e da degradação das fezes para liberação de CO_2 no meio;
- Se somente a amônia não ionizada for utilizada como fator de inativação devem ser utilizadas concentrações maiores do que 80mM, sendo que se for realizada a adição de uréia esta deve ser utilizada em percentual maior do que 1% com relação à massa de fezes a ser tratada; mesmo assim períodos longos de tratamento podem ser requeridos;
- A secagem das fezes alcançada em um ambiente com a umidade relativa do ar elevada não foi eficiente na inativação dos ovos de *Ascaris*;

- Recomenda-se a utilização de colunas de ventilação naturais nos compartimentos de fezes dos banheiros secos para amenizar os maus odores e promover uma secagem parcial das fezes, no entanto, quando cheio o compartimento deve ser fechado para diminuir as perdas de amônia.

Capítulo 9: Avaliação do potencial agronômico das fezes e urina humanas

9.1 Objetivo específico e hipótese relacionada

- Avaliar o potencial agronômico das excretas humanas após passarem pelos processos de tratamento e estabilização estudados por meio da comparação com normas, instruções e resoluções sobre o tema.

A hipótese relacionada a este objetivo específico é:

- Os processos de secagem das fezes e armazenamento da urina são eficientes para produção de materiais sanitariamente seguros e com boas características para serem reutilizados na agricultura, o que juntamente com o conhecimento das quantidades produzidas, avalizam a viabilidade de reúso.

9.2 Metodologia

A partir dos experimentos descritos nos capítulos 5 e 6 foram produzidas excretas que teoricamente estariam prontas para serem reutilizadas.

Foram coletadas amostras de urina e fezes ao final dos experimentos e estas foram caracterizadas quanto ao seu potencial agrônomo por meio da avaliação das suas características físicas, concentração de macronutrientes primários e secundários, elementos traço e microorganismos patogênicos. Os resultados foram comparados com normas, instrução e legislações que abordam o reúso de lodo e produtos derivados de despejos sanitários em geral. Ressalta-se que ainda não existem normas específicas que abordem o uso de fezes e urina na agricultura.

Os documentos utilizados na avaliação dos resultados foram: a Instrução Normativa (IN) 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) que estabelece os requisitos mínimos para fertilizantes orgânicos; a Resolução 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente; a norma P230/1999 da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo; a norma 530/1994 da *Environmental Protection Agency* dos Estados Unidos; e a resolução 1263/1989 do *Agricultural Development and Advisory Service* do Reino Unido. Estas quatro últimas resoluções dispõem sobre o reúso e/ou a disposição do lodo de esgoto e produtos derivados no solo.

A urina analisada foi coletada dos três tanques de armazenamento (formando uma amostra de 5L) após 24 meses de estocagem.

As fezes (amostra de 2 kg) foram coletadas no compartimento de acúmulo do banheiro seco do CETRE. Neste compartimento o período de enchimento foi de 150 dias, e o período extra em que ele ficou armazenado foi de 12 meses. Observa-se que o aditivo utilizado após cada defecação foi a mistura de cinzas com conchas de ostras (1:1 em termos de massa seca), no percentual de 150%. Ressalta-se também que foi mantida a coluna de ventilação no compartimento durante os 12 meses de armazenamento.

Os parâmetros realizados para caracterização estão descritos no quadro 15, e foram selecionados de acordo com as normas, resoluções e instruções citadas anteriormente.

Quadro 15. Série de análises realizadas para caracterização das fezes e urina humanas após os processos de tratamento.

	Fezes humanas após 12 meses de armazenamento	Urina humana após 24 meses de armazenamento
Caracterização do potencial agrônômico	Carbono orgânico total (%) ¹	Carbono orgânico total (mg.L ⁻¹) ¹
	Cálcio (%) ¹	Cálcio (mg.L ⁻¹) ¹
	Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹) ¹	Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹) ¹
	Capacidade de troca de cátions (mmolc.kg ⁻¹) ¹	Capacidade de troca de cátions (mmolc.kg ⁻¹) ¹
	Enxofre total (%) ¹	Enxofre total (mg.L ⁻¹) ¹
	Fósforo total (P ₂ O ₅) (%) ¹	Fósforo total (P total) ¹
	Índice salino (%) ¹	Índice salino (%) ¹
	Nitrogênio total (%) ¹	Nitrogênio total (mg.L ⁻¹) ¹
	pH em água ²	pH em água ²
	Potássio solúvel (K ₂ O) (%) ¹	Potássio total (mg.L ⁻¹) ¹
	Umidade (%) ²	Umidade (%) ²
Substâncias orgânicas tóxicas e/ou elementos traço	Boro (%) ¹	Boro (mg.L ⁻¹) ¹
	Cobalto (%) ¹	Cobalto (mg.L ⁻¹) ¹
	Cobre (%) ¹	Cobre (mg.L ⁻¹) ¹
	Ferro total (%) ¹	Ferro total (mg.L ⁻¹) ¹
	Magnésio (%) ¹	Magnésio total (mg.L ⁻¹) ¹
	Manganês (%) ¹	Manganês (mg.L ⁻¹) ¹
	Molibdênio (%) ¹	Molibdênio (mg.L ⁻¹) ¹
	Níquel (%) ¹	Níquel (mg.L ⁻¹) ¹
Zinco (%) ¹	Zinco (mg.L ⁻¹) ¹	
Parâmetros microbiológicos	Coliformes totais (NMP.g ⁻¹) ²	Coliformes totais (NMP.100mL ⁻¹) ²
	<i>Escherichia coli</i> (NMP.g ⁻¹) ²	<i>Escherichia coli</i> (NMP.100mL ⁻¹) ²
	<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.g ⁻¹) ²	<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.100mL ⁻¹) ²

¹Análises realizadas pelo Laboratório de Fertilizantes/Resíduos Sólidos do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas na Universidade do Extremo Sul Catarinense. ²Análises realizadas no Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

9.3 Resultados e Discussões

A tabela 10 apresenta a caracterização realizada nas amostras de fezes e urina de acordo com os parâmetros explicitados na metodologia, bem como os valores preconizados na IN do MAPA.

Tabela 10. Caracterização das fezes e urina humanas após tratamento e teores mínimos exigidos pela Instrução Normativa do MAPA para fertilizantes orgânicos derivados de despejos sanitários.

Parâmetros/ Elementos	Fezes (mg.kg ⁻¹) ^a	Fezes (% bs) ^b	Teor total mínimo exigido (sólidos) (%) ¹	Urina (mg.L ⁻¹) ^b	Urina (% bs) ^a	Teor total mínimo exigido (líquidos) (%) ²
Umidade (%)	-	37	70 ³	99	-	-
Carbono orgânico	46620	7,4	15	2448	2,5	15
pH	-	8,7	6,0	9,2	9,2	6,0
Índice salino (%)	-	10,8	-	5,0	-	-
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	-	9,4	-	44,6	-	-
CTC (mmolc.kg ⁻¹)	-	161,5	-	4,0	-	-
Relação C:N máxima	9,2	9,2	20	0,4	0,4	20
Cálcio	157500	25,0	1,0	102	0,1	0,5
Enxofre	2,9	0,46	1,0	510	0,5	0,5
Fósforo (P ₂ O ₅)	14490	2,3	-	530	0,5	-
Nitrogênio total	5040	0,80	0,5	6834	6,8	0,5
Potássio (K ₂ O)	10206	1,6	-	1824	1,8	-
Boro	<63	<0,01	0,03	Nd	Nd	0,01
Cobalto	4,4	0,0007	0,005	<0,1	<0,0001	0,005
Cobre	38	0,006	0,05	0,03	0,00003	0,05
Ferro	1455	0,23	0,2	0,09	0,0001	0,1
Magnésio	10275	1,6	1,0	52	0,052	0,5
Manganês	3213	0,51	0,05	<0,01	<0,00001	0,05
Molibdênio	<6,3	<0,001	0,005	<0,1	<0,0001	0,005
Níquel	2,5	0,0004	0,005	<0,1	<0,0001	0,005
Zinco	214	0,034	0,1	0,34	0,00034	0,05

¹ Fertilizantes orgânicos Classe D - sólidos. ² Fertilizantes orgânicos Classe D - líquidos. Instrução normativa 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. ³ Umidade máxima permitida. ^a Valores calculados a partir dos parâmetros detectados analiticamente (^b).

EM CONFORMIDADE COM A IN MAPA

EM INCONFORMIDADE COM A IN MAPA

Comparando-se os dados obtidos para as fezes e urina tratadas com os requisitos para fertilizantes orgânicos da IN 25/2009 (tabela 10) pôde-se avaliar o potencial de utilização das excretas na agricultura.

Destaca-se que há uma variação na composição das excretas em função da dieta alimentar das pessoas. Assim, os teores de macronutrientes primários e secundários podem se apresentar por vezes mais ou menos elevados do que os descritos na tabela 10. As excretas analisadas foram compostas pelas frações das defecações de um grande número de pessoas para que as amostras fossem mais consistentes.

Em geral as excretas apresentaram uma variedade grande de macronutrientes primários e secundários, o que lhes classificariam como fertilizantes compostos. Ainda de acordo com a instrução normativa as excretas fariam parte da Classe D, que é a que enquadra os produtos derivados de despejos sanitários, em estado sólido no caso das fezes e estado líquido no caso da urina.

Como a IN 25/2009 regulamenta fertilizantes orgânicos, o teor de matéria orgânica mínimo recomendado na mesma é de 15%. As excretas tratadas não atingiram este valor mínimo. A maior fração de matéria orgânica nas excretas está concentrada nas fezes, por esta razão o baixo percentual de carbono orgânico mensurado na urina já era esperado (2,5%). O percentual de C org nas fezes frescas é de aproximadamente 45% (tabela 1 – capítulo 4), no entanto, o tratamento com a adição de cinzas e conchas de ostras somado à secagem reduziu consideravelmente este percentual (7,4%), pois promoveu a mineralização das frações orgânicas de carbono e outros compostos.

Ressalta-se que o percentual de carbono orgânico abaixo do valor recomendado não inviabiliza o reúso das excretas, só levanta a questão acerca da classificação das mesmas. Existem exemplos de fertilizantes registrados pelo Ministério como produtos orgânicos que possuem, por exemplo, 8% de carbono orgânico total (Fish Fértil K[®], www.fishfertil.com.br).

O teor de nitrogênio total encontrado tanto nas fezes quanto na urina foi mais elevado do que o mínimo recomendado pela IN. Entretanto, observa-se que as fezes perderam uma boa parte do nitrogênio no processo de tratamento, provavelmente em função da amonificação do nitrogênio orgânico seguida de perda por volatilização em função da elevação do pH. O teor de nitrogênio total das fezes frescas é de aproximadamente 5% (tabela 01 – capítulo 4), e nas fezes tratadas este percentual foi de 0,8%. Esta perda pode ser minimizada se

os aditivos forem enriquecidos com uréia e se os compartimentos forem mantidos fechados uma vez cheios, como discutido no capítulo 7.

Diferentemente das fezes, não houve perda de nitrogênio na urina armazenada no período de 2 anos. Assim foi possível obter um percentual de 6,8% de nitrogênio, o que é considerado elevado em comparação com a maioria dos fertilizantes orgânicos. O fertilizante citado anteriormente (Fish Fértil K[®]) possui, por exemplo, 0,8% de nitrogênio.

A urina assemelha-se, por exemplo, com os fertilizantes produzidos a base de esterco de bovinos pela Embrapa (conhecidos comercialmente como Agrobom e Vairo), os quais possuem em média 7% de nitrogênio e 0,05% de fósforo (SILVA et al., 2007). Observa-se que os mesmos são enriquecidos com uma série de compostos, como melaço, farinha de osso, cinzas e pó de rocha.

Os teores de fósforo e potássio nas fezes e urina foram de respectivamente 2,3 e 1,6% e 0,5 e 1,8%. Segundo a IN não existe limite mínimo para estes macronutrientes primários. Observa-se ainda que os teores de fósforo mantiveram-se estáveis nas excretas após o período de tratamento (tabelas 01 e 02 – capítulo 4).

Para os macronutrientes secundários a instrução também estabelece requisitos mínimos. Para estes requisitos as fezes estiveram em conformidade com os padrões de Ca, Fe, Mg e Mn, e em não conformidade com S, Bo, Co, Cu, Mo, Ni e Zn. Já a urina esteve em conformidade somente com o teor de enxofre. No entanto, ressalta-se que os valores requeridos pela IN são baixos, e com relação aos macronutrientes primários as excretas possuíam uma boa constituição. Em resumo os teores de NPK das fezes e urina foram de 0,8/2,3/1,6 e 6,8/0,5/1,8, respectivamente.

Em comparação com os fertilizantes minerais compostos pode-se considerar que as fezes possuem um teor razoável de fósforo e baixo de nitrogênio e potássio, enquanto a urina possui um bom teor de nitrogênio e baixo teor de fósforo e potássio. Os teores destes elementos nos fertilizantes minerais compostos variam normalmente entre 4-15% de N, 3-24% de P e 4-12% de K. Contudo, em comparação com a maioria dos fertilizantes orgânicos as fezes e urina possuem bons teores destes nutrientes.

Algumas outras características podem ser ressaltadas, como por exemplo, o alto teor de cálcio (25%) nas fezes tratadas em função da adição das conchas de ostras, e a elevada capacidade de troca de cátions (CTC 161,5 mmolc.kg⁻¹). O alto teor de cálcio é uma característica

importante para correção da alcalinidade do solo, e o CTC elevado pode trazer benefícios para o condicionamento do mesmo onde as fezes forem aplicadas, pois este regula a retenção de umidade e nutrientes (a liberação fica mais lenta), favorecendo a manutenção da fertilidade do solo por períodos de tempo mais prolongados.

Outra questão apontada com relação ao reúso de produtos derivados de esgotos sanitários no solo é o risco de salinização. A urina apresentou uma elevada condutividade elétrica ($44,6 \text{ mS.cm}^{-1}$), mais elevada do que o normalmente mensurado em lodo ou esgotos sanitários convencionais. Este valor não é limitante, mas sugere a necessidade da aplicação controlada no solo, acompanhada pelo monitoramento das características químicas do mesmo ao longo do tempo.

Pesquisas vêm sendo conduzidas com a aplicação de fezes e urina no solo, e em geral os resultados são sempre melhores do que os apontamentos teóricos em termos de composição de nutrientes e riscos de modificação química no solo (no caso da urina).

Botto et al. (2012-b) avaliaram o impacto do uso da urina em solos semiáridos (argissolo acinzentado eutrófico). Os autores concluíram que não houve alteração significativa no solo quanto à fertilidade e salinização, mas apontaram uma tendência à salinização se aplicadas elevadas taxas de urina.

Heinonen-Tanski et al. (2007) avaliaram o cultivo de pepino em solo fertilizado com urina. O crescimento do vegetal foi sempre similar e/ou ligeiramente melhor do que o obtido nos controles com fertilizantes minerais comerciais. Botto et al. (2012-c) avaliaram a produtividade do milho híbrido fertilizado com urina. A produtividade com a utilização de urina foi maior do que com a utilização de adubação química de fundação e cobertura com NPKS.

Outra importante questão acerca do reúso de lodo e derivados na agricultura é a presença de compostos tóxicos como os metais. Esta questão é relevante em se tratando de reúso de lodo de esgoto sanitário, pois como normalmente não se tem o controle do tipo de efluente contribuinte, as concentrações de metais podem ser elevadas. Porém, nas fezes e urina estes compostos encontram-se normalmente em baixas concentrações, o que é uma vantagem para o reúso agrícola.

A tabela 11 apresenta as concentrações de alguns dos principais compostos tóxicos encontrados nas fezes e urina tratadas, bem como as concentrações máximas permitidas pelas seguintes resoluções: CONAMA 375/2006, CETESB P230 e US EPA 530 e ADAS UK 1263/1989.

Tabela 11. Caracterização das fezes e urina humanas após tratamento e valores padrão da resolução CONAMA 375/2006, norma CETESB P 230, US EPA 503 e ADAS UK 1263/1989 (requisitos para reúso de lodo de esgoto e produtos derivados).

Metais	Fezes (mg.kg ⁻¹)	Urina (mg.L ⁻¹)	CONAMA Concentração máxima permitida (mg.kg ⁻¹ bs)	CETESB/USEPA ¹ Concentração máxima permitida (mg.kg ⁻¹ bs)	ADAS UK Concentração máxima permitida no solo (mg.kg ⁻¹ bs) ²			
					pH 5-5,5	pH 5,5-6	pH 6-7	pH>7
Cobre	37,8	0,03	1500	4300	80	100	135	200
Molibdênio	<6,3	<0,1	50	75	4	4	4	4
Níquel	2,5	<0,1	420	420	50	60	75	110
Zinco	214,2	0,34	2800	7500	200	200	200	300

¹ Os valores padrão da norma da CETESB são os mesmos da norma americana da EPA, uma vez que esta última serviu de base para o estabelecimento da norma do Estado de São Paulo (CETESB).

² A resolução do Reino Unido apresenta as concentrações máximas permitidas no solo após a aplicação de lodo, e não diretamente as concentrações no lodo. Os valores permitidos no solo foram estabelecidos de acordo com diferentes valores de pH.

Pode ser observado pela tabela 11 que a maior concentração dos metais encontra-se na fração das fezes. No entanto as concentrações encontradas foram pequenas e estão bem abaixo do limite máximo permitido pelas normas e resoluções citadas. Observa-se que a concentração de zinco nas fezes está no limite com relação ao permitido pela resolução do Reino Unido, mas como os valores estipulados são para o solo e não para o lodo ou derivados, as concentrações detectadas não são problemáticas.

A tabela 12 apresenta as concentrações máximas permitidas de organismos patogênicos no lodo e derivados de acordo com as resoluções CONAMA 375/2006, US EPA 530 e ADAS UK 1263/1989. Juntamente com os padrões das resoluções citadas estão apresentadas as concentrações mensuradas ou que poderiam ser reduzidas para as fezes tratadas com cinzas e conchas de ostras pelo período de 1 ano. As concentrações que poderiam ser reduzida foram estimadas de acordo com os modelos de inativação estabelecidos nos capítulos 7 e 8 (tabelas 05 e 09).

Observa-se que os microorganismos citados nas resoluções são para o grupo das bactérias: coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli* e *Salmonella* spp.; para o grupo dos vírus: vírus entéricos (RNA fita simples) e adenovírus (DNA fita dupla); e para o grupo dos helmintos não há especificação.

Não foram avaliados vírus nos estudos desta tese, no entanto, são apresentados os valores estimados dos bacteriófagos Φ X (DNA fita simples) e MS2 (RNA fita simples) que foram utilizados como modelos indicadores.

Tabela 12. Concentrações medidas ou potencialmente reduzidas de microorganismos nas fezes humanas após tratamento, e concentrações máximas permitidas pelas resoluções CONAMA 375/2006, US EPA 503 e ADAS UK 1263/1989 (requisitos para reúso de lodo de esgoto e produtos derivados)

Microorganismo	Fezes	Concentração máxima permitida CONAMA		Concentração máxima permitida USEPA		Concentração máxima permitida ADAS UK	
		Classe A	Classe B	Classe A	Classe B	Classe A	Classe B
Coliformes totais (NMP.g ⁻¹) ^a	Não detectável						
<i>Escherichia coli</i> (NMP.g ⁻¹) ^a	Não detectável	< 10 ³ CTer NMP.g ⁻¹	< 10 ⁶ CTer NMP.g ⁻¹	< 10 ³ CTer NMP.g ⁻¹	< 2x10 ⁶ CTer NMP.g ⁻¹	< 10 ³ <i>E.coli</i> NMP.g ⁻¹	< 10 ⁵ <i>E.coli</i> NMP.g ⁻¹
<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.g ⁻¹) ^a	10 ³						
<i>Salmonella</i> spp. (NMP.g ⁻¹) ^b	>10 log ₁₀	Não detectável em 10g ST	-	< 3 NMP.4g ⁻¹	-	Não detectável Em 2g ST	-
Ovos viáveis de <i>Ascaris lumbricoides</i> ^{b, c}	9,5 log ₁₀	< 0,25 ovo.g ⁻¹	< 10 ovo.g ⁻¹	< 1 ovo.4g ⁻¹	-	-	-
ΦX ^b	>10 log ₁₀	< 0,25 vírus entéricos e adenovírus	-	< 1 vírus entéricos UFP.g ⁻¹	-	-	-
MS2 ^b	>10 log ₁₀	UFP ou UFF.g ⁻¹					

^a Concentrações mensuradas analiticamente. ^b Número de unidades logarítmicas que seriam reduzidas de acordo com os modelos.

^c Como não foi modelada a inativação dos ovos de *Ascaris* somente com a adição de cinzas e conchas de ostras, o valor apresentado refere-se aos mesmos aditivos, no entanto enriquecidos com 1% de uréia.

De acordo com os dados da tabela 12, as fezes com 1 ano de tratamento estariam aptas a serem utilizadas na agricultura, satisfazendo os requisitos de todas as normas citadas para lodos ou produtos derivados Classe A e Classe B.

Existem algumas pequenas diferenças na classificação em A ou B pelas normas citadas, mas em geral o enquadramento é semelhante. A resolução CONAMA é a mais restritiva, sendo que os produtos enquadrados como Classe A poderão ser utilizados para quaisquer culturas, respeitadas as restrições previstas nos artigos 12 e 15 da resolução, os quais proíbem o reúso em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos, raízes e culturas inundadas, e nas demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo, bem como a aplicação em locais ambientalmente protegidos e/ou sensíveis, como unidades de conservação. A Classe B restringe o reúso ao cultivo de café, silvicultura, culturas para produção de fibras e óleos, respeitada também algumas restrições previstas no artigo 15 da resolução.

Um ano de tratamento foi suficiente para reduções significativas dos microorganismos avaliados, o que resultou provavelmente em números não detectáveis se consideradas as concentrações típicas encontradas nas fezes frescas e o número de unidades logarítmicas que poderia ser reduzido.

A contagem de *E.faecalis* nas fezes após o tratamento confirma a boa estimativa dos modelos. Foram detectados 10^3 NMP.g⁻¹ destes organismos nas fezes após 1 ano, e de acordo com o modelo ocorreria a redução de aproximadamente $14 \log_{10}$. Considerando uma concentração inicial de 10^{19} NMP.g⁻¹ (tabela 01 – capítulo 4), a concentração ao final de 1 ano seria de aproximadamente 10^5 NMP.g⁻¹.

Um menor período de tratamento provavelmente já seria suficiente para redução das concentrações de patógenos a níveis aceitáveis. Normalmente considera-se suficiente a redução entre 5 e 10 unidades logarítmicas para os microorganismos citados.

9.4 Conclusões

- Em geral, as características das fezes e urina após tratamento em comparação com a IN 25/2009 deixam claro seu potencial de reúso como fertilizante orgânico;

- As fezes apresentaram como pontos fortes o teor de fósforo, matéria orgânica, cálcio e capacidade de troca de cátions;
- A urina apresentou como ponto forte principalmente o teor de nitrogênio;
- As excretas apresentaram, apesar de em baixas concentrações, uma série de macronutrientes secundários importantes para o reúso agrícola;
- A presença de metais não deve ser considerada um fator limitante ao reúso das excretas, tendo em vista que as concentrações encontradas são baixas, e em conformidade com as resoluções utilizadas para comparação (CONAMA 375/2006, US EPA 530 e ADAS UK 1263/1989);
- O tratamento das fezes com os aditivos cinzas e conchas de ostras enriquecidos com uréia promoveu uma redução significativa dos patógenos avaliados, indicando uma potencial conformidade com os padrões de reúso das resoluções CONAMA 375/2006, US EPA 530 e ADAS UK 1263/1989.

Capítulo 10: Considerações Finais

Com os dados coletados durante os quatro anos de pesquisa foi possível esclarecer as questões estabelecidas com relação ao potencial de reúso das fezes e urina humanas, e aos sistemas de armazenamento de urina e higienização de fezes aplicados a banheiros secos com segregação.

Após os processos de tratamentos estudados foi possível a obtenção de materiais com os seguintes teores dos principais macronutrientes e carbono orgânico: Urina - 2,5% C; 6,8/0,5/1,8/0,5% NPKS; e Fezes - 7,4% C; 0,8/2,3/1,6/0,5% NPKS.

Com relação às alternativas estudadas para o tratamento de fezes humanas, algumas podem ser destacadas:

- **Uso do aditivo - Conchas de ostras e cinzas (1:1) e uréia (0,5%);**
- **Conchas de ostras e cinzas (1:1).**

Estas opções foram eficientes na inativação de *Enterococcus faecalis*, *Salmonella* Typhimurium, ΦX e MS2. O tempo de tratamento necessário é dependente das concentrações iniciais dos microorganismos e pode ser calculado de acordo com tempos de redução decimal estabelecidos nesta tese.

Se houver o risco da presença de ovos de *Ascaris lumbricoides* devem ser preferidos os tratamentos:

- **Uso do aditivo - Conchas de ostras e cinzas (1:1) e uréia (1%);**
- **Conchas de ostras e uréia (1%).**

Apesar de ser um material comumente utilizado em banheiros secos, a partir dos dados desta tese não se recomenda o uso de cinzas como aditivo.

Quando observados os resultados da pesquisa e confrontados com a atual situação mundial, onde há 2.5 bilhões de pessoas sem acesso a um sistema de saneamento mínimo adequado e quase 1 bilhão de pessoas passando fome, é evidente o potencial de aplicação de sistemas de saneamento focados em recursos, como os banheiros secos segregadores com o tratamento e reúso das excretas humanas.

Recomendações para futuras pesquisas

Como esta linha de saneamento é ainda pouco estudada no Brasil, inúmeros são os questionamentos e possibilidades de pesquisa científica a serem realizadas. Com relação especificamente às questões levantadas a partir do que foi estudado nesta tese, recomenda-se:

- A implementação e monitoramento dos tratamentos estudados em escala real;
- O estudo de como seriam feitas pequenas adaptações estruturais nos modelos de banheiros secos segregadores para que os tratamentos estudados possam ser otimizados;
- A pesquisa acerca da inativação de vírus entéricos e outros modelos virais nas fezes humanas;
- O estudo de outras formas de elevação da concentração de íons carbonato nas fezes focando a inativação de patógenos;
- A avaliação da persistência de resíduos de fármacos e perturbadores endócrinos nos sistemas de armazenamento e outros sistemas de tratamento de urina;
- Realização de estudos de avaliação de risco microbiológico do reúso de excretas humanas;
- Análise sistêmica da implantação de banheiros secos em comunidades e estudo dos aspectos de aceitação social;
- Análise econômica e de mercado sobre a viabilidade de comercialização das fezes e urina para uso agrícola;
- Avaliação da logística de implantação e operação de sistemas de saneamento focado em recursos;
- O estudo conjunto entre grupos de pesquisa para sugestão de uma norma brasileira específica que aborde o reúso das excretas humanas.

Referências Bibliográficas

ADAMS M.H. 1959. **Bacteriophages**. Interscience Publishers Inc: New York, U.S.

ALBIHN, A.; VINNERÅS, B. Biosecurity and arable use of manure and biowaste - Treatment alternatives. **Livestock Science** v. 112, 2007. p. 232-239.

ANDERSON, T.J.C.; JAENIKE, J. Host specificity, evolutionary relationships and macrogeographic differentiation among *Ascaris* populations from humans and pigs. **Parasitology** v.115, 1997. p. 325-342.

AUSTIN, L. M.; CLOETE, T. E. Safety Aspects of Handling and Using Fecal Material from Urine-Diversion Toilets - A Field Investigation. **Water Environment Research** v. 80(4), 2008. p. 308-315.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2005. 1195 p.

BAI, F.; WANG, X. Nitrogen-retaining property of compost in an aerobic thermophilic composting reactor for the sanitary disposal of human feces. **Front Environmental Science Engineering** v.4(2), 2010. p. 228-234.

BAUMEYER, A. **New Toilets for Indian Slums - Nutrients Mass Balance of a Co-Composting Plant in Bangalore, India**. (Dissertação). Zürcher Fachhochschule, Zuriqne, Suíça. 2003. 101p.

BEHRENDT, J.; AREVALO, E.; GULYAS, H.; NIEDERSTE-HOLLENBERG, J.; NIEMIEC, A.; ZHOU, J.; OTTERPOHL, R. Production of value added products from separately collected urine. In: **IWA World Water Congress, Proceedings**: Berlin, Alemanha. 2001. 6p.

BOTTO, M.P.; ELEUTÉRIO, A.T.; SOARES, M.F.; SANTOS, A.B. Caracterização da urina humana segundo sexo e faixa etária em

comunidade peri-urbana localizada no estado do Ceará. In: **II Ecosanlac - Conferência Latino-Americana em Saneamento Sustentável: “Saneamento focado em recursos na América Latina”**, Anais: Vitória, 2012-a. 14p.

BOTTO, M.P.; MUNIZ, L.F.; AQUINO, B.F.; SANTOS, A.B. Avaliação do impacto do uso da urina humana em sólidos semiáridos no cultivo da mamona. In: **II Ecosanlac - Conferência Latino-Americana em Saneamento Sustentável: “Saneamento focado em recursos na América Latina”**, Anais: Vitória, 2012-b. 10p.

BOTTO, M.P.; MUNIZ, L.F.; ARAÚJO, R.B.; SANTOS, A.B. Análise do crescimento e produtividade do milho híbrido fertilizado com urina humana. In: **II Ecosanlac - Conferência Latino-Americana em Saneamento Sustentável: “Saneamento focado em recursos na América Latina”**, Anais: Vitória, 2012-c. 11p.

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 dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 30 de ago. 2006.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 25/2009 de 23 de julho de 2009**. Define as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. DF: Diário Oficial na União, 24 de jul. 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 28/2007 de 27 de julho de 2007**. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes Minerais, Orgânicos, Organo-Minerais e Corretivos, disponíveis na Coordenação-Geral de Apoio Laboratorial - CGAL/SDA/MAPA, na Biblioteca Nacional de Agricultura – BINAGRI e no sítio do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. DF: Diário Oficial na União, 31 de jul. 2007.

CARLSSON, C.; JOHANSSON, A.N.; ALVAN, G.; BERGMAN, K.; KÜHLER, T. Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: Environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients. **Science of the Total Environment** v.364, 2006. p. 67-87.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Norma Técnica P4.230**. Aplicação de lodos sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - critérios para projeto e operação: manual técnico. Cetesb: São Paulo, 1999. 33p.

CUNNINGHAM, V.L.; BINKS, S.P.; OLSON, M.J. Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment. **Regulatory Toxicology and Pharmacology** v.53, 2009. p. 39-45.

DALHAMMAR, G. **Behandling och koncentring av humanurin**. Royal Institute of Technology, Department of Biochemistry and Biochemical technology, Report, personal communication. Estocolmo, Suécia, 1997.

DALLAGO, J.S. **Utilização de cinza de biomassa de caldeira como fonte de nutrientes no crescimento de plantas de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.)**. (Dissertação). Programa de pós-graduação em engenharia florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Brasil. 2000. 56p.

DECREY, L.; UDERT, K.M.; TILLEY, E.; PECSON, B.M.; KOHN, T. Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. **Water Research** v.45, 2011. p. 4960-4972.

DIEZ-GONZALEZ, F.; JARVIS, G.N.; ADAMOVICH, D.A.; RUSSELL, J.B. Use of carbonate and alkali to eliminate *Escherichia coli* from dairy cattle manure. **Environmental Science and Technology** v.34(7), 2000. p. 1275-1279.

DODD, M.C.; ZULEEG, S.; GUNTEN, U.V.; PRONK, W. Ozonation of Source-Separated Urine for Resource Recovery and Waste Minimization: Process Modeling, Reaction Chemistry, and Operational

Considerations. **Environmental Science and Technology** v.42, 2008. p. 9329-9337.

DRANGERT, J.O.; BEW, J.; WINBLAD, U. Ecological Alternatives in Sanitation. In: **SIDA Sanitation Work shop, Proceedings:** Balingsholm, Suécia. 1997.

EMMOTH, E.; OTTOSON, J.; ALBIHN, A.; BELÁK, S.; VINNERÅS, B. Ammonia disinfection of hatchery waste for elimination of single-stranded RNA viruses. **Applied and Environmental Microbiology** v.77, 2011. p. 3960-3966.

ESCHER, B.I.; PRONK, W.; SUTER, M.J.F.; MAURER, M. Monitoring the Removal Efficiency of Pharmaceuticals and Hormones in Different Treatment Processes of Source-Separated Urine with Bioassays. **Environmental Science and Technology** v.40, 2006. p. 5095-5101.

ESPINOZA, L.M.C. **Inactivation of *Ascaris suum* by Ammonia in Feces Simulating the Physical-Chemical Parameters of the Solar Toilet Under Laboratory Conditions.** (Tese). College of Public Health – University of South Florida, Tampa, USA. 2010. 203p.

ESPINOZA, L.M.C.; ALLANSON, M.; KWA, B.; AZIZAN, A.; IZURIETA, R. Morphological Changes of *Ascaris* spp. Eggs During Their Development Outside the Host. *Journal of Parasitology*, v.98(1), 2012. p. 63-68.

ESREY, S. A.; ANDERSSON, I; HILLERS, A.; SAWYER, R. **Closing the loop: ecological sanitation for food security.** Sida - Swedish International Development Cooperation Agency, México, 2001. 96 p.

ESREY, S. A.; GOUGH, J.; RAPAPORT, D.; SAWYER, R.; HÉBERT, M.S.; VARGAS, J. **Ecological sanitation.** Sida - Swedish International Development Cooperation Agency, Estocolmo, 1998. 92 p.

ETTER, B.; TILLEY, E.; KHADKA, R.; UDERT, K.M. Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. **Water Research** v.45, 2011. p. 852-862.

FATTA-KASSINOS, D.; MERIC, S.; NIKOLAOU, A. Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: current state of knowledge and future research. **Analytical and Bioanalytical Chemistry** v.399, 2011. p. 251-275.

FEACHEM, R.G.; BRADLEY, D.J.; GARELICK, H.; MARA, D.D. **Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management.** World Bank Studies in Water Supply and Sanitation. John Willey and Sons, New York. 1983.

FENG, D.; WUB, Z.; XU, S. Nitrification of human urine for its stabilization and nutrient recycling. **Bioresource Technology** v. 99, 2008. p. 6299-6304.

FENT, K.; WESTON, A.A.; CAMINADA, D. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. **Aquatic Toxicology** v.76, 2006. p. 122-159.

FIDJELAND, J.; MAGRI, M. E.; JÖNSSON, H.; ALBIHN, A.; VINNERÅS, B. **The potential for self-sanitization of faecal sludge by intrinsic ammonia** (Manuscript) 2013-a.

FIDJELAND, J.; LALANDER, C.; JÖNSSON, H.; VINNERÅS, B. **Ammonia sanitization of sewage sludge using urea** (Manuscript) 2013-b.

FUNASA. FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Manual de Saneamento – Orientações Técnicas.** 3. ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2007. 408p.

GAILLARD, A. **Wastewater characterization and estimation of digestion kinetics for anaerobic digestion of concentrated domestic wastewater streams in an accumulation system.** (Dissertação). Wageningen University and Research Centre, Wageningen, Holanda. 2002.

GANROT, Z. **Urine processing for efficient nutrient recovery and reuse in agriculture.** (Tese). Department of Environmental Science and Conservation - Faculty of Science, Göteborg University, Sweden. 2005. 70p.

GANROT, Z.; DAVE, G.; NILSSON, E. Recovery of N and P from human urine by freezing, struvite precipitation and adsorption to zeolite and active carbon. **Bioresource Technology** v.98, 2007. p. 3112-3121.

GERMER, J.; BOH, M.Y.; SCHOEFFLER, M.; AMOAH, P. Temperature and deactivation of microbial faecal indicators during small scale co-composting of faecal matter. **Waste Management** v.30, 2010. p. 185-191.

GÓMEZ-REY, M.X.; MADEIRA, M.; COUTINHO, J.; VASCONCELOS, E. Efeito da cinza de biomassa na dinâmica do C e N do solo de uma plantação de *Pinus pinaster*. **Revista de Ciências Agrárias** 2010. p. 134-146.

GUEST, J.S.; SKERLOS, S.J.; BARNARD, J.L.; BECK, M.B.; DAIGGER, G.T.; HILGER, H.; JACKSON, S.J.; KARVAZY, K.; KELLY, L.; MACPHERSON, L.; MIHELICIC, J.R.; PRAMANIK, A.; RASKIN, L.; VAN LOOSDRECHT, M.M.; YEH, D.; LOVE, D.G. A New Planning and Design Paradigm to Achieve Sustainable Resource Recovery from Wastewater. **Environmental Science and Technology** v.43, 2009. p. 6126-6130.

GULYAS, H.; BRUHN, P.; FURMANSKA, M.; HARTRAMPF, K.; KOT, K.; LUTTENBERG, B.; MAHMOOD, Z. Freeze concentration for enrichment of nutrients in yellow water from no-mix toilets. **Water Science and Technology** v.50(6), 2004. p. 61-68.

HAMMER, M.; OTTERPOHL, R. Pharmaceutical residues in the environment – Advantages and disadvantages of conventional wastewater treatment and ecological sanitation systems. In: **IV International Water Forum AQUA, Resumos**: Kiev, 2006. 6p.

HAVELAAR, A.H.; BUTLER, M.; FARRAH, S.R.; JOFRE, J.; MARQUES, E.; KETRATANAKUL, A.; MARTINS, M.T.; OHGAKI, S.; SOBSEY, M.D.; ZAISS, U. Bacteriophages as model viruses in water quality control. **Water Research** v.25(5), 1991. p. 529-545.

HEASELGRAVE, W.; KILVINGTON, S. The efficacy of simulated solar disinfection (SODIS) against *Ascaris*, *Giardia*, *Acanthamoeba*,

Naegleria, *Entamoeba* and *Cryptosporidium*. **Acta Tropica** v.119, 2011. p. 138-143.

HEINONEN-TANSKI, H.; SJÖBLOM, A.; FABRITIUS, H.; KARINEN, P. Pure human urine is a good fertilizer for cucumbers. **Bioresource Technology** v.98, 2007. p. 214-217.

HELLSTROM, D.; JOHANSSON, E.; GRENNBERG, K. Storage of human urine: acidification as a method to inhibit decomposition of urea. **Ecological Engineering** v.12, 1999. p. 253-269.

HERNANDEZ, A.I.C.; PINEDA, F.C.; GAMBA, R.M.; CAMPOS, S.A.; ROJAS, M.P.; BUNTINX, S.E. Survival and viability of *Ascaris suum* and *Oesophagostomum dentatum* in ensiled swine faeces. **Bioresource Technology** v.94, 2004. p. 137-142.

HÖGLUND, C. **Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine**. (Tese). Royal Institute of Technology, Department of Biotechnology, Applied Microbiology e Swedish Institute for Infectious Disease Control, Department of Water and Environmental Microbiology. Estocolmo, Suécia. 2001. 87p.

HOLLAND, P.J.; BIRD, D.M.; MILLER, C.L. Extraction of potable water from urine for space applications. In: **Space 92, Third International Conference, Proceedings vol. 2**. American Society of Civil Engineers (ASCE), Denver, CO and New York, USA, 1992. p. 1680–1689.

HOTTA, S.; FUNAMIZU, N. (2007). Biodegradability of fecal nitrogen in composting process. **Bioresource Technology** v.17, 1998. p. 3412-3414.

JAFFER, Y.; CLARKB, T.A.; PEARCEB, P.; PARSONS, S.A. Potential phosphorus recovery by struvite formation. **Water Research** v.36, 2002. p. 1834-1842.

JÖNSSON, H.; VINNERÅS, B. In: Larsen, T.A; Udert, K.M.; Lienert, J. (eds). **Source Separation and Decentralization for Wastewater Management**. Closing the Loop: Recycling Nutrients to Agriculture (Cap12). IWA Publishing, London, UK, 2013.

KARAK, T.; BHATTACHARYYA, P. Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality. **Resource Conservation and Recycling** (2011), doi: 10.1016/j.resconrec.2010.12.008

KARPUR, A.; IZURIETA, R. Evaluation of solar IV proto-type of ecosan latrine models in rural El Salvador. In: **I Ecosanlac, Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: “Seguridade Alimentar e Hídrica para América Latina”**, Anais: Fortaleza, 2007. 2 p.

KAZAMA, S.; TAMEIKE, N.; NAKAGAWA, N.; OTAKI, M. A fate model of pathogenic viruses in a composting toilet based on coliphage inactivation. **Journal of Environmental Science** v.23(7), 2011. p. 1194-1198.

KONÉ, A.D.; COFIEB, O.; ZURBRU, G.G.A.C.; GALLIZZIA, K.; MOSERA, D.; DRESCHERA, S.; STRAUSS, M. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. **Water Research** v.41, 2007. p. 4397-4402.

LELES, D.; GARDNER, S.L.; REINHARD, K.; IÑIGUEZ, A.; ARAUJO, A. Are *Ascaris lumbricoides* and *Ascaris suum* a single species? **Parasites and Vectors** v.5 (42), 2012, p. 1-7.

LIND, B.B.; BAN, Z.; BYDEN, S. Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite. **Bioresource Technology** v.73, 2000. p.169-174.

LIND, B.B.; BAN, Z.; BYDEN, S. Volume reduction and concentration of nutrients in human urine. **Ecological Engineering** v. 16, 2001. p.561-566.

LIU, Z.; ZHAO, Q.; WANG, K.; LEE, D.; QIU, W.; WANG, J. Urea hydrolysis and recovery of nitrogen and phosphorous as MAP from stale human urine. **Journal of Environmental Sciences** v.20, 2008. p. 1018-1024.

MAEDA, S.; SILVA, H.D.; CARDOSO, C. Resposta de *Pinus taeda* à aplicação de cinza de biomassa vegetal em Cambissolo Húmico, em vaso. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n.56, 2008. p.43-52.

MAEDA, S.; SILVA, H.D.; MAGALHÃES, W.L.E. Comunicado técnico Embrapa: **Aplicação de Cinza de Biomassa Florestal para Plantio de *Pinus taeda* em Latossolo e Cambissolo de Pirai do Sul, PR**. Colombo, Paraná. 2007. 4p.

MAURER, M.; PRONK, W.; LARSEN, T.A. Treatment processes for source-separated urine. **Water Research** v. 40, 2006. p. 3151-3166.

MCKINLEY, J.W.; PARZEN, R.E.; GUZMÁN, A.M. Ammonia Inactivation of *Ascaris* Ova in Ecological Compost Using Urine and Ash. **Applied and Environmental Microbiology**, doi: 10.1128/AEM.00631-12.

MONTANGERO, A.; STRAUSS, M.; DRESCHER, S.; ZURBRÜGG, C.; COFIE, O.; DRECHSEL, P. **Co-composting of Faecal Sludge and Organic Solid Waste. A Literature and State-of Knowledge Review**. Swiss Federal Institute of Environmental Science & Technology (EAWAG) Dept. of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC) Duebendorf, Switzerland, and International Water Management Institute (IWMI). 2003. 44p.

MORO, L.; GONÇALVES, J.L.M. Efeitos da cinza de biomassa florestal sobre a produtividade de povoamentos puros de *Eucalyptus grandis* e avaliação financeira. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais** n.48/49, 1995. p.18-27.

MUSKOLUS, A. **Anthropogenic plant nutrients as fertiliser**. (Tese). Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, Alemanha. 2008. 138p.

NARITA, H.; ZAVALA, M.A.L.; IWAI, K.; ITO, R.; FUNAMIZU, N. Transformation and characterization of dissolved organic matter during the thermophilic aerobic biodegradation of faeces. **Water Research** v.39, 2005. p. 4693-4704.

- NIWAGABA, C. **Human excreta treatment Technologies – prerequisites, constrains and performance.** (Dissertação). Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Estocolmo, Suécia. 2007. 70p.
- NIWAGABA, C.; NALUBEGA, M.; VINNERÅS, B.; JÖNSSON, H. Incineration of faecal matter for treatment and sanitation. **Water Practice and Technology** v. 1(2), 2006. 9p.
- NIWAGABA, C.; NALUBEGA, M.; VINNERÅS, B.; SUNDBERG, C.; JÖNSSON, H. Bench-scale composting of source-separated human faeces for sanitation. **Waste Management** v.29, 2009a. p. 585-589.
- NIWAGABA, C.; NALUBEGA, M.; VINNERÅS, B.; SUNDBERG, C.; JÖNSSON, H. Substrate composition and moisture in composting source separated human faeces and food waste. **Environmental Technology** v. 30:5, 2009b. p. 487-497.
- NIWAGABA, C.; KULABAKO, R.N.; MUGALA, P.; JÖNSSON, H. Comparing microbial die-off in separately collected faeces with ash and sawdust additives. **Waste Management** v. 29, 2009-c. p. 2214-2219.
- NORDIN, A. **Ammonia Based Sanitation Technology – Safe plant nutrient recovery from source separated human excreta.** (Dissertação). Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala, Suécia. 2007. 51p.
- NORDIN, A. **Ammonia Sanitisation of Human Excreta – Treatment technology for production of fertilizer.** (Tese). Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala, Suécia. 2010. 110p.
- NORDIN, A.; NYBERG, K.; VINNERÅS, B. Inactivation of *Ascaris* eggs in source-separated urine and faeces by ammonia at ambient temperatures. **Applied and Environmental Microbiology** v.75(3), 2009a. p. 662-667.
- NORDIN, A.; OTTOSON, J.; VINNERÅS, B. Sanitation of faeces from source-separating dry toilets using urea. **Journal of Applied Microbiology** v.107, 2009b. p. 1579-1587.

NORDIN, A.; VINNERÅS, B. Effects of temperature and ammonia on the inactivation of *Ascaris* eggs in source separated faeces. In: **I Ecosanlac, Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: “Seguridade Alimentar e Hídrica para América Latina”, Anais:** Fortaleza, 2007. 8 p.

NV. Vad innehåller avlopp från hushåll? : näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- & duschvatten. **NV rapport 4425.** Stockholm: NV (Swedish EPA). 1995.

OTTERPOHL, R. Design of highly efficient Source Control Sanitation and practical Experiences. In: **EURO-Summer School DESAR,** Wageningen, Holanda. 2000. 16p.

OTTERPOHL, R.; BEHRENDT, J.; TETTENBORN, F. **Resource recovery and removal of pharmaceutical residues; Treatment of separate collected urine.** Final report for task 7 of the demonstration Project “Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater (SCST)”. 2007. 127p.

OTTOSSON, J. **Hygiene Aspects of Greywater and Greywater Reuse.** (Tese - Licenciatura). Royal Institute of Technology, Department of Land and Water Resources Engineering e Swedish Institute for Infectious Disease Control, Department of Water and Environmental Microbiology. Estocolmo, Suécia. 2003. 50p.

OTTOSON, J.; NORDIN, A.; ROSEN, D.; VINNERÅS, B. *Salmonella* reduction in manure by the addition of urea and ammonia. **Bioresource Technology** v.99, 2008-a. p. 1610-1615.

OTTOSON, J.; SCHNÜRER, A.; VINNERÅS, B. *In situ* ammonia production as a sanitation agent during anaerobic digestion at mesophilic temperature. **Letters in Applied Microbiology** v.46, 2008-b. p. 325-330.

PARK, G.W.; DIEZ-GONZALEZ, F. Utilization of carbonate and ammonia-based treatments to eliminate *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* Typhimurium DT104 from cattle manure. **Journal of Applied Microbiology** v.94(4), 2003. p.675-685.

PECSON, B.M.; BARRIOS, J.A.; JIMÉNEZ, B.E.; NELSON, K.L. The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. **Water Research** v.41, 2007. p. 2893-2902.

PHILIPPI, L.S.; OLJNYK, D.P.; MAGRI, M.E. Arranjos tecnológicos para o tratamento descentralizado de esgotos sanitários. In: **I Ecosanlac, Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: “Seguridade Alimentar e Hídrica para América Latina”, Anais:** Fortaleza, 2007. 8 p.

POLPRASERT, C.; LOHANI, B.N.; CHAN, C.B. **Human faeces, urine and their utilization.** Translators: V.A. Tuan, D.M. Tam.: Reviewer Feachem, R. ENSIC Translation committee, 1981.

PRONK, W.; BIEBOW, M.; BOLLER, M. Electrolysis for recovering salts from a urine solution containing micropollutants. **Environmental Science and Technology** v.40(7), 2006-a. p. 2414-2420.

PRONK, W.; KONÉ, D. Options for urine treatment in developing countries. **Desalination** v.248, 2009. p. 360-368.

PRONK, W.; PALMQUIST, H.; BIEBOW, M.; BOLLER, M. Nanofiltration for the separation of pharmaceuticals from nutrients in source-separated urine. **Water Research** 40(7), 2006-b. p. 1405-1412.

PRONK, W.; ZULEEG, S.; LIENERT, J.; ESCHER, B.; KOLLER, M.; BERNER, A.; KOCH, G.; BOLLER, M. Pilot experiments with electrolysis and ozonation for the production of a fertilizer from urine, **Water Science and Technology** v.56(5), 2007. p. 219-227.

REBOUÇAS, T.C.; BIANCHI, G.; WIGNER, P.L.; BAZZARELLA, B.B.; GONÇALVES, R.F. Características físico-químicas e microbiológicas de diferentes tipos de águas residuárias de origem residencial. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais:** Belo Horizonte, 2007. 9p.

RONTELTAP, M.; MAURER, M.; GUJER, W. Struvite precipitation thermodynamics in source-separated urine. **Water Research** v.41, 2007-a. p. 977-984.

RONTELTAP, M.; MAURER, M.; GUJER, W. The behaviour of pharmaceuticals and heavy metals during struvite precipitation in urine. **Water Research** v.41, 2007-b. p. 1859-1868.

RONTELTAP, M.; MAURER, M.; GUJER, W.; HAUSHERR, G. Struvite precipitation from urine – Influencing factors on particle size. **Water Research** v.44, 2010. p. 2038-2046.

SANGUINETTI, G.S.; INGALLINELLA, A.M.; FERRER, V. Saneamiento ecológico: Inactivación de patógenos em heces provenientes de baño seco – disposición de aguas grises. In: **I Ecosanlac, Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: “Seguridade Alimentar e Hídrica para América Latina”, Anais: Fortaleza, 2007.** 9 p.

SCHÖNNING, C.; STENSTRÖM, T.A. **Guidelines on the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation Systems.** EcoSanRes Programme and Stockholm Environment Institute, Estocolmo, Suécia. 2004. 40p.

SCHOUW, N.L.; DANTERAVANICHB, S.; MOSBAEKA, H.; TJELL, J.C. Composition of human excreta - a case study from Southern Thailand. **Science of the Total Environment** v. 286, 2002. p.155-166.

SHERPA, A.M.; FARLEITNER, A.H.; SHRESTHA, R.R.; HABERL, R.; MACH, R.; BYAMUKAMA, D. Use of indicators to estimate pathogen die off rate in urine diversion dry ecosan toilets. In: **I Ecosanlac, Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: “Seguridade Alimentar e Hídrica para América Latina”, 2007, Anais: Fortaleza, 2007.** 6p.

SILVA, M.C.A. **Avaliação do uso de colifagos como indicadores virais a partir da análise de enterovírus e adenovírus em efluentes tratados por diferentes processos biológicos.** (Dissertação). Programa de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010. 83p.

SILVA, A.F.; PINTO, J.M.; FRANÇA, C.R.R.; FERNANDES.C.; GOMES, T.C.A.; SILVA, M.S.L.; MATOS, A.N.B. **Comunicado técnico Embrapa: Preparo e Uso de Biofertilizantes Líquidos**. 2007. 4p.

SILVA, C.C.; SILVA, J.C. **Cultivo de ostras: Dossiê Técnico**. Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas, Rede de Tecnologia do Rio de Janeiro. 2007. 20p.

SIMPSON-HÉBERT, SAWYER, CLARKE. **Participatory Hygiene and Sanitation Transformation: A new approach to working with communities**. WHO/EOS/96.11. WHO, 1996.

STRAUSS, M. **Health Aspects of Nightsoil and Sludge Use in Agriculture and Aquaculture – Part II Pathogen Survival**. IRCWD/SANDEC. 1985.

SPECTOR, M.P.; KENYON, W.J. Resistance and survival strategies of *Salmonella enterica* to environmental stresses. **Food Research International** v.45, 2012. p. 455-481.

TØNNER-KLANK, L.; MØLLER, J.; FORSLUND, A.; DALSGAARD, A. Microbiological assessments of compost toilets: In situ measurements and laboratory studies on the survival of fecal microbial indicators using sentinel chambers. **Waste Management** v.27, 2007. p. 1144-1154.

UDERT, K.M.; LARSEN, T.A.; GUJER, W. Estimating the precipitation potential in urine-collecting systems. **Water Research** v. 37, 2003-a. p. 2667-2677.

UDERT, K.M.; FUX, C.; MUNSTER, M.; LARSEN, T.A.; SIEGRIST, H.; GUJER, W. Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine. **Water Science and Technology** v.48, 2003-b. p. 119-130.

UDERT, K.M.; LARSEN, T.A.; GUJER, W. Fate of major compounds in source-separated urine. **Water Science and Technology** v.54(11-12), 2006. p. 413-420.

UDERT, K.M.; WÄCHTER, M. Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. **Water Research** v.46, 2012. p. 453-464.

USEPA. Environmental Regulations and Technology. **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge**, Appendix F - EPA/625/R-92/013 - Office of Research and Development. Ohio: Cincinnati, 2003.

USEPA. Standards for the use or disposal of sewage sludge. **EPA Part 503 Biosolids Rule**. Office of waste water management. Washington, 1994.

VINNERÅS, B. **Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion**. (Tese). Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala, Suécia. 2002. 88p.

VINNERÅS, B. **Sanitation and hygiene in manure management**. In: Sommer, S.G., Jensen, L.S., Christensen, M.L., Schmidt, T. (eds). *Animal Waste – Recycling, Treatment and Management*. Wiley-Blackwell. Oxford UK (In Press). 2013.

VINNERÅS, B.; BJÖRKLUND, A.; JÖNSSON, H. Disinfection of faecal matter by thermal composting – laboratory scale and pilot scale studies. **Bioresource Technology** v.88(1), 2003. p. 47-54.

VINNERÅS, B.; JÖNSSON, H. The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. **Bioresource Technology** v. 84. 2002. p. 275-282.

VINNERÅS, B.; JÖNSSON, H. 2013. In: Larsen, T.A; Udert, K.M.; Lienert, J. (eds). **Source Separation and Decentralization for Wastewater Management**. The Swedish experience with source separation (Cap28). IWA Publishing, London, UK.

VINNERÅS, B.; HEDENKVIST, M.; NORDIN, A.; WILHELMSON, A. Peepoo bag: self-sanitising single use biodegradable toilet. **Water Science and Technology** v.59, 2009. p. 1743-1749.

VINNERÅS, B.; NORDIN, A.; NIWAGABA, C.; NYBERG, K. Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. **Water Research** v.42, 2008. p. 4067-4074.

WHARTON, D.A. *Ascaris* sp.: Water loss during desiccation of embryonating eggs. **Experimental Parasitology** 48, 1979. p. 398-406.

WHARTON, D.A. Nematode egg-shells. **Parasitology** 81, 1980. p. 447-463.

WIELAND, P.O. **Designing for human presence in space - an introduction to environmental control and life support systems.** NASA RP-1324, Appendix E/F, 227-251. 1994. 348p.

WILSENACH, J.A.; SCHUURBIERS, C.A.H; LOOSDRECHT, M.C.M. Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation. **Water Research** v.41, 2007. p. 458-466.

WINKER, M. **Pharmaceutical residues in urine and potential risks related to usage as fertilizer in agriculture.** (Tese). Technische Universitat Hamburg-Harburg, Hamburg, Alemanha, 2009. 117p.

WINKER, M.; VINNERÅS, B.; MUSKOLUS, A.; ARNOLD, U.; CLEMENS, J. Fertilizer products from new sanitation systems: Their potential values and risks. **Bioresource Technology** v. 100(18), 2009. p. 4090-4096.

WINKER, M.; CLEMENS, J.; REICH, M.; GULYAS, H.; OTTERPOHL, R. Ryegrass uptake of carbamazepine and ibuprofen applied by urine fertilization. **Science of the Total Environment** v. 408, 2010. p. 1902–1908.

WINKER, M. Are pharmaceutical residues in urine a constraint for using urine as a fertilizer? **Sustainable Sanitation Practice** Issue 3, 2010. 7p.

WERNER, C.; PANESAR, A.; RÜD, S.B.; OLT, C.U. Ecological sanitation: Principles, technologies and Project examples for sustainable

wastewater and excreta management. **Desalination** v.248, 2009. p. 392-401.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Vol 4. Geneva: World Health Organization. ISSN 4, 2006. 204p.

WHO. World Health Statistics 2008 - **Technology for water supply and sanitation in developing countries**. Geneva. ISBN 924-120-742-6.

YADAV, K.D.; TARE, V.; AHAMMED, M. Vermicomposting of source-separated human faeces for nutrient recycling. **Waste Management** v. 30, 2010. p. 50-56.

ZANCHETA, P. G. **Recuperação e tratamento da urina humana para uso agrícola**. (Dissertação). Programa de pós-graduação em engenharia ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil. 2007. 80p.

Resolução 1263/1989 UK, disponível em:
<<http://www.legislation.gov.uk/ukxi/1989/1263/introduction/made>>
Acesso em: fevereiro, 2013.

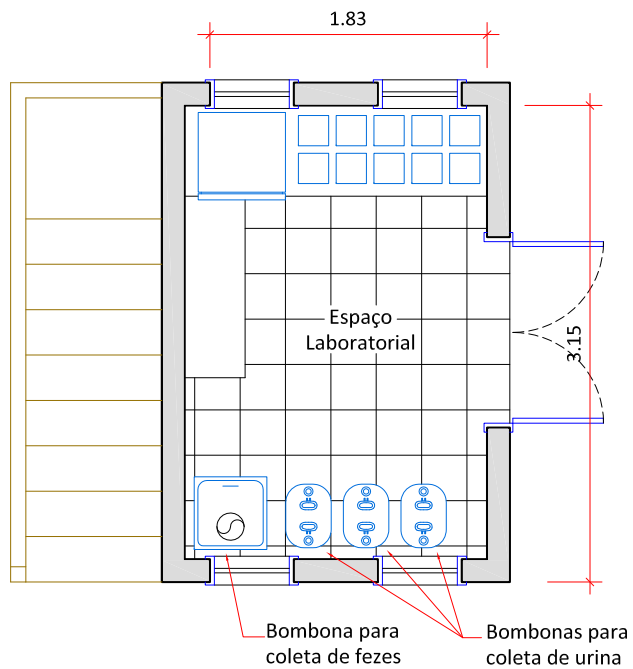
Joint Monitoring Programme (JMP) for Water Supply and Sanitation – WHO/UNICEF, disponível em:
<<http://www.wssinfo.org/>>
Acesso em: março, 2012.

Instituto Nacional de Meteorologia, disponível em:
<http://www.inmet.gov.br/sim/gera_graficos.php>
Acesso em: janeiro, 2013.

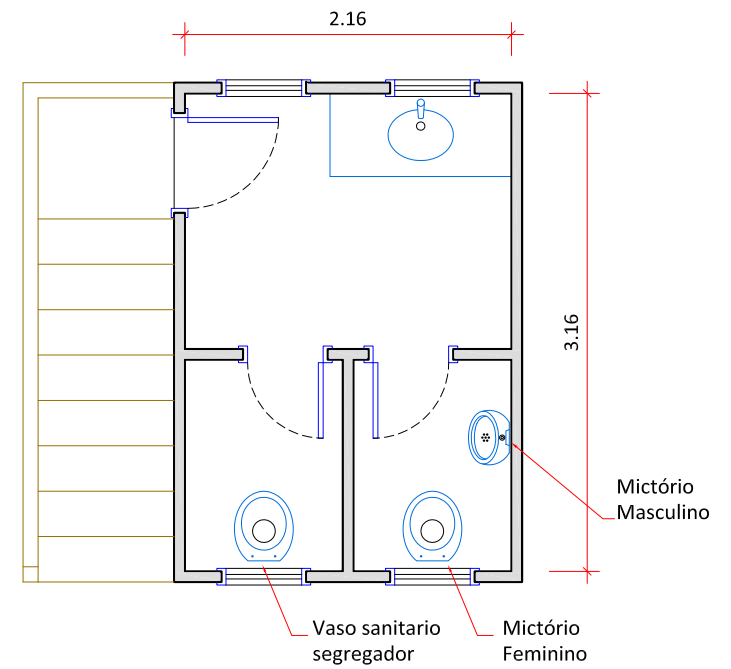
Produção de fertilizantes orgânicos Fish Fértil K[®], disponível em:
<www.fishfertil.com.br>
Acesso em: fevereiro, 2013.

APÊNDICES

Apêndice 01. Projeto com as plantas baixas do banheiro seco segregador implantado.



Planta Baixa - Piso Inferior
Esc: 1:50



Planta Baixa - Piso Superior
Esc: 1:50

TESE DE DOUTORADO - MARIA ELISA MAGRI

TÍTULO:

PROJETO DO BANHEIRO SECO SEGREGADOR

DATA:

Março de 2013

ESCALA:

1/50

PRANCHA:

1/1

Apêndice 02. Cartazes utilizados nas campanhas de coleta de urina e fezes realizada no prédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFSC.

CAMPANHA PARA COLETA DE URINA


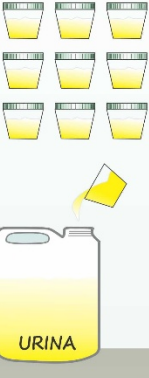
Colabore com a pesquisa, durante esta semana urine nos frasquinhos e contribua com a nossa coleta de urina!

Sua urina fará parte de uma pesquisa científica que visa a valorização deste dejetos!

A urina humana é muito rica em nutrientes!
Se corretamente tratada ela pode ser utilizada na agricultura!

Projeto de Pesquisa - Doutorado
Maria Elisa Magri

Orientador - Coordenador
Luiz Sérgio Philippi



Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado

www.gesad.ufsc.br

MICTÓRIO MASCULINO ADAPTADO PARA COLETA DE URINA

Colabore com a pesquisa, durante esta semana utilize somente este mictório adaptado!

Sua urina fará parte de uma pesquisa científica que visa a valorização deste dejetos!



*A urina humana é muito rica em nutrientes!
Se corretamente tratada ela pode ser utilizada na agricultura!*

Projeto de Pesquisa - Doutorado
Maria Elisa Magri

Orientador - Coordenador
Luiz Sérgio Philippi



Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado



www.gesad.ufsc.br

CAMPANHA PARA COLETA DE FEZES

Colabore com a pesquisa! Durante as próximas semanas defeque nos saquinhos disponíveis em todos os banheiros do prédio e contribua com a nossa coleta de fezes!

Suas fezes farão parte de uma pesquisa científica que visa a valorização deste dejetos!



Noosso experimento:

As fezes serão utilizadas em um experimento de inativação de *Áscaris lumbricóides*. Vamos simular o que acontece em banheiros secos, testar um tratamento para as fezes, e modelar quanto tempo é necessário para a inativação deste helminto, que é um dos indicadores mais importantes a serem avaliados.

Experimento inicial já realizado, avaliamos a inativação de *Salmonella*, *Enterococcus*, bacteriófagos Ms2 e PhiX (modelos para vírus).



Projeto de Pesquisa - Doutorado

Maria Elisa Magri

Orientador - Luiz Sérgio Philippi



Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado

Apêndice 03. Quadro com as metodologias analíticas utilizadas para realização de análises físico-químicas e microbiológicas das fezes e urina humanas.

Análise	Matriz	Metodologia
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	Urina	Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N – Standard Methods 2320B (APHA, 2005)
Boro (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Titulação - Manitol (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Capacidade de troca de cátions (mmolc.kg ⁻¹)	Fezes Urina	Titulação – NaOH (IN MAPA 28/2007)
Carbono orgânico total (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Oxidação do C por dicromato em meio ácido com titulação do Cr ⁶⁺ em excesso (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Cálcio total (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Cobalto (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Cobre total (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Coliformes totais (ou NMP.g ⁻¹ ou NMP.100mL ⁻¹)	Fezes Urina	Substrato cromogênico. Colilert [®]
Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)	Fezes Urina	Leitura em condutivímetro digital – aparelho ALFAKIT [®]
DBO 5 dias (mg.L ⁻¹)	Urina	Respirométrico, leitura em aparelho HACH [®] – Standard Methods 5210 D (APHA, 2005)
DQO total (mg.L ⁻¹)	Urina	Digestão em refluxo fechado – método colorimétrico, Leitura em espectrofotômetro HACH [®] – Standard Methods 5220D (APHA, 2005).
Enxofre (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Gravimetria – BaCl ₂ (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.g ⁻¹ ou NMP.100mL ⁻¹)	Fezes Urina	Substrato cromogênico. Enterolert [®]
<i>Escherichia coli</i> (NMP.g ⁻¹ ou NMP.100mL ⁻¹)	Fezes Urina	Substrato cromogênico. Colilert [®]

Ferro (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Fósforo (P ₂ O ₅) (% ou mg.kg ⁻¹)	Fezes Urina	Digestão por H ₂ O ₂ e H ₂ SO ₄ e recuperação por digestão nítrico-perclórica, leitura em espectrofotômetro HACH® (USEPA SW-846)
Fósforo ortofosfato (mg.L ⁻¹)	Urina	Método do ácido Vanadomolybdato, leitura em espectrofotômetro HACH® (APHA, 2005)
Manganês (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Magnésio (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Molibdênio (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/forno de grafite (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Níquel (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	Urina	Método colorimétrico de Nessler, leitura em espectrofotômetro HACH® (VOGEL, 1981)
Nitrogênio amoniacal (%)	Fezes	Destilação e titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,2N (USEPA SW-846)
Nitrogênio nitrito (mg.L ⁻¹)	Urina	Método colorimétrico, leitura em espectrofotômetro HACH® - Standard Methods 4500-N-NO ₂ ⁻ (APHA, 2005)
Nitrogênio nitrito (%)	Fezes	Destilação e titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,2N (USEPA SW-846)
Nitrogênio nitrato (mg.L ⁻¹)	Urina	Método colorimétrico com brucina - Standard Methods (APHA, 1972). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio nitrato (%)	Fezes	Destilação e titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,2N (USEPA SW-846)
Nitrogênio total (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Digestão por H ₂ O ₂ e H ₂ SO ₄ e recuperação Macro Kjeldhal - Standard Methods 4500-Norg B (APHA, 2005; USEPA SW-846)
Potássio (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)
Potencial hidrogeniônico	Fezes Urina	Método eletrométrico, leitura em pHmetro digital, modelo B474 - MICRONAL® - Standard Methods 4500-H ⁺ (APHA, 2005)

Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	Urina	Método gravimétrico - filtração em membrana de fibra de vidro e secagem a 105°C - Standard Methods 2130B (APHA, 2005)
Sólidos totais (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Método gravimétrico - secagem a 105°C - Standard Methods 2130B (APHA, 2005)
Sólidos totais fixos (%)	Fezes	Método gravimétrico - muflagem a 550°C - Standard Methods 2130B (APHA, 2005)
Sólidos totais voláteis (%)	Fezes	Método gravimétrico - muflagem a 550°C - Standard Methods 2130B (APHA, 2005)
Zinco (% ou mg.L ⁻¹)	Fezes Urina	Espectrofotometria em absorção atômica/chama (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846)

Apêndice 04. Quadro com as principais características físicas e químicas das conchas de ostras utilizadas nos experimentos.

Análise química elementar em percentual das conchas de ostras (Microscopia de varredura eletrônica) (n=5)		
Elemento químico	Conchas de ostras	
	Média (%)	Desvio Padrão
C	5,17	1,10
O	31,50	5,40
Na	0,03	0,06
Mg	0,14	0,19
Al	0,37	0,32
Si	1,03	0,62
Ca	61,74	7,42
Análise química dos óxidos formadores em percentual das conchas de ostras (Espectrometria por fluorescência de raios x) (n=5)		
Óxido	Conchas de ostras	
	Média (%)	Desvio Padrão
CaO	54,85	1,00
SiO ₂	0,75	0,01
Al ₂ O ₃	-	-
SO ₃	0,28	0,05
K ₂ O	0,21	0,02
SrO	0,11	0,00
ZrO ₂	0,01	0,00
P ₂ O ₅	0,77	0,01
CO ₂	44,00	0,00
Análise da estrutura cristalina das conchas de ostras (Espectrometria por difratometria de raios x) (n=5)		
Único polimorfo encontrado - Agrupamento cristalino de carbonato de cálcio na forma de calcita		