



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo

CAROLINE KIMIE MIYAZAKI

**AVALIAÇÃO DE RISCO EM SISTEMAS
UNIFAMILIARES: O CASO DA FOSSA SÉPTICA
BIODIGESTORA DA EMBRAPA**

CAMPINAS
2021

CAROLINE KIMIE MIYAZAKI

**AVALIAÇÃO DE RISCO EM SISTEMAS
UNIFAMILIARES: O CASO DA FOSSA SÉPTICA
BIODIGESTORA DA EMBRAPA**

Dissertação de Mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Mestra em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELA ALUNA CAROLINE KIMIE MIYAZAKI E ORIENTADA PELO PROF. DR. ADRIANO TONETTI.

ASSINATURA DO ORIENTADOR



CAMPINAS

2021

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

M699a Miyazaki, Caroline Kimie, 1992-
Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa / Caroline Kimie Miyazaki. – Campinas, SP : [s.n.], 2021.

Orientador: Adriano Luiz Tonetti.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Irrigação com águas residuais. 2. Água - Reuso. 3. Esgotos - Tratamento. 4. Saneamento rural. 5. Avaliação quantitativa do risco. I. Tonetti, Adriano Luiz, 1973-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Risk assessment in onsite systems: the case of Embrapa's biodigestor septic tank

Palavras-chave em inglês:

Irrigation with wastewater

Water reuse

Wastewater treatment

Rural sanitation

Quantitative risk assessment

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestra em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Adriano Luiz Tonetti [Orientador]

Paula Loureiro Paulo

Martin Seidl

Data de defesa: 07-10-2021

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: 0000-0002-7121-1847

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/2757114150019029>

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Faculdade de engenharia civil, arquitetura e urbanismo

**AVALIAÇÃO DE RISCO EM SISTEMAS UNIFAMILIARES: O
CASO DA FOSSA SÉPTICA BIODIGESTORA DA EMBRAPA**

CAROLINE KIMIE MIYAZAKI

**Tese de Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora,
constituída por:**

Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti

Presidente e Orientador/UNICAMP

Prof. Dra. Paula Loureiro Paulo

UFMS

Prof. Dr. Martin Seidl

ENPC (França)

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação e na Secretaria do Programa da Unidade.

Campinas, 07 de outubro de 2021

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo apoio imensurável no meu dia-a-dia e pelo incentivo a continuar lutando pela minha carreira e pelo meu desenvolvimento pessoal.

Ao meu querido Arthur, por todo o companheirismo, paciência em me ajudar sempre que necessário e por me dar força na minha jornada do mestrado. Ele sabe mais que ninguém o quanto não foi fácil terminar e nem me tornar a pesquisadora que sou hoje.

À todos os meus familiares, minhas primas e primos, minhas tias e tios e meus avós, que estão longe, mas ao mesmo tempo bem pertos de mim.

À meus amigos, que sempre me apoiam e me erguem para cima.

Ao meu querido orientador Adriano, por estar presente em todos os momentos que precisei, por todas as oportunidades que me forneceu (seja de escrever artigos em conjunto, como participar de banca de TFG), por ter me ensinado a ser uma pesquisadora e por ser uma pessoa sempre bem humorada.

Ao meu querido supervisor na França, Martin, por ter me fornecido a oportunidade de fazer um intercâmbio incrível, por ter tido a imensa paciência em conduzir uma pesquisa comigo e por ter me ensinado a questionar a pesquisa.

À CAPES, pela bolsa de mestrado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

À família Konrad Adenauer, pela bolsa de mestrado e imensa apoio em todas as minhas atividades. Sinto muito orgulho de fazer parte dessa rede tão maravilhosa.

Ao UrbanRiskLab, pela bolsa de auxílio na França, e à Eau de Paris, pelo suporte na pesquisa.

Aos meus colegas da UNICAMP e do LEESU (Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains) pelas ajudas durante o caminhar da minha dissertação e pelo apoio amigo, me incentivando a continuar.

À todas as pessoas envolvidas em meu projeto, aos moradores da comunidade Pedra Branca pelo contato no início do meu mestrado, à Prefeitura de Campinas (Luis) por fornecer informações sobre o Programa de Saneamento Rural Sustentável e à Professora Paula Paulo por toda a disponibilidade em discutir ideias e esclarecer argumentos.

Meu imenso agradecimento a todos vocês, seguimos firme!

RESUMO

O esgotamento sanitário em locais isolados, sobretudo na área rural, carece de infraestrutura e serviços de saneamento. Uma solução para esse problema poderia ser a adoção de tecnologias aplicáveis a áreas descentralizadas. Com esse enfoque, uma das tecnologias no Brasil que tem sido disseminada de forma empírica é a Fossa Séptica Biodigestora (FSBE) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Esse sistema simplificado foi configurado para o tratamento de águas fecais para casos unifamiliares e em sua concepção original foi proposto o reúso na agricultura. A temática do reúso em escalas menores apresenta uma série de desafios e limitações, sobretudo do ponto de vista regulatório, da operação, da manutenção e da garantia da segurança sanitária. Desse modo, o presente projeto de pesquisa objetivou avaliar os riscos potenciais aos quais os usuários da FSBE estão expostos em uma residência e propor medidas de controle. Para tanto, a metodologia do estudo consistiu em três etapas: 1) descrição do sistema; 2) planejamento e avaliação do risco e 3) proposta de melhoria. Na primeira etapa foram mapeados seis cenários de exposição e caracterizado o estudo de caso de Campinas. Na segunda etapa, a ferramenta Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico (AQRM) foi utilizada para estimar probabilidade do risco de infecção a partir de um cenário de exposição para a *E. Coli*. Os resultados apontaram que o cenário de utilização de esterco bovino fresco pode apresentar altos riscos à saúde, no entanto, esse cenário também foi o mais incerto, do ponto de vista dos parâmetros do modelo. Além disso, o reúso da água na agricultura, mesmo que de forma restrita, pode implicar em riscos considerados não seguros, e o sistema FSBE como um todo pode gerar uma carga de doença de 0,0091 DALY (ano de vida ajustado por incapacidade) por pessoa por ano. Foi realizado também a análise de sensibilidade do modelo, e o parâmetro de patogenicidade da *E. Coli* é o fator preditivo. Em seguida, na última etapa, visto que os resultados a maioria dos cenários perpassam valores admissíveis, foram propostas medidas de controle e tratamentos adicionais. A FSBE não atinge um tratamento mínimo requerido, sendo necessário um valor de redução total para *E. Coli* é de 4 log₁₀, ou uma concentração máxima no efluente de 133 NMP *E. Coli*/100 mL. As medidas de controles e barreiras de tratamento adicionais sugeridas foram: remover a adição do esterco bovino como manutenção do sistema, adicionar um tratamento secundário e até mesmo terciário, como wetland ou filtro de areia e substituir o método de irrigação superficial.

Palavras-chave: Sistema domiciliar; reúso; água de vaso sanitário; águas negras; autogestão; reúso na agricultura, avaliação de risco, AQRM.

ABSTRACT

Sanitation in isolated locations, especially in rural areas, lacks infrastructure and sanitation services. One solution to this problem could be the adoption of technologies applicable to decentralized regions. With this approach, the Biodigestor Septic Tank (FSBE) of the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA) is one of the technologies in Brazil widely disseminated empirically. This simplified system treats fecal water in single-family houses, and its original conception proposed reuse in agriculture. However, the theme of reuse in more minor scales presents a series of challenges and limitations, especially from the regulatory point of view, operation, maintenance, and guarantee of sanitary security. Thus, the present research project aimed to evaluate the potential risks to which the users of FSBE are exposed in a household and propose control measures. To this end, the study's methodology consisted of three stages: 1) description of the system, 2) planning and risk assessment, and 3) proposal for improvement. In the first step, the study mapped six exposure scenarios and characterized the case study of Campinas. In the second step, the Quantitative Microbiological Risk Assessment (QMRA) tool estimated the probability of infection risk from an exposure scenario for *E.Coli*. The results pointed out that using fresh bovine manure may present high health risks. However, this scenario was also the most uncertain, from the point of view of model parameters. In addition, water reuse in agriculture, even if restricted, may entail risks that are considered unsafe, and the FSBE system as a whole may generate a disease burden of 0.0091 DALY (disability-adjusted life year) per person per year. Sensitivity analysis of the model found that *E.Coli* pathogenicity parameter is the predictive factor. Then, in the last step, since most scenarios pass admissible values, control measures and additional treatments were proposed. As a result, FSBE does not reach a minimum treatment requirement, and a total reduction value for *E.Coli* for the reuse of the fecal water is 4 log₁₀, or a maximum concentration in the effluent of 133 MPN *E.Coli*/100 mL. Additional control measures and treatment barriers were: removing the addition of cattle manure as system maintenance, adding a secondary and even tertiary treatment, such as wetland or sand filter, and replacing the superficial irrigation method.

Keywords: Onsite system; reuse; blackwater, self-management, reclaimed wastewater, risk assessment, QMRA.

Lista de siglas e abreviaturas

AQRM – Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico

DALY – Disability-Adjusted Life Years (anos de vida ajustados por incapacidade)

E.Coli - Escherichia coli

FSBE – Fossa séptica biodigestor da EMBRAPA

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IICA - Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura

pH - Potencial hidrogeniônico

PPPA – Por pessoa por ano

PSRS - Programa de Saneamento Rural Sustentável

PNSR – Programa Nacional de Saneamento Rural

PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

RAS - Razão de adsorção de sódio

USEPA – United States Environmental Protection Agency

NMP – Número mais provável

ND - Não detectável

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OMS – Organização Mundial da Saúde (ou WHO, em inglês)

ONU – Organização das Nações Unidas

UNICEF - Fundo das Nações Unidas para a Infância (United Nations Children's Fund)

VRL - Valor de redução requerido log10

Lista de figuras

Figura 1– Reúso de recursos de fontes diferentes de água em sistemas descentralizados.	26
Figura 2 – Abrangência geográfica da Fossa Séptica Biodigestora da Embrapa	46
Figura 3 - Desenho esquemático da Fossa Séptica Biodigestora	47
Figura 4 – Estrutura da AQRM	54
Figura 5 – Fluxograma da metodologia da pesquisa	58
Figura 6 – Soluções individuais do Programa de Saneamento Rural Sustentável	69
Figura 7 – Sistemas individuais em áreas urbanas	70
Figura 8 – FSBE instaladas pela Prefeitura e FSBE com o material entregue ao proprietário	71
Figura 9 – Acompanhamento temporal de uma FSBE	72
Figura 10 – Proximidade da FSBE da residência	73
Figura 11 - Distância entre FSBE e corpo hídrico.....	74
Figura 12 - Distância entre FSBE e lençol freático	75
Figura 13 – Porcentagem de FSBE para cada profundidade do lençol freático	76
Figura 14 – Precipitação mensal no município de Campinas de 1985-1995 (Código da Estação:02347003 - ANA)	77
Figura 15 – Mapa dos fluxos de resíduos	78
Figura 16 – Procedimento para a adição de excreta bovino fresco	79
Figura 17 – Extravasamento da mistura água e esterco fresco	79
Figura 18 – Manuseio do efluente da FSBE.....	82
Figura 19 – Risco de infecção anual e carga de doença em DALY dos cenários C1, C2, C3 e C4	84
Figura 20 – Número de casos por ano para cada cenário, considerando o estudo de caso de Campinas e dose por evento de cada cenário (em log10).....	86
Figura 21 – Análise de sensibilidade dos parâmetros de entrada da probabilidade de infecção anual	93
Figura 22 - Análise de sensibilidade dos parâmetros de entrada da carga da doença	93
Figura 23 - Diretrizes de qualidade para reúso de esgoto restrito na agricultura em várias regiões do mundo em comparação com o valor do presente estudo	100
Figura 24 – Grade de direção de drenagem local (LDD)	122
Figura 25 -Coreção do modelo digital de elevação (DEMC).....	122
Figura 26 – Fluxo acumulada (ACC)	123

Figura 27 – Drenagem (DREN)	123
Figura 28 - Altura relativa locais encontradas ao longo da rede de drenagem (HAND)	124
Figura 29 – Dose-resposta dos dados reportados na literatura. Curvas 1 e 6 destacadas pela ampla utilização da literatura.	129
Figura 30 – Risco de infecção do cenário C1, C2, C3 e C4.....	134
Figura 31 - Risco de doença anual dos cenários C1, C2, C3 e C4.....	135

Lista de quadros

Quadro 1 – Atendimento e déficit do sistema de esgotamento sanitário para a população nas áreas rurais do Brasil	23
Quadro 2 – Casos de reúso de águas fecais	29
Quadro 3 – Comparação de padrões de qualidade e monitoramento requerido para reúso agrícola irrestrito.....	38
Quadro 4 – Comparação de padrões de qualidade e monitoramento requerido para reúso agrícola restrito.	39
Quadro 5 – Classificações e respectivos parâmetros de qualidade para reúso.....	43
Quadro 6 – Doenças relacionadas por contaminação de fezes	55
Quadro 7 - Compilação dos riscos à saúde e a rota de exposição causada pela irrigação de água de reuso parcialmente tratados e não tratados	56
Quadro 8 - Carga da doença da <i>E.Coli</i> devido a gastroenterite expressa em anos de vida ajustados por incapacidade (DALYs) calculada por meio da severidade, probabilidade e duração do respectivo grau de gravidade	65
Quadro 9 - Parâmetros adotados para simulação	66
Quadro 10 - Número de unidades de sistemas entregues, instalados e o tipo de recurso utilizado para a adequação o esgotamento sanitário em domicílios rurais.....	71
Quadro 11 – Distâncias entre a casa e a FSBE, FSBE e corpo hídrico, FSBE e lençol freático	73
Quadro 12 – Grupo exposto, sua definição e a quantidade de pessoas expostas no estudo de caso	78
Quadro 13 - Parâmetros microbiológicos afluentes à fossa séptica biodigestora.....	80
Quadro 14 – Concentração do patógeno encontrado no estrume	87
Quadro 15 – Resumo dos valores de redução log10 para cada tipo de água e uso específico .	98
Quadro 16 – Medidas de controle e suas respectivas reduções de <i>E.Coli</i>	101
Quadro 17 – Cenários de melhorias para uma fonte de águas fecais usado para irrigação....	102
Quadro 18 – Métodos utilizados para avaliação da exposição	125
Quadro 19 – Volumes ingeridos assumidos pela literatura	126

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivos Específicos	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	Panorama geral dos sistemas de esgotamento sanitário	20
3.2	o reúso em Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto.....	24
3.3	Reúso do efluente tratado na agricultura: Legislações e normas	32
3.3.1	Sistemas centralizados	32
3.3.2	Sistemas unifamiliares	40
3.4	Tecnologias para esgotamento sanitário unifamiliares	44
3.4.1	Fossa séptica biodigestora da EMBRAPA.....	46
3.5	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DO RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM).....	50
3.5.1	Microrganismos patogênicos e suas rotas de transmissão	54
4	METODOLOGIA	58
4.1	Etapa 1: DESCRIÇÃO DO SISTEMA	59
4.2	Etapa 2: Práticas existentes (Estado atual).....	59
4.2.1	Identificação do perigo.....	59
4.2.2	Avaliação da exposição.....	60
4.2.3	Avaliação do efeito a saúde	63
4.2.4	Caracterização do risco	64
4.2.5	Parâmetros adotados	65
4.2.6	Análise das incertezas e variabilidade	67
4.3	Etapa 3: PROPOSTA DE MELHORIAS.....	67
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
5.1	Etapa 1: DESCRIÇÃO DO SISTEMA	68
5.1.1	Estudo de caso: Município de Campinas	68

5.1.2	Descrição dos fluxos de resíduos.....	77
5.2	Etapa 2: AVALIAÇÃO DO RISCO	84
5.2.1	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DO RISCO MICROBIOLÓGICO	84
5.2.2	Limitações de aplicação do C5 e C6	91
5.2.3	Análise da sensibilidade	92
5.2.4	Análise da incerteza.....	94
5.3	Etapa 3: PROPOSTA DE MELHORIAS	97
6	CONCLUSÃO.....	103
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
	APÊNDICE A – ALTURA DO LENÇOL FREÁTICO	121
	APÊNDICE B– DESENVOLVIMENTO DO MODELO AQRM	125
	APÊNDICE C – RESULTADOS DO MODELO AQRM.....	132
	APÊNDICE D – CÓDIGOS DO R	136

1 INTRODUÇÃO

Em 2017, 4,2 bilhões (53%) de pessoas no mundo viviam sem acesso a serviços de esgotamento sanitário gerenciados de forma segura (UNICEF; WHO, 2019). O quadro do Brasil não difere desta realidade mundial, pois entre os serviços nacionais de saneamento básico, o esgotamento sanitário é o que apresenta menor abrangência nos municípios (LANDAU; MOURA, 2016). O déficit desse setor é ainda maior em locais periféricos e em zonas rurais (GALVÃO JUNIOR, 2009). Aproximadamente 80% da população rural não possui serviços adequados de esgotamento, dispondo seus efluentes em fossas rudimentares ou em corpos d'água (BRASIL, 2019), o que representa 17% da população total no Brasil.

Universalizar os serviços de esgotamento sanitário é de suma importância, além de ser um direito garantido pela Constituição Federal Brasileira de 1988, porém no modelo vigente de centralização dos sistemas, locais isolados acabam não sendo considerados prioritários nesses serviços. Estes locais apresentam especificidades que os diferenciam dos centros urbanos e, portanto, requerem técnicas adequadas e factíveis para uma realidade local, que possam ser adaptadas de acordo com uma demanda específica, avaliando-se os critérios sociais, econômicos e ambientais da comunidade em questão (BIEKER; CORNEL; WAGNER, 2010).

Nesse contexto, os sistemas descentralizados apresentam-se como uma alternativa para o tratamento de esgoto. Esses sistemas podem ser considerados apropriados para comunidades de baixa densidade demográfica e possuem melhor custo benefício quando comparado aos sistemas centralizados (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009). Entretanto, estas tecnologias devem possuir fácil operação e garantias de segurança sanitária de seus usuários (BRASIL, 2019).

A temática do reúso dos efluentes tratados se destaca no cenário de sistemas descentralizados, como forma de maximizar os recursos naturais, suprir uma demanda hídrica e gerar uma cadeia circular (CIPOLLETTA et al., 2021; GIKAS; TCHOBANOGLIOUS, 2009; JIMÉNEZ CISNEROS; ASANO, 2008; LIBRALATO; VOLPI GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012; WWAP, 2017). Os usos mais comuns são na irrigação da paisagem e jardins e usos internos da residência (LACKEY et al., 2020; NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, 2015; SCHOEN et al., 2017).

Em sistemas menores e/ou unifamiliares, a separação das águas produzidas na habitação permite um direcionamento dos efluentes com características distintas a tratamentos específicos e nessa realidade, a água cinza é amplamente reutilizada. O reúso de águas fecais (também conhecida como águas negras ou água de vaso sanitário) é pouco citado na literatura devido ao maior risco de contaminação por patógenos (WWAP, 2017) e menor capacidade de geração de volume de água, variando entre 30 a 40% do volume total de água produzida em uma casa (RADINGOANA; DUBE; MAZVIMAVI, 2020; SHAIKH; AHAMMED, 2020). Alguns casos foram reportados internacionalmente de aplicação da águas fecais em escalas comerciais ou piloto, no entanto, para irrigação na agricultura, o Brasil figura como protagonista na literatura na aplicação em escala real e unifamiliar (DE NOVAES et al., 2002; EMBRAPA, 2014).

O reúso no contexto unifamiliar apresenta uma série de desafios e limitações, sobretudo no modelo de autogestão usualmente empregado. Atualmente os sistemas de esgotamento sanitário não garantem atendimento integral nas áreas isoladas (PINEDA, 2013), e isso faz com que os próprios usuários busquem alternativas para suprir essa carência (SILVA, 2017). No entanto, essa prática é considerada inadequada uma vez que é papel do poder público prover esse serviço, por isso, recomenda-se a gestão multiescalar, ou seja, onde todos os atores estão envolvidos na responsabilização do acesso ao serviço de saneamento (BRASIL, 2019).

Como consequência da autogestão, frequentemente ocorre a associação equivocada de sistemas descentralizados com baixa eficiência do tratamento. Isso se deve principalmente à negligência da operação e manutenção dos sistemas, seja por falta de um compromisso formal ou falta de conhecimento sobre a importância da gestão para o tratamento de efluentes (FITO; VAN HULLE, 2021; GUNADY et al., 2015; KATO et al., 2019; NRMCC, 2006; SCHOEN; GARLAND, 2017).

Assim, um gerenciamento inadequado do efluente pode impactar diretamente os produtores rurais e seus familiares, além de poder também indiretamente representar um risco para os consumidores dos produtos cultivados, comunidades no entorno e o próprio meio ambiente (WHO, 2006). Portanto, a implementação de um reúso deve ser acompanhada de medidas de gerenciamento dos riscos, que abarquem tecnologias adequadas, amparo de políticas e regulações e práticas agrícolas corretas (LAZAROVA; BAHRI, 2008),.

No caso particular do Brasil, o reúso unifamiliar vêm sendo disseminado rapidamente a partir da Fossa Séptica Biodigestora (FSBE) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). O sistema é divulgado desde 2001 e é utilizado para o tratamento de águas fecais.

A FSBE é composta por três caixas d'água, sendo as duas primeiras, em teoria, responsáveis pela degradação anaeróbia da matéria orgânica e a última, pelo armazenamento do efluente estabilizado, também denominado “biofertilizante”. Atualmente, 11.500 unidades da FSBE já foram instaladas no Brasil (SILVA; MARMO; LEONEL, 2017), concentrada principalmente na região sudeste. O governo pretende instalar a tecnologia em mais de 35.000 domicílios rurais por meio do Programa Nacional de Habitação Rural (PNHR) (EMBRAPA, 2017). No município de Campinas (SP), mais de 136 unidades foram entregues pelo Programa de Saneamento Rural Sustentável (CAMPINAS, 2020a).

Tamanha disseminação do tema de reúso de águas fecais causa preocupação em relação à segurança sanitária e, portanto, à saúde pública. Todos os manuais produzidos pela Embrapa (DE NOVAES et al., 2002; EMBRAPA, 2014) são categóricos em afirmar que a transformação do esgoto que o sistema propicia gera um biofertilizante que pode ser aplicado em culturas agrícolas. Apesar da prerrogativa de que o efluente pode ser utilizado como um adubo orgânico com propriedades semelhantes à adubos químicos inorgânicos (DE NOVAES et al., 2002; FAUSTINO, 2007), muitos estudos apontam o contrário (FIGUEIREDO, 2019; SAVEGNANO; FERRI, 2014).

Além disso, as críticas ao sistema sumariamente destacam, principalmente, a aplicação do biofertilizante ocorrer da forma incorreta, e/ou sem a utilização de equipamentos de proteção individual necessária (FIGUEIREDO et al., 2019a). Vale ressaltar que a autogestão é um fator importante uma vez que pode interferir na manutenção e operação do sistema, podendo, inclusive, abrir mais rotas de exposição e transmissão.

Na literatura científica brasileira, as pesquisas se limitam a comparar o efluente da FSBE com os valores máximos permitidos para uso na agricultura. No entanto, a concentração encontrada de *E. coli* ainda evidencia a possibilidade da existência de microrganismos patogênicos e num contexto rural e de autogestão, a complexidade e riscos a saúde podem estar sendo intensificados. Logo, a somatória de todos esses fatores leva ao questionamento da sustentabilidade do reúso de efluentes tratados nestas condições. O único trabalho encontrado que avaliou o efluente tratado e sua adequação no reúso agrícola de tal tecnologia foi Figueiredo (2019a), que expõe que uma das principais atividades observadas que aumentam o risco de contaminação dos usuários é o comportamento individual e a gestão incorreta do efluente. A falta de equipamentos de proteção acarreta a exposição direta do agricultor com o efluente e a

exposição indireta da família, incluindo animais de estimação, que entram em contato com o efluente de forma acidental.

A temática do reúso torna-se ainda mais desafiadora devido à falta de padronizações legais e regulações. As legislações para sistemas centralizados no Brasil não apresentam orientações técnicas, responsáveis, fiscalizações e nem diretrizes para as formas corretas de utilização da água para os usuários finais (BRASIL, 2017). Além disso, as atuais regulações não mencionam se a abrangência é válida também para o cenário unifamiliar e como seria a gestão nesse caso.

A norma NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997) é a única que apresenta diretrizes para esses casos, apresentando classificações dos tipos de reúso e os valores máximos recomendados para cada padrão de qualidade. Entretanto, ela foi criada há mais de 20 anos e encontra-se defasada em relação às práticas e pesquisas recentes (SOUZA et al., 2019). Além disso, as diretrizes não estabelecem valores específicos para águas fecais tratada, tampouco apresentam orientações para redução dos riscos de contaminação quando o manejo é inadequado.

Uma das formas existentes para a avaliação do risco é a utilização de ferramentas científicas que auxiliem na tomada de decisão. Nesta conjuntura, a Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico (AQRM) permite a interpretação dos dados de forma quantitativa para estimar a probabilidade dos riscos de infecção a partir de um dado cenário de exposição. No contexto do saneamento, a AQRM tem sido inicialmente aplicada para avaliar o consumo da água potável, entretanto, sua utilização se estende a inúmeros cenários tais como: avaliação da gestão de segurança alimentar, segurança hídrica, qualidade das águas recreacionais e ao reúso do esgoto doméstico (HAAS; ROSE; GERBA, 2014; WHO, 2016).

No caso do reúso do esgoto doméstico em escalas locais, a AQRM geralmente é aplicada para a avaliação do risco em água cinza, e não foram encontrados estudos de AQRM para estimar o risco do patógeno associado ao reúso de águas fecais (SCHOEN; GARLAND, 2017). A AQRM permite indicar quais são as possíveis ameaças para a saúde humana, para então propor medidas de melhoria, que possibilite a avaliação das opções existentes para lidar com os problemas detectados. A proposta de melhoria consiste na indicação da melhor forma de responder às adversidades e em como garantir que uma tecnologia social descentralizada seja segura para seus usuários.

A avaliação do risco microbiológico consiste em quatro etapas, sendo elas: 1) formulação do problema; 2) avaliação da exposição; 3) avaliação do efeito à saúde; e 4) caracterização do risco. A primeira etapa consiste na definição do escopo da análise, a população exposta, os cenários de exposição e os patógenos que serão analisados. Em seguida, é avaliada a interação entre o patógeno, ambiente e a população; também nessa etapa são definidos elementos como a frequência e a duração da exposição do usuário ao efluente tratado. O cálculo dose-resposta avalia a relação entre a dose do patógeno e a probabilidade de infecção. Por fim, a caracterização do risco integra todos os dados anteriores e estima a magnitude do problema e avalia quais as variabilidades e incertezas da modelagem (HAAS; ROSE; GERBA, 2014; WHO, 2016).

Assim, existe uma lacuna na literatura que reforça a necessidade da avaliação dos riscos do reúso em escalas menores e voltados para tecnologias sociais de tratamento de água fecais, essencialmente importante dentro do contexto brasileiro, que é marcado pela falta de legislações e políticas públicas norteadores em relação à gestão do reúso e pela disseminação da FSBE, que ainda necessita estudos e pesquisas que avaliem a viabilidade do reúso de seu efluente.

Neste contexto, o presente estudo se propõe a avaliar o risco microbiológico do reúso do efluente da FSBE e propor medidas de melhoria do sistema. O trabalho é organizado da seguinte forma: a Seção 1 delimita a presente introdução; na Seção 2 foi realizada a apresentação dos objetivos da pesquisa; a Seção 3 sumariza uma revisão da literatura englobando um panorama geral dos sistemas de esgotamento sanitário, as tecnologias para tratamento descentralizado, peculiaridades da FSBE, quadro regulatório do reúso e uma visão da AQRM. Na Seção 4, está descrita a metodologia da pesquisa, incluindo o fluxograma de atividades. A Seção 5 apresenta os resultados e discussões e a Seção 6 aponta as principais conclusões do trabalho.

2 OBJETIVOS

A pesquisa teve como objetivo principal avaliar os riscos potenciais aos quais os usuários da FSBE estão expostos em uma residência e propor medidas que propiciem o reúso seguro.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os riscos do uso da FSBE aos usuários em cenários de exposição;
- Avaliar se os cenários atuais de exposição implicam em riscos aceitáveis, a partir de uma abordagem quantitativa da avaliação de risco microbiológico;
- Identificar quais diretrizes práticas são necessárias para o emprego de reúso na agricultura de forma segura.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PANORAMA GERAL DOS SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Em 2016, aproximadamente 1,4 milhão de pessoas morreram de diarreia (2,4% do total de todas as mortes mundiais) associada à falta de condições adequadas de tratamento esgoto e água, além da consequente falha nas práticas de higiene (WHO, 2018). Desse total, estima-se que 432.000 (30% das mortes diarreicas) são resultados de serviços de esgoto inadequados. Em países da América Latina, existe um alto índice de mortalidade infantil ocasionada por doenças gastrointestinais que provocam diarreia, onde 20.000 morrem todo ano (TEIXEIRA; GOMES; SOUZA, 2012).

Desta forma, a falta de um sistema adequado de tratamento de esgoto ainda é um desafio global e ocasiona diversos impactos para saúde, como doenças feco-orais, que são as principais causadoras de doenças diarreicas (GBD 2013 MORTALITY AND CAUSES OF DEATH COLLABORATORS, 2015). Foi estimado ainda que, em 2017, um total de 4,2 bilhões (53% do total de habitantes) de pessoas ainda viviam sem sistemas de esgotamento sanitário considerado seguros e que 673 milhões (9% do total de habitantes) de pessoas ainda não possuíam alternativas senão defecar a céu aberto (UNICEF; WHO, 2019), isso equivale a três vezes a população brasileira (IBGE, 2020).

A disparidade na cobertura do sistema é maior quando se avalia apenas a população rural, onde 57% de pessoas no mundo possuem sistemas não seguros, sendo que 18% de pessoas praticando a defecação a céu aberto (UNICEF; WHO, 2019). Esse valor contrasta significativamente com as áreas urbanas, que possuem apenas 1% da população defecando a céu aberto. Vale destacar que nas áreas rurais metade da população possui solução individual, como tanques sépticos, onde o esgoto doméstico é armazenado e tratado no próprio local. Em todo o mundo, apenas 20% do esgoto gerado em áreas rurais é conectado às redes coletoras públicas (WHO, 2017a).

No caso do Brasil, o quadro epidemiológico é agravado pela carência ou precariedade das condições de saneamento básico. Durante o período de 2001 a 2009, a média de óbitos por ano relacionado ao saneamento básico inadequado foi de 13.449, com 83% do total de óbitos causados por diarreias e doenças de chagas. As doenças com maior número de casos associados

com saneamento básico no período foram dengue, hepatite, esquistossomose e leptospirose (TEIXEIRA et al., 2014).

Especificamente para doenças relativas ao esgotamento sanitário inadequado, a taxa de internações foi equivalente a 324 por 100.000 habitantes, durante o período de 2000 a 2011 (UHR; SCHMECHEL; UHR, 2016). O número médio de casos anuais de doenças feco-orais entre 2000 a 2010 foi de 500 e 44.659, para febre tifóide e hepatite, respectivamente (FERREIRA et al., 2016).

Já para a área rural, há uma escassez de informações, com pesquisas pontuais e sem uma base nacional. Alguns autores (BELO et al., 2012; DAMÁZIO; SOARES; SOUZA, 2016; SILVA; SILVA; FREITAS, 2012; SOUZA et al., 2016) identificaram uma alta taxa de pessoas contaminadas na área rural por parasitas intestinais. SOARES et al. (2015) estimou o número de doenças em municípios de caráter rural, isto é, localidades cuja população residente em áreas rurais representa mais de 50% da população total. Os autores fizeram essa aproximação porque as bases nacionais, tais como Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN), disponibilizam os dados apenas em escala municipal, não possibilitando a diferenciação de zonas urbanas e rurais. Dentre as principais doenças incidentes nessas regiões são: esquistossomose, hanseníase, leishmaniose tegumentar americana e tuberculose. Ou seja, essas doenças são vinculadas com a falta de saneamento básico nessas localidades.

O alto índice de casos de doenças deve-se à baixa abrangência do sistema. O índice de cobertura da população urbana no Brasil é de 46,5% dos esgotos coletados e tratados. Quando o critério é atendimento por coleta mas sem tratamento de esgoto, a porcentagem cai para 13,3% (ANA, 2020). O restante da população possui soluções individuais (seja com fossa séptica, fossa rudimentar ou sem tratamento). Em contraste com centros urbanos, a população rural apresenta 21 milhões de habitantes com atendimento precário e 10 milhões sem atendimento de nenhum serviço de esgotamento sanitários. Ou seja, aproximadamente 80% da população rural não possui atendimento mínimo (BRASIL, 2019), o que representa 17% da população total no Brasil.

Tais dados referem-se a um importante marco na história do saneamento rural intitulado Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), que consiste num programa e plano operacional de universalização do saneamento nas áreas rurais. Seu legado vai além de apenas definir metas e programas, pois traz um referencial teórico das mais diversas ruralidades brasileiras, de suas reais necessidades e de seus desdobramentos na política de saneamento. O

entendimento do termo ruralidade deve ser visto como heterogêneo, ocupado por populações distintas e com dinâmicas culturais e territoriais peculiares (ROLAND et al., 2019). Dessa forma, a operacionalização do conceito de rural para o PNSR introduziu uma nova forma de análise e compilação do Censo Demográfico de 2010, que inclui quatro tipos de agrupamentos: aglomerações próximas do urbano, aglomerações mais adensadas isoladas, aglomerações menos adensadas isoladas e sem aglomerações, com domicílios relativamente próximos de aglomerações ou isolados (BRASIL, 2019).

O Quadro 1 apresenta o atendimento e o déficit do sistema de esgotamento sanitário para a população nas áreas rurais do Brasil. Os dados do referido quadro são apresentados no Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) e foram compilados do Censo Demográfico de 2010. Embora os cenários não condigam integralmente com a realidade atual, visto que já se passaram dez anos, não houve um outro censo mais atualizado. Ainda assim, é possível se estabelecer um panorama geral da situação alarmante da falta de atendimento no Brasil. Em aglomerados, há uma predominância de fossas rudimentares, cuja utilização se mantém forte e constante de 1991 a 2010. E nas áreas dispersas e isoladas geralmente não há banheiros e a destinação das excretas é feita de forma irregular, em rio, lago ou mar (BRASIL, 2019).

Quadro 1 – Atendimento e déficit do sistema de esgotamento sanitário para a população nas áreas rurais do Brasil

Áreas rurais – classificação segundo grupo de setores censitários	Atendimento adequado		Déficit			
			Atendimento precário		Sem atendimento	
	(hab.)	%	(hab.)	%	(hab.)	%
Aglomerações próximas do urbano	3.698.535	37,5	5.326.809	54,0	844.291	8,6
Aglomerações mais adensadas isoladas	511.190	39,7	688.331	53,5	88.015	6,8
Aglomerações menos adensadas isoladas	689.909	15,2	2.863.182	63,0	993.143	21,8
Sem aglomerações, com domicílios relativamente próximos de aglomerações ou isoladas	3.272.850	13,6	12.617.002	52,5	8.134.142	33,9
Brasil	8.1772.484	20,6	21.495.324	54,1	10.059.591	25,3

Nota: o atendimento adequado representa a população que possui coleta domiciliar, seguido de tratamento, fossa séptica ou fossa seca; o atendimento precário representa a população que possui coleta de esgoto, não seguida de tratamento e fossa rudimentar; e sem atendimento representa a população que não se enquadram em atendidas e que possuem práticas inadequadas.

Fonte: Adaptado de (BRASIL, 2019).

Além disso, o PNSR é inovador ao propor a gestão integrada dos três eixos “Gestão dos Serviços”, “Educação” e “Participação Social e Tecnologia”, como forma de garantir saneamento em áreas rurais. A primeira medida estruturante é a gestão de serviços, que busca planejar, regulamentar, fiscalizar a apresentação dos serviços. A segunda medida estruturante propõe a sensibilização dos usuários sobre seus direitos e deveres, viabilizam apoio técnico aos operadores de serviços e os qualificam. E a tecnologia dá suporte à essas medidas anteriores, propondo alternativas tecnológicas para cada contexto (BRASIL, 2019). Esses eixos estratégicos proporcionam uma base sólida para a construção de um saneamento seguro e duradouro.

3.2 O REÚSO EM SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Uma série de classificações e nomenclaturas podem ser atribuídas para os sistemas de esgotamento sanitário, porém todas variam entre dois extremos: sistemas descentralizados locais (unifamiliares¹), com escala reduzida e local; e centralizados, com escala municipal (TONETTI et al., 2018). O sistema descentralizado e unifamiliar se refere ao atendimento de uma família, com a fonte geradora do esgoto doméstico próxima à unidade de tratamento. O sistema centralizado, por outro lado, coleta os esgotos domésticos por meio de uma rede de tubulações e concentra o tratamento em uma única localidade (BIEKER; CORNEL; WAGNER, 2010; GIKAS; TCHOBANOGLOUS, 2009; LIBRALATO; VOLPI GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012).

Os locais isolados carecem de serviços de saneamento básico, sobretudo de sistemas de esgotamento sanitário, como mostram os dados do item 3.1. A denominação “locais isolados”, nesse contexto, refere-se às áreas distantes da rede coletora centralizada (TONETTI et al., 2018). Essas localidades se estendem para uma diversidade de povos brasileiros, como os agricultores, as comunidades quilombolas, povos da floresta (agroextrativistas e seringueiros), assentamentos, povos do cerrado, do semiárido, da caatinga, dos campos, das montanhas, dos pampas, do pantanal e comunidades ribeirinhas (BRASIL, 2019).

A centralização acaba por não beneficiar essas regiões em virtude das particularidades que as diferenciam de zonas urbanas. Assim, exigem tecnologias apropriadas para cada contexto local, considerando os critérios sociais, econômicos, culturais e ambientais (BIEKER; CORNEL; WAGNER, 2010). Dentro dessa lógica, os sistemas descentralizados apresentam-se como alternativa de tratamento de esgoto para populações isoladas ou que não sejam conectadas com o sistema de coleta centralizado, pois são apropriados para regiões de baixa densidade demográfica e possuem melhor custo-benefício quando comparados aos sistemas centralizados (ARDEN et al., 2020; KAVVADA; NELSON; HORVATH, 2018; MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009).

¹ A presente pesquisa utilizou o termo sistemas unifamiliares (TONETTI et al., 2018), porém também é conhecido como individual (FUNASA, 2020) ou domiciliar (BRASIL, 2019).

As principais diferenças entre o sistema centralizado e o unifamiliar são os custos relativos à implantação de redes coletoras, estações elevatórias e tratamento de esgoto. O primeiro sistema apresenta grandes e extensas tubulações, para conseguir transportar grandes volumes, estações elevatórias de variados tamanhos e que demandam energia elétrica para bombeamento, e unidades de tratamento que exigem área e tecnologia adequada (FITO; VAN HULLE, 2021; JUNG; NARAYANAN; CHENG, 2018; LIBRALATO; VOLPI GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012; TONETTI et al., 2021). Portanto, este caso demanda um maior aporte financeiro para a construção e manutenção do sistema. Já os sistemas unifamiliares demandam um sistema de esgotamento sanitário menos complexo, onde a maior parte do custo se refere às unidades de tratamento (KATO et al., 2019; MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009; TONETTI et al., 2021). No entanto, ainda existem diversos desafios para seu sucesso, tais como: negligência na implantação, operação, manutenção e monitoramento adequada; autogestão do sistema; aceitação e emponderamento da população; falta de apoio do município e lacuna financeira (BRASIL, 2019; FITO; VAN HULLE, 2021; GUNADY et al., 2015; NRMCC, 2006; TONETTI et al., 2018).

Em ambos os sistemas, a temática do reúso vêm sendo recorrentemente abordada como forma de maximizar a utilização dos recursos naturais, através da reciclagem dos nutrientes e aproveitamento da água e de desenvolver uma cadeia circular, a partir de uma visão da economia circular (CIPOLLETTA et al., 2021; GIKAS; TCHOBANOGLOUS, 2009; JIMÉNEZ CISNEROS; ASANO, 2008; LIBRALATO; VOLPI GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012; WWAP, 2017). Ela permite auxiliar na diminuição e conservação de águas de fontes subterrâneas ou superficiais, fator especialmente importante em locais de escassez hídrica (JARAMILLO; RESTREPO, 2017; LACKEY et al., 2020; UNITED NATIONS, 2019).

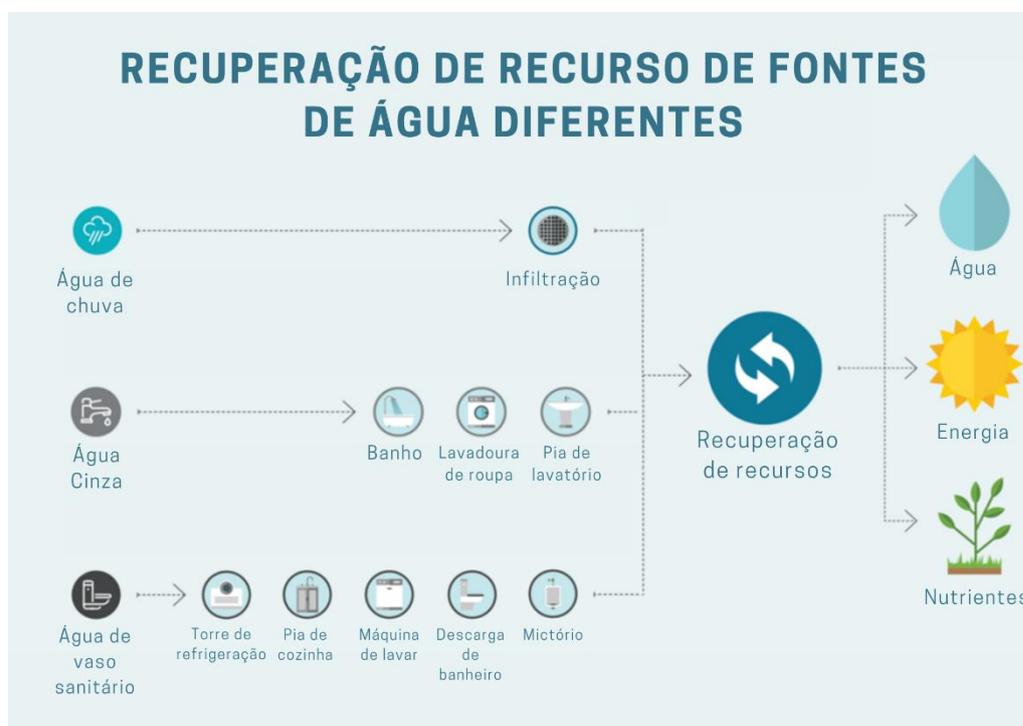
O efluente nesse caso é visto como um recurso, e não apenas um líquido que deve ser descartado. Essas premissas corroboram para atingir os objetivos 1, 3, 6 e 7 do Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD): ODS 1 (Eliminar extrema pobreza e fome), ODS 3 (Saúde e bem-estar), ODS 6 (Água potável e Saneamento) e ODS 7 (garantir sustentabilidade ambiental) (UNITED NATIONS, 2016).

Além disso, o conceito “fit-for-purpose” é utilizado para adequar o tratamento da água de reúso de acordo com seu uso final. Em outras palavras, o conceito surge como forma de direcionar seus recursos exatamente para a demanda. Por exemplo, o reúso da água para fins

não potáveis, como descarga de banheiro, não exige um tratamento avançado como exige o consumo humano (WORTHEN, 2018).

Os usos mais comuns de esgoto doméstico são usos não potáveis, como irrigação na agricultura, nos jardins, aplicação industrial, recreacionais, recarga de aquíferos em situações controladas e usos potáveis. Em sistemas unifamiliares, geralmente o efluente é aplicado na irrigação da paisagem e jardins e usos internos da residência (LACKEY et al., 2020; NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, 2015; SCHOEN et al., 2017). A Figura 1 apresenta alguns usos mapeados por WORTHEN (2018) de diferentes fontes de água.

Figura 1– Reúso de recursos de fontes diferentes de água em sistemas descentralizados.



Fonte : Adaptado de (LACKEY et al., 2020; WORTHEN, 2018).

No contexto dos sistemas centralizados, o reúso é amplamente utilizado na agricultura, com aproximadamente 10% das terras mundiais irrigadas com esgoto bruto ou parcialmente tratado (ELGALLAL; FLETCHER; EVANS, 2016; WINPENNY et al., 2013). Alguns países têm sido bem sucedidos em projetos de reúso na agricultura, como é o exemplo de Israel. O país é referência mundial, com 86% do esgoto sendo reutilizado para abastecer 50% da água necessária para irrigação no país (LEONEL; TONETTI, 2021).

Outros exemplos incluem o Kuwait, que reutiliza 63% do seu total de esgoto tratado na agricultura, a Tunísia com 25%, a Espanha com 22% e a Austrália, com 14% (LEONEL;

TONETTI, 2021). Nos Estados Unidos, a Califórnia é o estado pioneiro na regulação do reúso da água na agricultura, e atualmente 30% do total de água reutilizada do esgoto é aproveitada na agricultura (OLIVIERI et al., 2020).

Em contraponto com casos bem sucedidos, existem aqueles que são utilizados sem nenhum planejamento, controle e fiscalização, o que resulta no reúso informal, com esgoto sem nenhum tratamento ou com qualidade inadequada (MORRIS et al., 2021). Em Gana, o reúso indireto é feito por drenos e rios contaminados pelo efluente das estações existentes da cidade, com apenas 20% estão funcionando e com capacidade reduzida. A cidade apresenta dificuldades em estabelecer regulações, introduzir padrões para irrigação de culturas irrestritas e medidas de controle efetivas (ASANO; BAHRI, 2011). As irrigações procedidas de forma informal e indiretas não apresentam um tratamento adequado. O método mais comum de aplicação é a partir de regadores, que inclusive irrigam culturas consumidas cruas. A aplicação geralmente ocorre sem cuidados ou medidas preventivas para evitar contaminação (ASANO; BAHRI, 2011).

No Paquistão, o reúso do efluente é aplicado sem nenhum tratamento, principalmente no distrito de Multan. Essa região é influente do ponto de vista político e de áreas agricultáveis, e cobre uma área de 304 km², e uma população de 1,9 milhão (KHAN et al., 2019). No país inteiro, 0,876 bilhão m³ por ano desse efluente é destinado para irrigação de culturas vegetais, algodão e arroz. O reúso sem planejamento e informal é justificado pelas autoridades pela limitação hídrica e diminuição no uso de fertilizantes (KHAN et al., 2019).

Já o reúso descentralizado, as principais vantagens frente ao centralizado é a proximidade com a fonte geradora e um esgoto mais homogêneo, com uma fonte definida e segregada (LACKEY et al., 2020), e o retorno da água para a bacia hidrográfica de origem (D. ORNER; R. MIHELICIC, 2018). No reúso unifamiliar geralmente a água cinza é utilizada pelo menor risco de patógenos, pois exclui-se fezes e urina, sendo responsável por 43-70% do volume total de esgoto doméstico em uma residência (RADINGOANA; DUBE; MAZVIMAVI, 2020; SHAIKH; AHAMMED, 2020). Porém, ainda assim, esse tipo de água pode oferecer riscos à saúde (MARQUES et al., 2021).

Em algumas regiões, o reúso da água cinza ganha força a partir de incentivos fiscais, como é o caso do estado de Arizona (Estados Unidos), em que a redução do custo da casa ou apartamento pode chegar até 1.200 dólares/ano. Além disso, o fomento da atividade também ocorre devido a não necessidade de permissões, caso o volume gerado seja menor que 1.500

L/d por família, do contrário restrições e aprovações são impostas (ORON et al., 2014). Ainda, o Estado procura garantir medidas de segurança e controle de riscos, a partir de recomendações, como evitar o contato direto e utilizar a irrigação subsuperficial, e não permitindo a irrigação superficial e nem a irrigação em plantas comestíveis, exceto cítricos e árvores de nozes.

Outro país em que essa prática é comum, é em Israel, onde muitas residências privadas instalaram sistemas para o reúso da água cinza. Nesse caso, o controle é feito a partir da irrigação subsuperficial e um tratamento mínimo de sedimentação e filtração (ORON et al., 2014). No entanto, contrariamente ao Estado de Arizona, a falta de um regulador acaba responsabilizando os proprietários de sua operação e manutenção do sistema e abrindo oportunidades para o decumprimento das recomendações de autoridades nacionais (ORON et al., 2014).

Já o reúso de águas fecais² é pouco abordado da literatura, pois apesar de um lado prover nutrientes, por outro, também apresenta riscos consideráveis (WWAP, 2017). Esse assunto é abordado em escalas comerciais (OTHMAN; JAYASURIYA, 2006; WORTHEN, 2018), ou em escalas piloto (BONAITI et al., 2020; ROGERS et al., 2018; SAHONDO et al., 2020, p. 77; WELLING et al., 2020; YOU et al., 2019). O Quadro 2 apresenta alguns casos de reúso de águas fecais.

² O termo águas fecais (BRASIL, 2019; VON SPERLING; SEZERINO, 2018), também conhecida como águas negras (PAULO; GALBIATI; MAGALHÃES FILHO, 2018) ou “água de vaso sanitário” (FIGUEIREDO, 2019; TONETTI et al., 2018), são as águas oriundas da descarga da bacia sanitária, que contêm fezes, água, urina, produtos químicos de higiene. O termo “águas negras”, apesar de ser popularmente conhecido, remete à uma palavra pejorativa com alusão à raça, por isso esse termo vêm sendo substituído por “água de vaso sanitário” ou “águas fecais”. Como águas fecais foi consagrado pelo PNSR, optou-se por utilizar nesse estudo esse termo, apesar de ainda não ser um total consenso na literatura.

Quadro 2 – Casos de reúso de águas fecais

Tecnologia	Uso	Local	Observação	Referência
Tanque séptico	Manutenção paisagística do Parque “Golden Gate”	São Francisco (EUA)	Ano 1910	(JIMÉNEZ CISNEROS; ASANO, 2008)
Ultrafiltração e osmose reversa	Irrigação parques e jardins	Melbourne (Austrália)	Escala comercial	(OTHMAN; JAYASURIYA, 2006)
Não especificado	Irrigação	Califórnia (EUA)	275 residências (semi-centralizado)	(WORTHEN, 2018)
Fossa séptica biodigestor da Embrapa	Irrigação na agricultura	Brasil	Escala unifamiliar	(DE NOVAES et al., 2002; EMBRAPA, 2014)

O Brasil é um exemplo de reúso de águas fecais, que vem ocorrendo em escala real e unifamiliar. A EMBRAPA, agência de pesquisa vinculado ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, têm disseminado o sistema da Fossa Séptica Biodigestora como unidade de tratamento apenas de águas fecais e com capacidade de gerar um biofertilizante passível de uso na agricultura (DE NOVAES et al., 2002; EMBRAPA, 2014)

Após esse levantamento do contexto atual do reúso em cada sistema, algumas reflexões devem ser levantadas sobre o sistema unifamiliar, principalmente quando é introduzida a temática do reúso. A primeira delas é o modelo de gestão dos serviços de saneamento, seja ele público ou privado, que não apresentam iniciativas que garantam a universalização nas áreas isoladas (PINEDA, 2013). E isso faz com que ações sejam tomadas pelos próprios usuários como meio de suprir a carência desse serviço, modelo conhecido como autogestão, e frequentemente utilizado em locais remotos, zonas rurais e pequenas cidades (SILVA, 2017). Neste modelo, o proprietário do sistema assume o papel de planejador, executor, operador e mantenedor.

O PNSR explicita de forma clara que a autogestão é considerada inadequada, posto que os indivíduos ou comunidades assumem a provisão do serviço por conta do descaso ou omissão do poder público. Por isso, o PNSR recomenda a gestão multiescalar, onde todos os atores sociais, desde o indivíduo até o poder público federal são responsáveis pela garantia de um atendimento adequado segundo padrões de segurança, qualidade e regularidade. Esta ação

conjunta propicia uma proteção da produção agrícola, do manejo de recursos naturais e da contenção de vetores e pragas que podem causar impactos negativos à saúde humana (BRASIL, 2019).

A autogestão no contexto dos sistemas unifamiliares pode gerar complicações, sendo necessário adotar medidas de gerenciamento mais seguras e que respondam de forma efetiva às realidades locais. A imagem precipitada das tecnologias descentralizadas estarem associadas a um baixo ou insatisfatório desempenho deve-se na verdade pela negligência da operação e manutenção dos sistemas por parte dos usuários (FITO; VAN HULLE, 2021; GUNADY et al., 2015; KATO et al., 2019; NRMMC, 2006; SCHOEN; GARLAND, 2017), que não possuem compromisso formal ou mesmo conhecimento suficiente sobre a gestão do tratamento.

Segundo GUNADY et al. (2015), 20% das residências na Austrália possuíam tanques sépticos como forma de tratamento do esgoto e desses, 40% apresentaram falhas em seu funcionamento. As razões levantadas que levaram a falha dos sistemas foram mal dimensionamento ou unidade de tratamento inadequada, falta de manutenção e pouco conhecimento dos procedimentos da operação e manutenção dos usuários.

Assim, porquanto que a autogestão reflete nos problemas citados acima, cabe analisar as consequências desse modelo no contexto do reúso. O objetivo principal do reúso na agricultura é garantir uma água com elevadas concentrações de nutrientes essenciais para o crescimento das culturas e desta forma, propiciar uma maior produtividade de alimentos e fortalecer as práticas de segurança (PEDRERO et al., 2010). Por isso, apesar dos seus benefícios, vale ressaltar que os riscos envolvidos são extensos, tanto para esgotos provindo de sistema centralizado quanto descentralizado. Os impactos podem ser de natureza física, química ou microbiológica (JARAMILLO; RESTREPO, 2017).

Um gerenciamento inadequado, ou a inconformidade com os padrões de qualidade, pode oferecer riscos tanto para os trabalhadores, quanto para os familiares, consumidores, comunidade no entorno, e o meio ambiente (WHO, 2006). ADEGOKE e STENSTROM (2017) identificou diversos estudos relativos à surtos de saúde associados com uma baixa manutenção do tanque séptico, e os patógenos causadores das doenças são principalmente norovirus, hepatite A, tifoide, diarreia e gastroentéricas. Segundo ADEGOKE et al. (2018), a exposição e frequência do contato determina o risco de contaminação e depende do tipo de irrigação e comportamento individual. A revisão sistemática na literatura realizada pelos autores avaliou

que em muitos países não industrializados o risco de exposição aumenta devido a falta de usos de equipamento de proteção individual.

Por isso, frente a todos os pontos levantados, diversos obstáculos são enfrentados na implementação do reúso unifamiliar, principalmente no que diz respeito a políticas claras e direcionadoras de um projeto de reúso, treinamento apropriado dos fazendeiros e informação pública (RUIPER; LOGE, 2019). Assim, as medidas que podem ser utilizadas para gerenciar os riscos na prática do reúso podem ser classificadas em três grupos principais (LAZAROVA; BAHRI, 2008), sendo que apenas os dois primeiros serão objetos de estudo dessa pesquisa:

1- Políticas e quadro regulatório:

- Verificação da conformidade do reúso com regulações ou diretrizes, seja tanto nacional quanto estadual;
- Restrição da cultura;
- Controle da exposição humana (uso de equipamentos de proteção individual, imunização, controle da higiene);

2- Práticas da tecnologia:

- Tratamento de esgoto e armazenamento;
- Adequada operação e monitoramento da qualidade da água;
- Controle da aplicação: seleção do método de irrigação.

3- Práticas agrícolas

- Técnica de aplicação;
- Período de carência para garantir que o patógeno morra depois da última aplicação do efluente.

3.3 REÚSO DO EFLUENTE TRATADO NA AGRICULTURA: LEGISLAÇÕES E NORMAS

3.3.1 Sistemas centralizados

Geralmente os países se baseiam em duas diretrizes principais para orientação do reúso de esgoto³: a dos Estados Unidos, cuja essência reflete-se no padrão do estado da Califórnia; e a Organização Mundial da Saúde (JIMÉNEZ CISNEROS; ASANO, 2008; LEONEL; TONETTI, 2021). A legislação da Califórnia (ESTADO DA CALIFÓRNIA, 2019) é considerada restrita, com uma visão de “zero risco”, onde o reúso na agricultura é uma prática segura, sem nenhum risco à saúde humana (LEONEL; TONETTI, 2021). As regulações da Califórnia é um exemplo para os outros estados, inclusive para a diretriz nacional (USEPA, 2012). A diretriz dos Estados Unidos foi feita para que o processo do reúso seja incluída em outros Estados, e dentre as várias recomendações, destaca-se que o nível de tratamento seja adequado para cada uso final. Por exemplo, na irrigação de culturas alimentícias, deve haver um tratamento secundário seguido de filtração e desinfecção.

Similarmente à essas diretrizes, a WHO (2006) foi criada para ser aplicada em países não industrializados, que não possuem capital suficiente para investir em tecnologias avançadas, e seguem a linha do “risco calculado”, baseado em critérios epidemiológicos (LEONEL; TONETTI, 2021). Ela recomenda que os níveis de proteção devem ser alcançados por múltiplas barreiras, a partir de técnicas adequadas de tratamento de esgoto, seja elas combinadas ou complementadas, técnicas de irrigação que minimizem o contato, uso de equipamentos de proteção individual e higiene dos alimentos. O manual introduz um importante conceito de gerenciamento e avaliação do risco, metas de saúde e carga da doença.

A maioria dos países industrializados adotam diretrizes conservadoras que buscam minimizar os riscos, baseado em tecnologias avançadas de tratamento (LAZAROVA; BAHRI, 2008; SHOUSHARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020), e com projetos de reúso planejados e amparados por instituições. Estima-se que o custo relativo a não ter coliformes fecais na água

³ O termo reúso de água é definido como utilização de água residuária (BRASIL, 2005; CEARÁ, 2016) ou de esgotos sanitários (PROSAB, 2006), efluente que atenda os padrões exigidos para um determinado uso (CEARÁ, 2017; MINAS GERAIS, 2020).

de reúso é entre 3 a 30 milhões de dólares a mais que o que custo de atender a norma de 1000 coliformes fecais por 100 mL para cada caso de doença infecciosa prevenida (SHOUSHTARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020).

Dentre as regulações mundiais consideradas restritivas, com indicadores bacterianos na água próximo à zero, são: Itália, Grécia, Estados Unidos, Israel, Jordânia, Austrália, Comissão européia, Kuwait, Arábia Saudita. Neles, em culturas restritas, é estabelecido que o valor deva ser menor 200 CFU/100 mL. E as menos restritivas, com uma abordagem de não ter risco de infecção real (critério definido a partir da condução da avaliação de risco), são encontradas em países tais como México, Espanha, Irã, Egito, China, Portugal, cujos padrões de qualidade não garantem segurança para a saúde humana. Nas culturas restritas, o valor varia entre 1000 a 100.000 CFU/100 mL (SHOUSHTARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020).

No âmbito do Brasil, a legislação aplicada na prática do reúso agrícola ainda é muito incipiente, sem orientações técnicas e não define prazos e/ou responsabilidades de reguladores da atividade (BRASIL, 2017). Os dispositivos legais a nível federal que amparam a questão para fins não potáveis são:

- Resolução n° 54/2005: “*estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água*” (BRASIL, 2005). Um dos artigos que se destaca é o art. 10º, que estabelece que programas de capacitação, mobilização social e informação quanto à sustentabilidade do reúso devem ser incentivadas. Ainda, a Resolução não fornece padrões de qualidade para o reúso, nem critérios e responsáveis pela gestão do reúso;
- Resolução n° 121/ 2010: “*estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH n° 54/ 2005*” (BRASIL, 2010). O art. 3º estabelece que:

A caracterização e o monitoramento periódico da água de reúso serão realizados de acordo com critérios definidos pelo órgão ou entidade competente, recomendando-se observar:

- I - a natureza da água de reúso;
- II - a tipologia do processo de tratamento;
- III - o porte das instalações e vazão tratada;
- IV - a variabilidade dos insumos;
- V - as variações nos fluxos envolvidos; e

VI - tipo de cultura.

Ressaltando-se que o produtor da água de reúso é responsável pelas informações de sua caracterização e monitoramento, porém não é definido detalhes de como será efetuada a prática e os recursos necessários para sua realização. Ainda, no art. 5º esclarece que “a aplicação de água de reúso para fins agrícolas não podem apresentar riscos ou causar danos ambientais e saúde pública”.

Os Estados que avançaram nas políticas públicas que regulamentam a prática são o Ceará, São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul:

- Lei Estadual do Ceará nº 16.033/2016: “*dispõe sobre a política de reúso de água não potável no âmbito do Estado do Ceará. As principais determinações da lei são os art. 9 e 10º que estabelecem que a atividade de reúso exige obtenção de outorga e licenciamento ambiental*” (CEARÁ, 2016). A Lei define que para o reúso de água potável deve ser priorizado a proteção da saúde pública e do meio ambiente. Além disso, as diversas modalidades de reúso estão condicionadas à outorga e licença ambiental, que deverão ser realizadas pelo órgão competente e solicitadas tanto pelo produtor quanto o usuário da água de reúso. A fiscalização da gestão e infraestrutura fica a cargo da Secretaria de Recursos Hídricos e da qualidade da água de reúso a cargo da Secretaria do Meio Ambiente e da Superintendência Estadual de Meio Ambiente;
- Resolução COEMA nº 2/2017: “*Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras*” (CEARÁ, 2017). A resolução é dividida em cinco capítulos, sendo um deles destinado às definições das condições e padrões de reúso. O reúso externo de efluentes sanitários para fins agrícolas e florestais devem seguir os seguintes parâmetros:

I – Coliformes termotolerantes, da seguinte forma:

Culturas a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação: Não detectado – ND;

Demais culturas: até 1.000 CT/100 mL

II – Ovos de geohelmintos, da seguinte forma:

a) Culturas a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação: Não detectado – ND;

b) Demais culturas: até 1 ovos de geohelminto/L de amostra II;

III – Condutividade elétrica: até 3.000 µS/cm III e pH entre 6,0 e 8,5

IV – Razão de Adsorção de Sódio - RAS: (15 mmolL⁻¹)^{1/2} (CEARÁ, 2017).

- Resolução conjunta SES/SMA/SSRH n° 01 de 28 de junho de 2017: “*disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitária e dá providências correlatas*” (SÃO PAULO, 2017). As águas de reúso devem obedecer, além dos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos nas legislações ambientais específica. Para o uso com restrição moderada não deve ser detectável o padrão de *E.Coli* e para o uso com restrição severa, o uso deve ser menor que 120 UFC/ 100 mL. A Lei exige que o produtor de água de reúso seja responsável pela submissão dos documentos para o Departamento de Águas e Energia elétrica (DAEE), à CETESB e à vigilância sanitária municipal. Além disso, ele deve monitorar a água de reúso periodicamente, com uma frequência a depender do parâmetro, no caso da *E.Coli* a frequência é semanal. Os art. 9° e 10° recomendam que o produtor da água também deve informar e orientar aos trabalhadores envolvidos na produção, distribuição e utilização de água de reúso para sempre estarem devidamente protegidos, evitando exposição de contato direto ou indireto, a possíveis contaminações. Porém, o usuário deve se responsabilizar pela utilização correta da água de reúso, bem como os procedimentos para a aplicação do produto. Não há qualquer menção sobre a fiscalização;
- Resolução conjunta SVDS/SMS n° 09, de agosto de 2014: *estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reúso direto não potável de água, proveniente de estações de tratamento de esgoto (etes) de sistemas públicos para fins de usos múltiplos no município de campinas* (CAMPINAS, 2014). A água de reúso é dividida em duas classes: A (água destinada ao combate a incêndio e lavagem automatizada de veículos) e B (irrigação paisagística, lavagem de logradouros, construção civil, desobstrução de galerias e redes de esgoto). O limite máximo de coliformes termotolerantes ou *E.Coli* é de 100 NMP/100mL para a classe A e 200 NMP/100mL para a classe B. O produtor de água de reúso é responsável pelo monitoramento da qualidade, da instrução, capacitação e treinamento dos trabalhadores envolvidos na produção e distribuição do produto final. Da mesma forma, o usuário da água também é o próprio responsável pela sua gestão. No caso, nenhum órgão fiscalizador foi designado;
- Deliberação Normativa CERH-MG n° 65, de 18 de junho de 2020: “*Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas*

públicos e privados e dá outras providências” (MINAS GERAIS, 2020). Os usos permitidos são em atividades agrossilvipastoris, urbano, ambientais e industriais. E o reúso exige um cadastramento requerindo informações quantitativas e qualitativas da água, de forma a respeita o padrão de qualidade estabelecido (concentração máxima de *E.Coli* entre 10^3 ou 10^4 NMP/100 mL, a depender da utilização), solicitado pelo produtor. Na deliberação há instruções para os usuários em relação à sua própria responsabilidade de ler a cartilha orientativa fornecida pelo produtor e adotar medidas que minimizem riscos. E também não fiscalização de nenhuma das atividades;

- Resolução CONSEMA Nº 419 DE 13/02/2020: “*Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul*” (RIO GRANDE DO SUL, 2020). A resolução impõe condições de qualidade da água de reúso mais restritivas, com máxima de 200 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes para irrigação de locais de acesso irrestrito, e 1000 NMP/100 mL para locais de acesso restrito. As responsabilidades dos usuários não estão claras e não há qualquer menção sobre a fiscalização.

Outras iniciativas buscam auxiliar na definição dos padrões de qualidade para utilização de esgotos sanitários tratados. O Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB (2006) elaborou diretrizes para o uso em duas categorias: irrestrita e restrita (culturas alimentícias processadas comercialmente e culturas não alimentícias, silvicultura), propondo critérios de qualidade de água para cada categoria. Esses critérios abrangidos foram limitados a questão microbiológica, enquanto outros mais específicos da tecnologia de reúso de água não foram abordados.

BASTOS et al. (2008) recomendam que para irrigação haja um redução de 4 \log_{10} em termo de *E.Coli* para alcançar um meta de carga de doenças viral (rotavírus) menor que 10^{-6} DALY⁴ pppa. SOUZA et al. (2019) afirma que a preocupação dos pesquisadores da PROSAB era de que, caso os padrões fossem muito exigentes, como o teor de sólidos na água, e não

⁴ Disability Adjusted Life-Year (DALY) ou anos de vida perdidos ajustados por incapacidade corresponde a um indicador para medir o efeito da mortalidade e dos problemas de saúde de um indivíduo após um caso de doença. Em outras palavras, 1 DALY é equivalente a 1 ano de vida sadia perdido (WHO, 2016).

possuir relação direta com o risco microbiológico, pode inviabilizar a prática de reúso em sistemas descentralizados.

Assim, observa-se que as leis brasileiras abrangem de forma rasa o tema do reúso, principalmente a questão dos usuários da água. Um dos estudos desenvolvidos recentemente realizado com a parceria do Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) com o Ministério das Cidades, apresentaram uma proposta de plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário no Brasil. O relatório descreve que os desafios de regulação do reúso são extensas, sendo importante destacar que a atual regulação não apresenta orientações técnicas, não define seus responsáveis, não conceitua de forma clara de quem é a “propriedade” da água de reúso e não estabelecem questões de fiscalização e compromisso do usuário no uso correto da água (BRASIL, 2017).

Vale ainda frisar que algumas leis por mais que definem as obrigações e cuidados do produtor da água de reúso, se eximem da definição de diretrizes para o usuário finais da água. Ou seja, as leis amparam apenas os procedimentos que devem ser realizados até a cadeia de produção, enquanto as formas de distribuição e utilização da água ficam sem nenhuma regulação, sendo os mesmos, responsáveis pela sua própria segurança. O Quadro 3 e o Quadro 4 comparam os critérios de qualidade para reúso agrícola irrestrito e restrito compilados por BRASIL (2017).

Quadro 3 – Comparação de padrões de qualidade e monitoramento requerido para reúso agrícola irrestrito.

		USEPA (2012)	OMS (2006)	Resolução COEMA n°2/2017	PROSAB (2006)	BRASIL (2017)
Tratamento ^{(1) (5)}		Secundário + Filtração + Desinfecção	Não especificado (remoção log varia entre 2 e 7) ⁽¹⁾	-	Combinação de processos que alcancem critérios	Secundário + Filtração + Desinfecção
Critérios indicadores de patógenos	Coliformes termotolerantes	ND /100 mL ⁽²⁾	10 ⁰ a 10 ⁵ NMP/ 100 mL ^{(1) (2)}	ND /100 mL ⁽²⁾	< 10 NMP/ 100 mL	< 10 NMP/ 100 mL
	Ovos de helmintos	-	< 1 ovo de helminto/L	ND	< 1 ovo de helminto/L	< 1 ovo de helminto/L
Outros critérios	pH	6,0 a 9,0	-	6,0 a 8,5	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
	DBO	≤ 10 mg/L	-	-	< 15 mg/L	< 15 mg/L
	Turbidez	2 UNT	-	-	≤ 5 UNT ⁽³⁾	≤ 5 UNT ⁽³⁾
	RAS	-	-	(15 mmolcl ⁻¹) ^{0,5}	-	-
	Cl2 residual	1 mg/L	-	-	1 mg/L ^{(6) (7) (8)}	1 mg/L ^{(5) (6) (7)}
	Condutividade	-	-	< 3000 µS/cm	-	-
Monitoramento	Coliformes termotolerantes	Diariamente ⁽²⁾	Cada 2 semanas ^{(2) (4)}	-	Semanalmente ⁽⁸⁾	Semanalmente ⁽⁷⁾
	Ovos de helmintos	-	Mensalmente ⁽⁴⁾	-	Mensalmente ⁽⁸⁾	Mensalmente ⁽⁷⁾
	pH	Semanalmente	-	-	Mensalmente ⁽⁸⁾	Mensalmente ⁽⁷⁾
	DBO	Semanalmente	-	-	Mensalmente ⁽⁸⁾	Mensalmente ⁽⁷⁾
	Turbidez	Semanalmente	-	-	Continuamente ⁽⁸⁾	Continuamente ⁽⁷⁾
	Cl2 residual	Semanalmente	-	-	Continuamente ^{(6) (7) (8)}	Continuamente ^{(5) (6) (7)}

ND = não detectável

1. Varia Conforme Técnica de irrigação, tipo de cultura irrigada e grupos expostos
2. USEPA utiliza coliformes fecais como critério de indicador de patógeno e a OMS E.Coli
3. Caso seja utilizado filtração terciária
4. Para áreas urbanas, em áreas rurais considerar coliformes mensalmente e ovos de helmintos a cada 2 semanas.
5. Caso outro tipo de tratamento além dos recomendados atenda aos critérios apresentados na tabela o mesmo poderá ser considerado, o que deverá ser avaliado durante o processo de licenciamento do projeto de reúso.
6. Ou desinfecção alternativa.
7. Cloro residual no final do tratamento para demonstrar a eficiência da desinfecção e manutenção do sistema de distribuição. Não aplicável se a desinfecção for dispensada conforme nota 5.
8. Após um ano de operação contínua, a frequência de monitoramento poderá ser revisada.
9. Exigências de desinfecção e critério de coliformes e ovos de helminto podem ser dispensados caso ações especiais de proteção dos trabalhadores forem implementadas e não forem aplicáveis reúso interno não potável.

Fonte: BRASIL (2017)

Quadro 4 – Comparação de padrões de qualidade e monitoramento requerido para reúso agrícola restrito.

		USEPA (2012)	OMS (2006)	Resolução COEMA n°2/2017	PROSAB (2006)	BRASIL (2017)
Tratamento ^{(1) (5)}		Secundario + Desinfecção	Não especificado (remoção log varia entre 1 e 4) ⁽¹⁾	-	Combinação de processos que alcancem critérios	Secundario + Desinfecção ⁽⁹⁾
Crítérios indicadores de patógenos	Coliformes termotolerantes	< 200 /100 mL ⁽²⁾	10 ⁴ a 10 ⁶ NMP/ 100 mL ^{(1) (2)}	< 10 ³ /100 mL ⁽²⁾	< 10 ⁴ NMP/ 100 mL ou < 10 ⁵ NMP/ 100 mL ⁽¹⁾	< 10 ³ NMP/ 100 mL ⁽⁹⁾
	Ovos de helmintos	-	< 1 ovo de helminto/L	< 1 ovo de helminto/L	< 1 ovo de helminto/L	< 1 ovo de helminto/L
Outros critérios	pH	6,0 a 9,0	-	6,0 a 8,5	-	6,0 a 9,0
	DBO	≤ 30 mg/L	-	-	-	< 30 mg/L
	Turbidez	-	-	-	-	-
	RAS	-	-	(15 mmolcl ⁻¹) ^{0,5}	-	-
	Cl2 residual	1 mg/L	-	-	-	1 mg/L ^{(6) (7) (8)}
	Condutividade	-	-	< 3000 μS/cm	-	-
Monitoramento	Coliformes termotolerantes	Diariamente ⁽²⁾	Cada 2 semanas ^{(2) (4)}	-	-	Semanalmente ⁽⁸⁾
	Ovos de helmintos	-	Mensalmente ⁽⁴⁾	-	-	Anualmente ⁽⁸⁾
	pH	Semanalmente	-	-	-	Mensalmente ⁽⁸⁾
	DBO	Semanalmente	-	-	-	Mensalmente ⁽⁷⁾
	Turbidez	Semanalmente	-	-	-	Continuamente ⁽⁸⁾
	Cl2 residual	Continuamente	-	-	-	Continuamente ^{(6) (7) (8)}

ND = não detectável; RAS = razão de adsorção de sódio

1. Varia Conforme Técnica de irrigação, tipo de cultura irrigada e grupos expostos

2. USEPA utiliza coliformes fecais como critério de indicador de patógeno e a OMS E.Coli

3. Caso seja utilizado filtração terciária

4. Para áreas urbanas, em áreas rurais considerar coliformes mensalmente e ovos de helmintos a cada 2 semanas.

5. Caso outro tipo de tratamento além dos recomendados atenda aos critérios apresentados na tabela o mesmo poderá ser considerado, o que deverá ser avaliado durante o processo de licenciamento do projeto de reúso.

6. Ou desinfecção alternativa.

7. Cloro residual no final do tratamento para demonstrar a eficiência da desinfecção e manutenção do sistema de distribuição. Não aplicável se a desinfecção for dispensada conforme nota 5.

8. Após um ano de operação contínua, a frequência de monitoramento poderá ser revisada.

9. Exigências de desinfecção e critério de coliformes e ovos de helminto podem ser dispensados caso ações especiais de proteção dos trabalhadores forem implementadas e não forem aplicáveis reúso interno não potável.

Fonte: BRASIL (2017)

Observa-se no Quadro 3 e Quadro 4 algumas importantes considerações (BRASIL, 2017):

- Tratamento: A OMS, Resolução COEMA e PROSAB não definem um nível tratamento mínimo, ficando a cargo do produtor da água escolher as tecnologias necessárias para atingir a meta final. O Brasil (2017) considerou o mesmo nível de tratamento que USEPA (2012);
- Monitoramento: A USEPA (2012) e Brasil (2017) recomendam uma frequência de monitoramento de alguns parâmetros, ao passo que os outros autores deixam a desejar;
- Critérios indicadores de patógenos: Observa-se uma grande variação de recomendações do nível máximo permitido de coliformes termotolerantes, sendo a USEPA a mais restritiva (principalmente para reúso agrícola restrito);
- Outros critérios: A Resolução COEMA do Ceará foi a única a adotar valores para RAS e condutividade. A OMS não define critérios para tais parâmetros.

3.3.2 Sistemas unifamiliares

Especificamente para sistemas unifamiliares em caso do reúso de águas fecais, na maioria dos países há uma escassez de regulações ou diretrizes. Na Austrália, a diretriz proposta para sistemas locais de tratamento de esgoto (água cinza ou águas fecais) recomenda que, como a maioria é operada pelos próprios moradores da residência, haja uma supervisão por uma agência reguladora, para garantir que os residentes estejam gerenciando de forma adequada o uso da água. O projeto de reúso deve ser aprovado por uma autoridade local, como o departamento de saúde, de proteção ambiental ou governo local. Recomenda-se um nível de tratamento secundário, seguido de uma desinfecção, com reúso realizado a partir da irrigação subsuperficial. O monitoramento em sistema unifamiliar é impraticável, por isso, recomenda-se que a agência reguladora utilize amostras representativas do local (NRMMC, 2006).

Na cidade de São Francisco (Califórnia, Estados Unidos) apresenta regulações para sistemas descentralizados para usos não potáveis. O documento é direcionado especialmente para prédios, comércios e distritos pequenos, devido à maior complexidade do sistema, como maior comprimento das tubulações, maior tempo de residência da água nas tubulações, mais interconexões e maior probabilidade de conexão cruzada. Em escalas unifamiliares recomenda-se o uso da *Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico (AQRM)* para estabelecer a redução de patógeno necessária ou medidas de controle (SHARVELLE et al., 2017a).

A lei abrange o uso de uma diversidade de fontes de água, incluindo águas fecais. Ela exige um cumprimento das solicitações exigidas para obter uma licença de instalação. O tratamento de águas fecais exigido é a oxidação, filtração e desinfecção para o uso não-potável, com um monitoramento variando de acordo o parâmetro de qualidade (SFDPH, 2017). A concentração média dos coliformes totais não deve exceder 2,2 NMP por 100mL nas análises dos últimos sete dias e o número máximo permitido é de 23 NMP por 100 mL em mais de uma amostra em um período de 30 dias (SFDPH, 2017).

A organização WaterAid, financiada pela Austrália, Canadá, Índia, Suécia e Reino Unido, propõe que os sistemas descentralizados sigam os padrões e recomendações da USEPA de 1992, cujo uso para agricultura, com irrigação de culturas que não sejam consumidas cruas, tenha um nível de tratamento secundário e de desinfecção, com qualidade menor que 200 CFU/100 mL para coliformes fecais. Em outro documento, JIMÉNEZ CISNEROS e ASANO (2008) enfatizam que é proibido o uso de esgoto bruto, ou efluente de tanque séptico, ou similares efluentes, para irrigação de tomate, alface ou produtos consumidos crus.

No Brasil, o reúso de água de esgoto sem segregação tem sido abordado como um tema interessante e que algumas leis buscam incentivar a sua prática, porém ainda com legislações e normas escassas que de fato abordem toda a complexidade do tema (SOUZA et al., 2019). A NBR 16.783/2019 é a diretriz vigente para o reaproveitamento de água não potável em sistemas prediais. Os parâmetros de qualidade indicados não diferenciam as diferentes origens da água e nem as atividades previstas para seu uso, e sua exigência para *E.Coli* é que seja menor que 200 NMP/100 mL. O documento apresenta uma série de diretrizes das etapas de projeto, recomendando inclusive um plano de plano de manutenção executada por diferentes categorias de profissionais. Em um edificação unifamiliar ou individual a frequência de amostragem recomendada é mensal para *E.Coli* (ABNT, 2019).

A NBR 13.969/1997 também apresenta algumas recomendações do reúso em sistemas unifamiliares (ABNT, 1997). Vale ressaltar que essa norma não é específica para reúso e é antiga, criada há mais de 20 anos atrás e, portanto, defasada pela falta de acompanhamento das pesquisas recentes (SOUZA et al., 2019). As recomendações são para esgotos não segregados tratados por sistemas de tanque sépticos seguidos ou não por processos de tratamentos complementares.

Os usos devem respeitar os valores dos parâmetros de esgotos para cada classificação estabelecida, não sendo permitido irrigação de hortaliças, apenas em pomares, cereiais,

forragens e pastagens. Nessa classe, diferentemente das demais, não foi definido o nível de tratamento requerido, mas o padrão de qualidade exigido para coliformes fecais deve ser inferior a 5.000 NMP/ 100 mL. Tal valor encontra-se similar ao padrão recomendado por BRASIL (2017) e CEARÁ (2017) e mais restritivo que PROSAB (2006) e WHO (2006, p. 200), porém, enquadra-se dentro dos valores mundiais de países cujo padrão é menos restritivo (SHOUSHARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020).

A ABNT (1997), assim como em sistemas centralizados, recomenda também que os gerenciadores do sistema devem ser os responsáveis pelo treinamento adequado da prática do reúso, pela manutenção, operação e também da análise dos parâmetros de seu desempenho. O Quadro 5 apresenta a classificação dos tipos de reúso e os padrões de qualidade requeridos para cada um.

Quadro 5 – Classificações e respectivos parâmetros de qualidade para reúso.

Classes	Uso	Tratamento requerido	Padrões de qualidade					Observações
			Turbidez	Coliformes fecais	Sólidos dissolvidos totais	pH	Cloro residual	
1	Lavagem de carros e outros usos que envolvam contato direto do usuário com a água com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes	Tratamento aeróbio (filtro aeróbio submerso) seguido por filtração convencional (areia e carvão ativado) e, finalmente, cloração	< 5	< 200 NMP/100 mL	< 200 mg/L	Entre 6 e 8	Entre 0,5 e 1,5 mg/L	-
2	Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes	Tratamento aeróbio (filtro aeróbio submerso) seguido por filtração de areia e, finalmente, desinfecção	< 5	< 500 NMP/100 mL	-	-	> 0,5 mg/L	-
3	Reúso nas descargas dos vasos sanitários	Tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção	<10	< 500 NMP/100 mL	-	-	-	-
4	Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	-	-	< 5000 NMP/100 mL	-	-	-	Oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L e aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita

Fonte: Adaptado de (ABNT, 1997).

Assim, ainda que haja diversos desafios a serem enfrentados nos sistemas centralizados, em sistemas unifamiliares e em casos de reúso de água fecal o cenário encontra-se mais preocupante, não apresentando sequer um amparo legal que subsidiem seu uso. Destaca-se que as regulações e diretrizes do reúso consideram apenas critérios técnicos, mas o risco de contaminação por manejo inadequado não é incluído.

Além disso, existe uma lacuna de informações da possibilidade de aplicação das regulações e fiscalização de sistemas centralizados em unifamiliares e quem seria o responsável no Brasil pela gestão do reúso unifamiliar. Caso as leis internacionais fossem aplicadas para o reúso unifamiliar, as restrições e diferença de clima e hábitos de higiene poderiam vir a ser um impeditivo para o contexto rural do Brasil, uma vez que os sistemas existentes são simplificados e não há suporte de agências reguladoras. Por último, falta clareza em relação as formas que os produtores e usuários da água farão toda a gestão do reúso, principalmente com o monitoramento e prevenção de risco.

Logo, uma vez analisadas as medidas para gerenciar os riscos do ponto de vista do quadro regulatório, cabe analisar as práticas da tecnologia e a sustentabilidade do reúso do ponto de vista do risco a saúde humana.

3.4 TECNOLOGIAS PARA ESGOTAMENTO SANITÁRIO UNIFAMILIARES

Historicamente, a fossa rudimentar⁵ (64%) é majoritariamente utilizada nos domicílios rurais brasileiros como forma de despejo do esgoto doméstico (BRASIL, 2019). Seguido da fossa séptica (16%), escoadouros em valas, rio, lago e mar (16%), e uma porcentagem pequena (4%) das casas se liga a rede pública. O amplo emprego da fossa rudimentar deve-se a sua

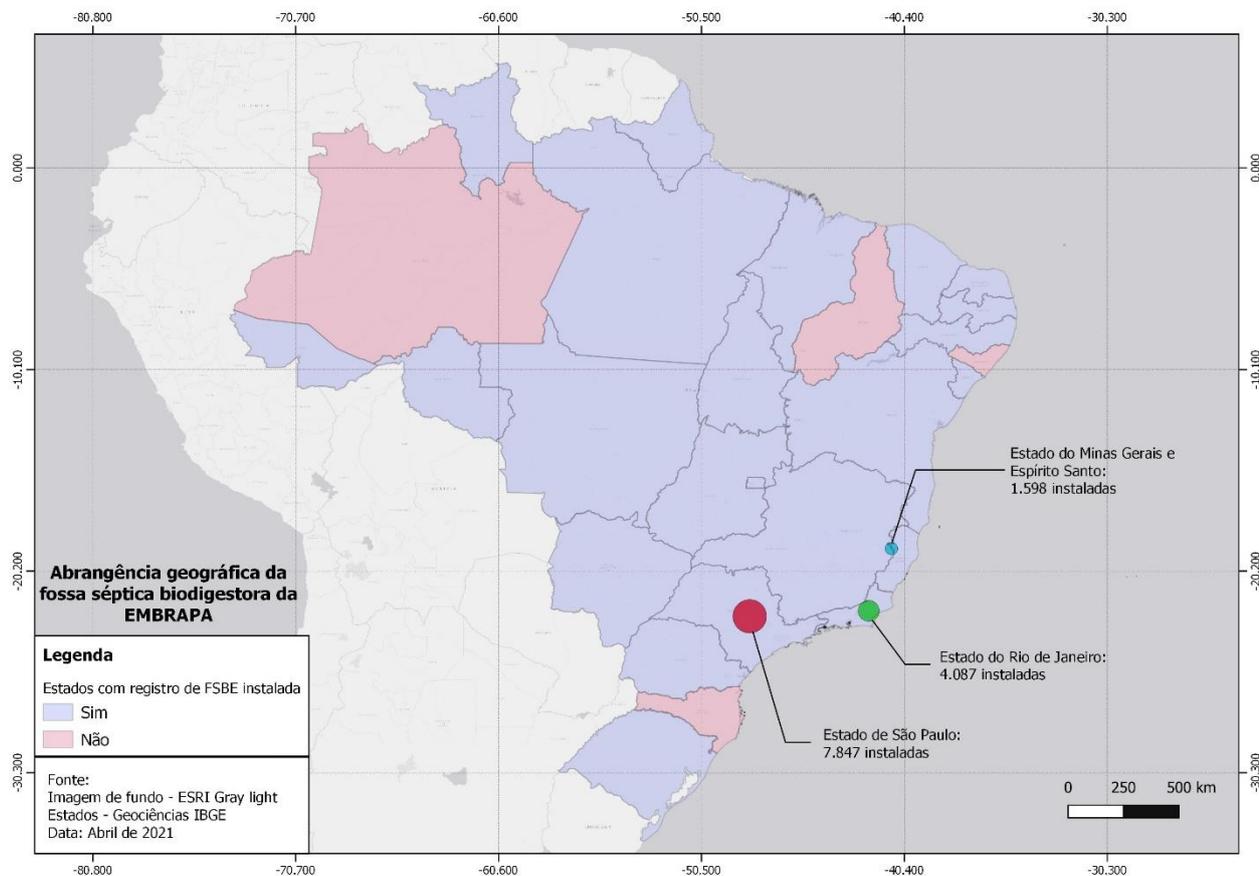
⁵ A fossa rudimentar é também conhecida como absorvente, negras, caipiras ou simples (FIGUEIREDO et al., 2019a). Esse sistema basicamente é um poço ou buraco escavado no solo, sem ou parcial impermeabilização, que recebe o esgoto doméstico. Em caso de solos com características favoráveis, solo profundo e meio rural, essa unidade mais simples e econômica resolve satisfatoriamente aspectos de saúde pública (FUNASA, 2019).

simplicidade construtiva, baixo custo e o conhecimento tradicional intergeracional (FIGUEIREDO et al., 2019a). Segundo TONETTI et al. (2018) muitos autores e instituições categorizam esse sistema como sendo inadequado e sem garantia de segurança, independente de qualquer circunstância.

Por isso, a insegurança quanto a fossa rudimentar como sistema, aliado a alta demanda de pessoas que não apresentam soluções de esgotamento sanitário, culminaram na criação de alternativas para sistemas descentralizados, principalmente baseadas no contexto da tecnologia social, como forma de inclusão social e adaptável ao pequeno escala (DAGNINO, 2014).

Os sistemas unifamiliares mais difundidos atualmente para o tratamento de águas de vaso sanitário são a fossa séptica biodigestora, o tanque séptico, o reator anaeróbio de fluxo ascendente, a tanque de evapotranspiração e o vermifiltro (TONETTI et al., 2018). Uma tecnologia que tem ganhado grande popularidade é a FSBE. Apenas no município de Campinas (SP), mais de 136 unidades foram entregues pelo Programa de Saneamento Rural Sustentável da Prefeitura. Segundo Silva, Marmo e Leonel (2017), 11.500 unidades foram instaladas pelo Brasil e o governo federal pretende instalar em mais de 35.000 domicílios rurais por meio do Programa Nacional de Habitação Rural (EMBRAPA, 2017). A Figura 2 mostra a abrangência geográfica da FSBE.

Figura 2 – Abrangência geográfica da Fossa Séptica Biodigestora da Embrapa



Fonte: Elaborado pela autora e retirado informações de (CANAL BIOENERGIA, 2017; ECODEBATE, 2016)

O crescimento significativo do número de FSBE construídas, em detrimento de outras tecnologias, deve-se a criação e disseminação pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), vinculada ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, e com parceria de diversos órgãos públicos, tais como o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra), a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI) e a Fundação Branco do Brasil (FBB) (SERAFIM; DIAS, 2013). Destaca-se também a colaboração com prefeituras, organizações não governamentais e empresas públicas e privada (FIGUEIREDO et al., 2019a).

3.4.1 Fossa séptica biodigestora da EMBRAPA

A FSBE foi desenvolvida pela EMBRAPA, mais especificamente pelo veterinário Antônio Pereira de Novaes, com objetivo de oferecer uma substituição às fossas rudimentares

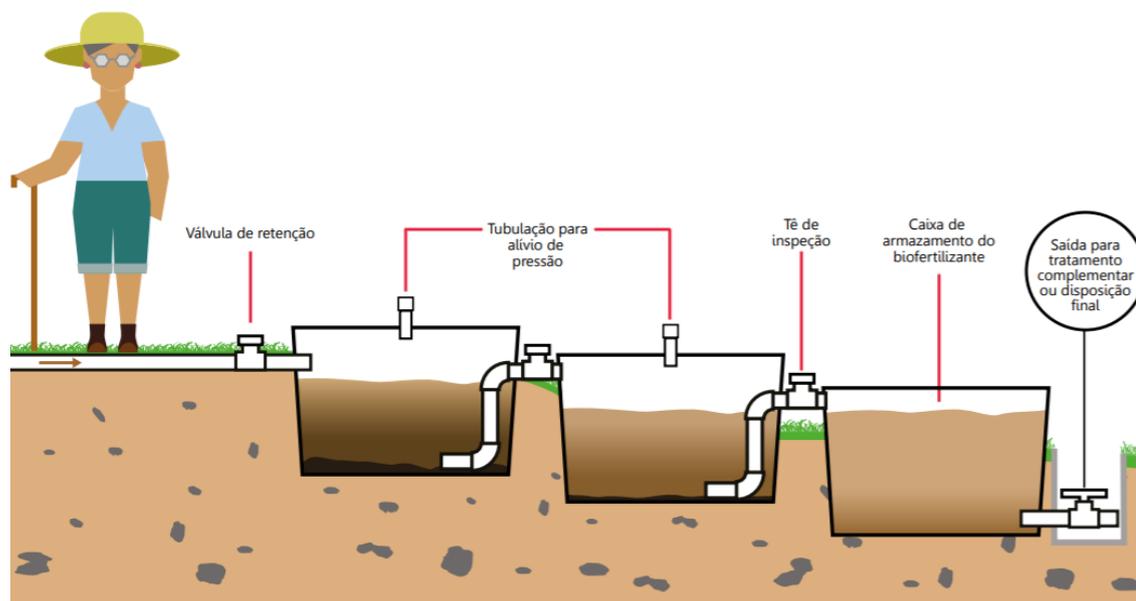
Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

ou disposição à céu aberto em zonas rurais, a um custo que fosse acessível, e que produzisse um efluente passível de uso na agricultura como uma espécie de fertilizante (DE NOVAES et al., 2002).

A FSBE consiste em um tratamento biológico anaeróbico, ou seja, na ausência de oxigênio, no qual o inóculo adicionado é o esterco bovino ou de animais ruminantes, como cabras, búfalos ou ovelhas (FAUSTINO, 2007). O sistema limita-se a um tratamento de águas fecais, pois águas cinzas (águas de chuveiro e da pia) apresentam compostos químicos utilizados na limpeza que inibem o processo de biodigestão (FAUSTINO, 2007).

O sistema é composto por duas caixas de fibrocimento ou fibra de vidro dispostas em série de 1000 L cada um (sistema para atender até 5 moradores), totalmente vedadas, onde ocorre a biodigestão da matéria orgânica (Figura 3). A terceira caixa (1000 L) é utilizada para o armazenamento do efluente clarificado, que é considerado como “adubo orgânico” ou “biofertilizante” (EMBRAPA, 2014).

Figura 3 - Desenho esquemático da Fossa Séptica Biodigestora



Fonte: (TONETTI et al., 2018)

Um registro de esfera pode ser disposto na última caixa para coletar o efluente e irrigar locais desejados. Esta caixa também pode ser preenchida com filtros de areia para posteriormente dispor no solo (FAUSTINO, 2007). A EMBRAPA é enfática ao afirmar que a melhor destinação do efluente é na agricultura, caso seja optado por outras alternativas, o

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

descarte do efluente seria como “rasgar dinheiro” (EMBRAPA, 2014). O uso desse “adubo orgânico” minimiza gastos com adubação química e promove a produção da agricultura orgânica (DE NOVAES et al., 2002). Faustino (2007) afirma que o efluente contribuiu para um incremento na concentração de nutrientes no solo em comparação com um solo de adubação mineral NPK.

A EMBRAPA esclarece que caso o efluente possua coliformes, estes serão eliminados pela exposição ao sol e pelas condições do solo (GALINDO et al., 2010). Caso aplicada no solo, ela deve ser aplicada na forma de fertirrigação e o líquido não deve entrar em contato com o alimento, sobretudo em folhas de hortaliças e nem deve ser utilizado em adubação foliar. Os usuários não devem entrar em contato direto com a pele e os olhos, utilizando sapatos fechados, luvas de borracha, calça, camisa e óculos, e o sistema deve ser cercado para evitar o contato de crianças e animais (EMBRAPA, 2014). Além disso, os manuais da EMBRAPA alegam não existir acúmulo de lodo e que, teoricamente, não exigiria nenhum tipo de manutenção para remoção desse resíduo (EMBRAPA, 2014).

Ainda que o sistema tenha ganhado popularidade e seja amplamente difundido, uma das críticas diz respeito às pesquisas serem de curta duração, com pouca amostragem do efluente e sem um rigor científico quanto a coleta, análise e tratamento dos dados (FIGUEIREDO et al., 2019b). Oliveira (2018) mapeou as publicações entre 2002 a 2018 relativas à FSBE e apenas 16% das referências trazem dados primários sobre o funcionamento do sistema. Isso demonstra que a tecnologia ainda está em fase de estudos preliminares, com interesses na estrutura e validação do sistema enquanto unidade tratamento.

A EMBRAPA aponta como benefícios a questão financeira dos agricultores e ganho nutricional do solo. Apesar da premissa de ganhos econômicos pela substituição de um adubo químico por um adubo orgânico (EMBRAPA, 2014), não foram encontrados estudos oficiais da EMBRAPA que subsidiem essa comprovação. SAVEGNANO e FERRI (2014) averiguaram que para um sistema unifamiliar, o volume de efluente gerado é equivalente a 2.520 litros por mês não seria suficiente para suprir a adubação convencional de culturas de milho e de soja, tanto pela falta de concentração de nutrientes quanto pelo volume necessário.

A escolha da cultura a ser irrigada e a dosagem correta é essencial para manter a sustentabilidade do efluente, de forma a evitar complicações negativas no seu rendimento (PROSAB, 2006). Figueiredo (2019a) encontrou valores de condutividade elétrica no efluente

bem acima do recomendado pela WHO (2006), o que pode ocasionar acúmulo de sais no solo e, conseqüentemente, diminuição da produção. Ainda assim, Embrapa (2014) considera que deve ser utilizado o efluente de modo controlado, porém não apresenta de forma clara recomendações sobre sua aplicação e em quais circunstâncias seria viável. A dosagem ideal necessitaria de um amparo técnico para gerenciar o efluente, porém poucos produtores rurais dispõem de recursos para contratar uma mão de obra especializada (FIGUEIREDO et al., 2019b).

O artigo mais antigo e com ampla citação da FSBE afirma que o tratamento do sistema apresenta capacidade altíssima de eliminação de patógenos, com concentração de coliformes fecais de 3 NMP⁶/100 mL nas duas primeiras amostras e ausência nas restantes (NOVAES et. al, 2002). Tais dados diferem das concentrações de *Escherichia coli* (*E.coli*) na literatura, que estão na ordem de 10³ a 10⁵ NMP/100 mL (OLIVEIRA, 2018). Comparando-se com a diretriz da WHO (2006), que estabelece um valor máximo de *E. Coli* de 10⁵ NMP/100mL, para a prática de irrigação restrita e 10³ NMP/100mL para irrigação irrestrita, alguns valores estão no limite considerado aceitável, em muitos casos, o valor ultrapassa.

Apesar dos estudos compararem apenas com os valores máximos permitidos para uso na agricultura, a concentração encontrada de *E.Coli* ainda indica que há a possibilidade da presença de organismos patogênicos e que devem ser levados em conta na questão da saúde pública (FIGUEIREDO et al., 2019b). Segundo BASTOS et al. (2008), ainda há muito o que se discutir sobre o padrão de qualidade dos efluentes que de fato garantam segurança sanitária.

Além de toda discussão acerca do reúso, o que o torna ainda mais complexo é o contexto vivido pelos usuários que possuem a FSBE. Ela geralmente é implantada em residências unifamiliares, cuja própria família é a responsável pela operação e manutenção do sistema. Logo, ainda que haja recomendações da forma de gerenciamento do sistema, esse não é o cenário observado em campo (FIGUEIREDO, 2019a).

As principais atividades que geram um risco à saúde é a exposição direta do trabalhador e a exposição indireta da família (incluindo cachorros) que circundam os locais de aplicação do

⁶ Número mais provável

efluente, ou entram em contato de forma acidental. Outra constatação foi que não há um controle do período de carência, isto é, o momento entre a aplicação do efluente e a colheita, podendo significar uma possível contaminação do consumidor. E por fim, outra falha no gerenciamento do sistema, é a aplicação constante no mesmo local, mesmo sendo recomendado a alternância dos locais (FIGUEIREDO, 2019a).

Assim, ao passo que a FSBE procura garantir o afastamento das excretas humanas, com um tratamento simplificado e adaptável a realidade de comunidades isoladas, o reúso pode reinserir o contato dos trabalhadores e seus familiares com doenças de veiculação hídrica. Portanto, visto a complexidade e a falta de estudos, questiona-se a viabilidade dessa prática.

3.5 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DO RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

As tecnologias sociais usadas para suprir uma demanda de saneamento rural, sobretudo a FSBE, devem ser investigadas quanto à sua sustentabilidade no contexto da autogestão. O reúso na agricultura traz polêmicas e controvérsias acerca da sua viabilidade e aplicabilidade em diferentes contextos.

A sustentabilidade no reúso na agricultura pode ser determinada pela avaliação de oito critérios: saúde, viabilidade econômica, impacto social e percepção do público, viabilidade financeira, impacto ambiental, viabilidade do mercado, viabilidade institucional e técnica (WHO, 2006). O presente trabalho se atentará a um critério importante do ponto de vista do trabalhador: a sua saúde.

Nesse sentido, a saúde pode ser avaliada do ponto de vista do risco. Convém diferenciar o risco potencial do risco real, o primeiro corresponde ao termo de perigo na área da Epidemiologia, e consiste em uma “característica intrínseca de uma situação que, podendo estar associada a determinado agente (químico, físico ou biológico) com propriedades tóxicas ou infecciosas, pode vir a causar efeitos adversos à saúde” (PROSAB, 2006). Logo, a utilização do esgoto sanitário já constituiu um risco potencial, no entanto ele passa a ser um risco real a partir do momento que outras variáveis são incluídas (PROSAB, 2006).

O risco real pode ser quantificado por meio da identificação ou caracterização das relações entre a exposição a determinados contaminantes e os potenciais danos causados à saúde humana (PROSAB, 2006). A ferramenta da avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) é uma técnica de modelagem probabilística, que a partir de uma relação de dose ingerida e resposta do indivíduo exposto, encontra-se a probabilidade de infecção ou morte (HAAS; ROSE; GERBA, 2014).

A AQRM foi criada dentro de um quadro mais amplo de avaliação de risco, aplicada as mais diversas áreas, como negócios, finanças, desastre natural, entre outros. A ferramenta estendeu-se para o contexto do saneamento, e inicialmente era utilizada para avaliar a água potável, e hoje tem sido aplicada para outras práticas, como reúso de água cinza, uso recreacional, recarga aquífera, contaminação de alimentação por reúso de esgoto, reúso de esgoto na agricultura (HAAS; ROSE; GERBA, 2014; PAULO et al., 2019).

Em relação a aplicação específica para águas fecais, SHARVELLE et al. (2017a) avaliou a redução necessária em \log_{10} para águas fecais para irrigação irrestrita e usos internos das residências. O estudo foi conduzido a partir da AQRM para casos genéricos para definir valores guias de uso não potável para sistemas semi-descentralizados (como várias residências, comércio, conjunto de prédios e escala distrital). No âmbito unifamiliar, MARQUES et al. (2021) avaliou o risco de exposição de alguns tipos de águas (inclusive águas fecais). Porém, o método de análise é uma variação da AQRM, que se chama s avaliação semi-quantitativa do risco microbiológico. E por fim, SCHOEN e GARLAND (2017) realizaram uma revisão sistemática sobre as publicações da AQRM no tratamento local, comercial e reúso municipal de água alternativas. O estudo apontou que até então não existiam estudos sobre os riscos associados com o reúso em tratamento unifamiliar para águas fecais, sendo a ferramenta geralmente aplicada para o reúso de águas cinzas e o aproveitamento de água de chuva.

A AQRM é uma das ferramentas de apoio na avaliação de risco do planejamento de segurança sanitária desenvolvido pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Este manual de gestão de risco apoia tomadores de decisões e autoridades para identificar e gerenciar riscos à saúde ao longo das rotas de contaminação nos sistemas de saneamento; orientar o investimento com base nos riscos simulados e reduzindo impactos adversos à saúde; e melhorar a garantia de segurança de produtos e serviços de saneamento, aumentando a confiança pública (WHO,

2015). Portanto, a AQRM pode ser um indicador quantitativo confiável para a avaliação dos riscos à saúde.

A AQRM apresenta etapas sistematizadas para sua aplicação (WHO, 2016), que são apresentadas a seguir.

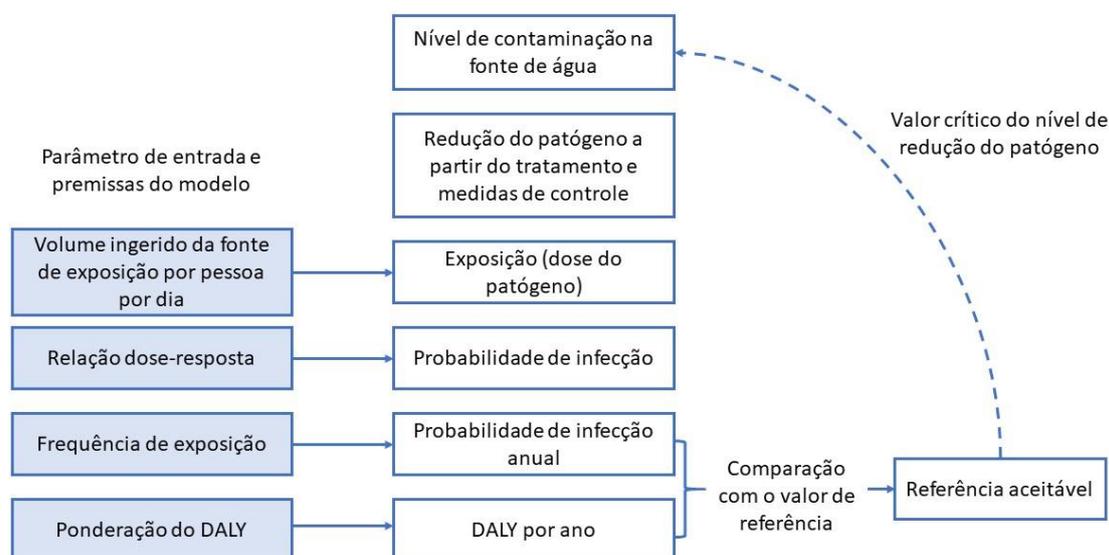
- a) **Formulação do problema:** Consiste na etapa inicial de planejamento sistemático que identifica as metas e foco da avaliação do risco, e inclui o contexto da avaliação do ponto de vista regulatório. Na caracterização inicial da exposição deve-se avaliar os possíveis efeitos adversos, definindo população, cenários de exposição e os patógenos de interesse do estudo (WHO, 2016).
- b) **Avaliação da exposição:** Avaliação da interação entre o patógeno, ambiente e população humana. Nessa fase caracteriza-se a ocorrência do patógeno (concentração, distribuição, forma de ocorrência, sobrevivência, maturação, transformação ou multiplicação no meio ambiente) e a frequência da exposição. Uma das chaves principais na avaliação da exposição é a persistência, isto é, a sobrevivência e inativação do microrganismo através do tempo, espaço e tecnologia de tratamento (HAAS; ROSE; GERBA, 2014). A AQRM avalia a exposição a partir das seguintes rotas de exposição: (i) ingestão acidental do líquido, excreta, urina ou do solo contaminado; (ii) inalação do aerosol e partículas; (iii) contato com a pele; (iv) contato com mosquito; (v) consumo de alimentos crus contaminados ou sem o cozimento suficiente; (vi) exposição da água contaminada para banho ou para recreação; (vii) ingestão de água contaminada pelas águas subterrâneas ou superficial; (viii) contato com extravasamento ou vazamento de sistemas que não estão operando adequadamente (STENSTRÖM et al., 2011; WHO, 2006).
- c) **Avaliação dos efeitos a saúde (cálculo dose-resposta):** Nessa etapa são avaliados o hospedeiro e o efeito à saúde. A caracterização do hospedeiro avalia a suscetibilidade da população humana frente a um patógeno específico. Alguns fatores podem influenciar a exposição, tais como: uso de medicamentos, idade, gestantes, predisposição genética, estado nutricional e estudo imune (PROSAB, 2006). Em relação aos efeitos à saúde, avalia-se as doenças associadas ao patógeno, a duração, letalidade e sequelas. Análise da dose-resposta é a relação entre dose do patógeno e probabilidade de infecção, doença ou morte, cujos dados são obtidos a partir de estudos experimentais ou epidemiológicos, ou da literatura (ENGER, 2015). A dose do

patógeno é calculada pela concentração do organismo por meio da rota de exposição multiplicada pelo volume da exposição (HAAS; ROSE; GERBA, 2014)

- d) Caracterização do risco à saúde: Integra os dados gerados anteriormente, estima a magnitude do problema de saúde pública e avalia a variabilidade e incerteza. As simulações de Monte-Carlo são comumente utilizadas para preencher as lacunas de informações incompletas. A probabilidade de infecção é definida como a taxa de pessoas infectadas sobre o número de pessoas expostas, ou pode ser apresentada como o número total de infecções por ano (WHO, 2016).

A estrutura comum da QMRA estima a probabilidade de infecção de risco e o ano de vida ajustado à incapacidade (DALYs), uma métrica baseada no tempo que combina anos de vida perdidos devido à mortalidade prematura e anos de vida perdidos com incapacidade. Os resultados podem ser comparados com uma referência aceitável pré-existente na literatura, ou a partir de metas nacionais. Se esses valores excederem esse padrão de referência tolerável, a AQRM reversa pode ser usada para estabelecer as metas de redução de log₁₀ (LRT) necessárias para atingir um nível específico de proteção à saúde dos usuários finais (SCHOEN et al., 2017). A Figura 4 apresenta a estrutura da AQRM proposta por PETERSON e ASHBOLT (2016).

Figura 4 – Estrutura da AQRM



Fonte: Adaptado de PETERSON e ASHBOLT (2016)

Assim, uma das chaves importantes para aplicação da AQRM é a relação dos microrganismos patogênicos existentes e as suas respectivas rotas de transmissão no contexto vivido. Vale destacar que apesar do esgoto apresentar diversos organismos patogênicos, os coliformes são indicadores fecais, em especial a *E. Coli*, bactéria indicadora de contaminação fecal, utilizada por diversas organizações e países (SHOUSHTARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020).

3.5.1 Microrganismos patogênicos e suas rotas de transmissão

A irrigação na agricultura com esgoto pode causar diversas doenças que podem ser originadas por diferentes rotas de exposição. No Brasil, as principais doenças relacionadas por contaminação de fezes estão destacadas no Quadro 6.

Quadro 6 – Doenças relacionadas por contaminação de fezes

Organismos causadores de doença	Doenças e agentes etiológicos	Modo de transmissão	Medidas de prevenção
Bactérias	Cólera (<i>Vibrio cholerae</i>) Febre tifóide (<i>salmonella typhi</i>) Febre paratífóide (<i>Salmonella paratyphi</i>) Diarreia (<i>Escherichia coli, shigella spp</i>)	Depende de cada agente etiológico, pode ocorrer contaminação de pessoa para pessoa, ingestão de água ou alimento contaminado.	Melhoria ou implantação dos serviços de água e esgoto. Promoção de educação em saúde.
Vírus	Hepatites virais A (HAV) e E (HEV) Poliomielite (<i>Poliovírus</i>) Doenças diarreicas agudas – DDA (<i>Norwalk, Rotavírus dos grupos A, B e C</i>)	Depende de cada agente etiológico, transmissão feco-oral, contato direto pessoa a pessoa, ingestão de água ou alimento contaminado.	Cuidados com a água de consumo, manipulação de alimentos e educação com higiene. Vacinação também preveni parte dos vírus.
Protozoário	Doenças diarreicas agudas – DDA (<i>Entamoeba histolytica, Giardia lamblia, Cryptosporidium, Balantidium coli</i>) Toxoplasmose (<i>Toxoplasma gondi</i>)	Feco-oral, alimentos contaminados.	Melhoria ou implantação dos serviços de água e esgoto. Eliminar fezes de gatos em local seguro, higiene na manipulação de alimentos e preparo de alimentos.
Helmintos	Geo-helminthíases – Ascaridíase (<i>Ascaris lumbricoides</i>) Trichuríase (<i>Trichuris trichiura</i>) Ancilostomíase (<i>Ancylostoma duodenale e Necator americanus</i>) Esquistossomose Mansoní (<i>Schistosoma mansoni</i>) Teníase (<i>Taenia solium, Taenia saginata</i>) Cisticercose (<i>Taenia solium</i>)	Depende de cada agente etiológico. A ascaridíase ocorre pela ingestão de ovos em alimentos crus ou mal lavados e ingestão de água contaminada. A ancilostomíase ocorre pela penetração de larvas no hospedeiro.	Melhoria ou implantação dos serviços de água, esgoto e resíduos. Higiene de alimentos.

Fonte: (FUNASA, 2019, p. 20)

O Quadro 7 apresenta uma compilação dos riscos à saúde e a rota de exposição causada pela irrigação de água de reuso, parcialmente tratados e não tratados.

Quadro 7 - Compilação dos riscos à saúde e a rota de exposição causada pela irrigação de água de reuso parcialmente tratados e não tratados

Localização	Risco à saúde	Rota de exposição	Tipo de esgoto
México	Diarréia	Fazendeiros, exposição de aerossóis nos residentes, contaminação de água subterrânea	Sem tratamento
Suécia	Gastroentérico (rotavírus)	Ingestão direta de água cinza durante a manutenção	Água cinza tratada
Vietnã	Infecção parasitária (<i>Ascaris lumbricoides</i> e <i>Trichuris trichiura</i>)	Fazendeiros, consumo de cultura de salada	Parcialmente tratadas e não tratadas
Brasil	Infecção gastrointestinal (<i>E. Coli</i> e rotavírus)	Consumo de cultura de salada	Parcialmente tratadas
Tailândia	Diarréia (<i>Giardia lamblia</i> e <i>Entamoeba histolytica</i>)	Exposição direta	Sem tratamento
Tailândia e Canadá	Gastroentérico	Nadar, pescar, consumo de vegetais em canais de irrigação e ingestão/inalação de água ou aerossóis enquanto o trabalha em canais de irrigação	Contaminação da superfície de água
Sul da África	Infecção parasitária (ancilostomíase <i>Giardia lamblia</i>)	Exposição por consumo	Parcialmente tratadas
Camboja	Infecção na pele	Exposição de fazendeiros	Parcialmente tratadas
Índia	Infecção na pele e irritação	Exposição de fazendeiros	Parcialmente tratadas
Índia	Infecção parasitária intestinal	Exposição de fazendeiros	Parcialmente tratadas e não tratadas
Vietnã	<i>E. Coli</i> infecção	Exposição de fazendeiros	Sem tratamento
Vietnã	Infecção na pele	Exposição de fazendeiros	Parcialmente tratadas
Vietnã	Diarréia	Exposição de fazendeiros e crianças	Parcialmente tratadas
Paquistão	Giardíase	Exposição de fazendeiros	Sem tratamento
Vietnã	Infecção por helminto	Exposição de fazendeiros	Sem tratamento
Vietnã	Infecção por helminto	Exposição de fazendeiros	Parcialmente tratadas
Marroco	Infecção por <i>Ascaris</i> e <i>Trichuris</i>	Crianças residentes em fazendas que irrigam com esgoto	Sem tratamento
Vietnã	Infecção parasitária intestinal	Exposição de fazendeiros	Sem informações

Fonte: Adaptada Adegoke *et al.* (2018).

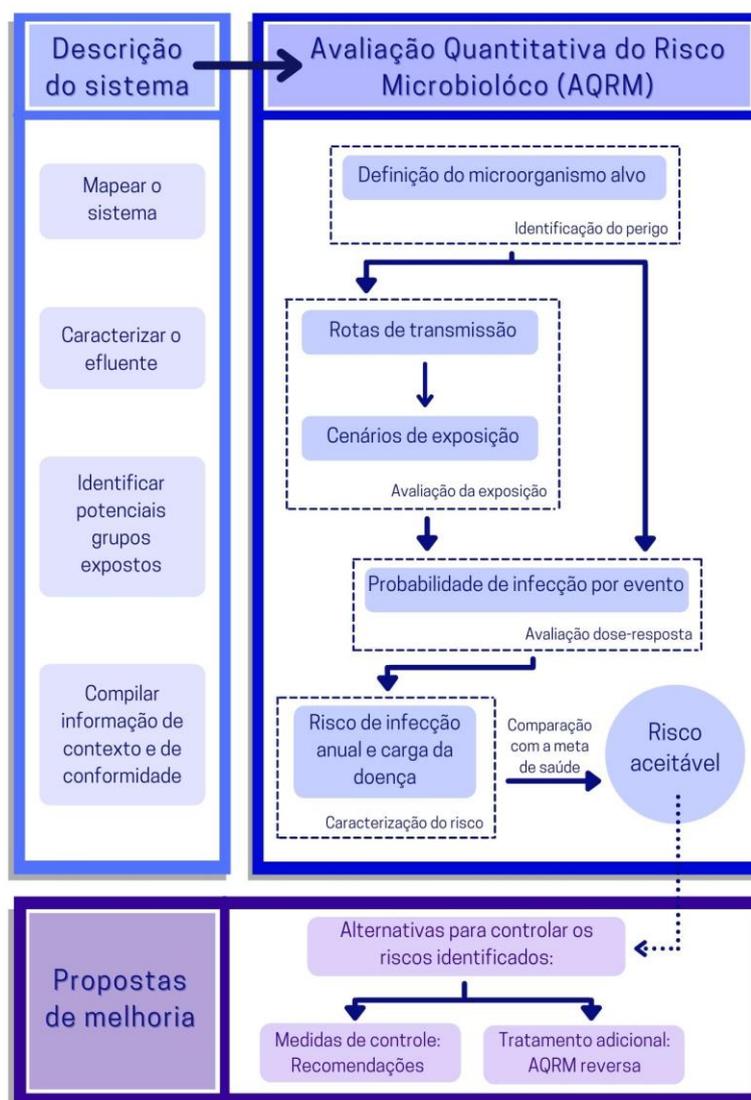
Portanto, observa-se que existe um gama de riscos à saúde com diferentes rotas de transmissão associado ao reuso da água em trabalhador rural. Assim, a presente pesquisa busca Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

preencher a lacuna dos seguintes elementos: necessidade de aplicação da AQRM em sistemas unifamiliares (SHARVELLE et al., 2017a), ausência de pesquisa da AQRM em águas fecais (SCHOEN et al., 2017), falta de legislações e políticas públicas que norteiam a gestão do reúso da água em sistemas unifamiliares, a existência de um sistema (FBSE) que vêm sendo massivamente disseminado pelo Brasil e sem muitos estudos sobre o reúso, a presença de indicadores fecais em seu efluente que evidenciam a possibilidade de riscos (FIGUEIREDO et al., 2019b) e sem orientações técnicas de como gerenciar o risco frente à essas diversas rotas de contaminação do reúso unifamiliar.

4 METODOLOGIA

A metodologia da presente pesquisa consiste na derivação dos módulos 2, 3 e 4 do Plano de Segurança de Saneamento proposto pela WHO (2016), aliado à utilização da ferramenta de Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico (AQRM). A primeira etapa executada foi a descrição do sistema de saneamento, seguido da avaliação de práticas existentes a partir da quantificação do estado atual e, por fim, a proposta de melhorias com a análise quantitativa reversa. O fluxograma do trabalho é apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Fluxograma da metodologia da pesquisa



Fonte: Adaptado de (WHO, 2015) e (WHO, 2016).

4.1 ETAPA 1: DESCRIÇÃO DO SISTEMA

A etapa 1 do sistema consistiu de uma descrição completa da FSBE, da avaliação de um estudo de caso no município de Campinas e da delimitação da fronteira do sistema. As informações geradas foram utilizadas para auxiliar o processo de avaliação de risco. Esta etapa incluiu o levantamento de informações na literatura das seguintes informações (WHO, 2015):

- Descrição e conhecimento do fluxo de resíduo ao longo do sistema;
- Caracterização da composição microbiológica, física e química das origens de resíduos, e os fatores que podem afetar o desempenho e vulnerabilidade do sistema;
- Descrição dos grupos expostos, identificação da origem e formas de ocorrências da exposição;
- Compilação e documentação sobre o contexto da FSBE, os requisitos legais e regulamentares, eficiência da unidade de tratamento.

Apenas para o estudo de caso no município de Campinas foi realizado uma análise espacial e visual para descrever os sistemas, a partir das ferramentas Google Earth e modelo HAND (Apêndice A).

4.2 ETAPA 2: PRÁTICAS EXISTENTES (ESTADO ATUAL)

As práticas existentes de uso da FSBE foram avaliadas a partir dos dados levantados no item 4.1 e, a partir dele, foram criados cenários de exposição. Os sub-itens seguintes descrevem as etapas realizadas da avaliação quantitativa do risco microbiológico.

4.2.1 Identificação do perigo

O problema do estudo consiste na avaliação do potencial risco de contaminação de patógenos nos usuários que permanecem em exposição aos diferentes cenários. Pode-se avaliar um patógeno de cada grupo de bactéria, vírus ou protozoário. Segundo WHO (2016 e 2017b) a concentração de *Escherichia coli* (*E. Coli*) é um importante indicador de contaminação fecal, da patogenicidade do efluente tratado e da eficiência do tratamento em medidas de controle. Ademais, *E. Coli* é um patógeno frequentemente encontrado nas amostras, com um potencial

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

significativo de causar doenças e fácil de ser determinado. Por isso, para este trabalho, este indicador fecal foi escolhido para utilização na ferramenta AQRM.

A *E. Coli* é comumente encontrada em intestinos e animais de sangue quente e apesar da maioria de suas cepas não serem patogênicas, algumas delas podem causar efeitos à saúde bem graves. A sua rota de transmissão é caracterizada por ser feco-oral (HAAS; ROSE; GERBA, 2014). As maiores fontes de transmissão da *E. coli* são o consumo de carne crua, a contaminação cruzada durante a preparação do alimento, o consumo de frutas e vegetais contaminadas por fezes de animais domésticos em algum momento do cultivo ou manuseio e água contaminada (MADIGAN et al., 2016). Em casos de reúso de esgoto sanitário, a exposição pode ocorrer por meio da ingestão acidental do líquido, a partir da rota mão a boca e da inalação de aerossóis (ANTWI-AGYEI et al., 2016). A contaminação pode durar uma semana em adultos, porém pode perdurar tempos mais longos em crianças (HAAS; ROSE; GERBA, 2014).

4.2.2 Avaliação da exposição

A avaliação dos cenários foi feita com base nas informações levantadas na etapa de descrição do sistema. As rotas de exposição, bem como o cálculo da dose ingerida são apresentados nos próximos item.

4.2.2.1 Ingestão durante atividades de manuseio da FSBE

A dose ingerida durante o manuseio com o esterco bovino é uma adaptação dos estudos realizados por SOLLER et al. (2010) e USEPA (2010). Considera-se uma relação entre a concentração do esterco bovino (c_1), o volume ingerido (v_1), a densidade de *E.Coli* no esterco fresco (d_1), diluição do esterco bovino na água (dil_1), Ai_1 é a prevalência de infecção de origem não humana (proporção de animais eliminando o patógeno) e P é a fração de cepas patogênicas infecciosas humanas da fonte, como mostra a seguinte fórmula:

$$F_1 = C_1 * v_1 * d_1 * dil_1 * Ai_1 * P_1 \text{ (eq. 1)}$$

A concentração da *E.Coli* no esterco bovino representa a concentração desse indicador no sólido fresco, encontrada na literatura, e a diluição é a responsável pela quantidade de água adicionada na mistura, que segundo EMBRAPA (2014) e GALINDO et al. (2010) deve ser

adicionado a proporção 1:10. Nenhum decaimento foi considerado, pois assumiu-se que o contato com a mistura de água e fezes bovina com a mão-boca foi imediato.

A prevalência nesse caso representa a proporção média de gados bovinos que estão excretando o patógeno de referência a qualquer momento. USEPA (2010) adotou um valor entre 9,7 a 28% para *E. coli O157:H7*, cuja variação foi aproximada para o presente caso. A fração de cepas patogênicas infecciosas humanas da fonte é extremamente importante, porém também altamente incerta devido à falta de dados (USEPA, 2010). Por isso, foi estimada a variação a partir de valores categóricos baixos (0-33%), médios (34-66%) e altos (67-100%). No caso, adotou-se um valor alto, com variação 67% - 100%, para representar o indicador bacteriano *E.Coli*.

4.2.2.2 Ingestão durante atividades de irrigação do efluente

O cálculo da dose por evento para a ingestão de líquido foi realizado utilizando-se a seguinte fórmula:

$$F2 = C2 * V2 * r2 \text{ (eq. 2)}$$

onde $C2$ é a concentração do patógeno no efluente em cada cenário de exposição, $r2$ é a patogenicidade da *E.Coli* e $V2$ é o volume ou massa ingerida.

A concentração de *E. Coli* no efluente final e no solo utilizada foi analisada em campo por FIGUEIREDO (2019), na comunidade Pedra Branca (Campinas – SP), no Sítio do Seu Antônio. O método empregado para análise da *E. Coli* está descrito em APHA (2012) e foram analisadas no total oito amostras. Devido ao baixo número de amostras coletadas, não foi possível ajustar uma distribuição estatística aos dados. Este procedimento foi substituído pela adoção de uma distribuição não informativa (BOLSTAD; CURRAN, 2016). Assim, utilizou-se apenas os valores mínimo e máximo coletados para definir uma distribuição uniforme.

Também adotou-se distribuições não informativas para o volume de ingestão e a patogenicidade da *E.coli*. Para o volume, uma distribuição uniforme entre $2 \cdot 10^{-6}$ a 1 mL foi adotada, onde 1mL equivale a 1-10 segundos de mão para boca exposição (SCHOEN et al., 2017) ou aproximadamente o volume de uma gota de água (DE MAN et al., 2014a). Este valor baseia-se em relação a estudos da literatura, SCHOEN et al. (2017) considerou o volume

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

ingerido em irrigação irrestrita de 1 ml por dia e a inalação de partículas durante a irrigação variando entre $2 \cdot 10^{-6}$ e $1,9 \cdot 10^{-3}$ mL (HAMILTON et al., 2017). Nesse cenário a ferramenta considera irrigação com regador ou mangueira. O Apêndice B apresenta mais detalhes na escolha dos volumes ingeridos.

Na literatura, reportou-se que 8% da *E.Coli* eram patogênicas (HOWARD; PEDLEY; TIBATEMWA, 2006), porém dada a incerteza quanto à patogenicidade da amostra coletada por (FIGUEIREDO, 2019) uma distribuição uniforme entre 1 e 99% foi adotada. A distribuição adotada refere-se à completa incerteza da patogenicidade da *E.Coli*, a depender do tipo e cepas, cobrindo praticamente todos os valores possíveis do parâmetro. Essa definição é semelhante à de SHI; WANG; JIANG (2018a), que varia os valores desde 2.8%, caso em que quase nenhuma *E. Coli* possui capacidade de causar doença, até 100%, o pior cenário, onde todas as *E.Coli* detectadas são patogênicas.

4.2.2.3 Ingestão durante atividades de recreação após a irrigação do efluente

Similarmente a equação acima, a dose ingerida durante atividades de recreação possui a mesma relação de parâmetros, excetuando-se pelo volume ingerido (v_3), que em realidade é apresentado como massa ingerida de solo. A fórmula pode ser calculada através:

$$F_3 = C_3 * V_3 * r_3 \text{ (eq. 3)}$$

O volume ingerido do solo pelas crianças na literatura varia conforme a idade. A USEPA (2011) reportou uma ingestão de 50 mg/d para uma faixa etária entre 1 a 21 anos, enquanto que HAAS; ROSE; GERBA (2014) adotaram o valor de 2007 mg/d para crianças maiores que 6 anos. Assim, adotou-se a variação entre 50 a 200 mg/d/pessoa. Os riscos associados com uma população mais jovem diferem dos adultos principalmente em relação ao padrão da dose ingerida, porém, outros fatores podem ser considerados, como a suscetibilidade à infecção. Devido a falta de informações que avaliem a sensibilidade desse público, e a modelos de dose-resposta específicos (SOLLER et al., 2010), esses parâmetros não foram levados em conta no modelo. A fração patogênica (r_3) foi adotada a mesma de r_2 .

4.2.2.4 Contato indireto por fômites após a irrigação do efluente

O contato de fômites (objetos inanimados que podem ser capaz de absorver, reter e/ou transportar agentes infecciosos) e sua posterior ingestão a partir do movimento mão-boca foi descrito por (BROOKS et al., 2012; HARDER et al., 2016) e é calculado a partir da seguinte fórmula:

$$Cf = Cb * kf_f * 10^{-df*tf} \text{ (eq. 4)}$$

$$F4 = Cf * rf * ff_h * fh_m * r \text{ (eq. 5)}$$

Onde Cf é a concentração de *E. Coli* no fômite, Cb é a concentração do patógeno na origem, kb_f é o coeficiente de transferência do solo para o fômite, df é o decaimento do patógeno no fômite, tf é o decaimento do patógeno no tempo, rf é a taxa de transferência do fômite para o receptor, ff_h é a fração de transferência do patógeno para as mãos e fh_m é das mãos para a boca.

Os parâmetros foram baseados na literatura, exceto o parâmetro do coeficiente de transferência do solo para o fômite que foi adaptado de HARDER et al. (2016), cujo valor é de 0,1. Porém, devido à circulação de animais domésticos há um aumento da transferência, segundo BUDGE et al. (2019) observou que, na Etiópia, 50% das casas possuíam dejetos de animais visíveis no chão das residências. Portanto, o valor foi acrescido à 50%.

4.2.3 Avaliação do efeito a saúde

Na avaliação da dose-resposta infectiva para o patógeno *E. Coli*, a distribuição comumente utilizada é a Beta-Poisson (DUPONT et al., 1971; ENGER, 2015):

$$P_{inf} = 1 - \left(1 + F * \frac{2^{\frac{1}{\alpha}} - 1}{N_{50}} \right)^{-\alpha} \text{ (eq. 6)}$$

onde P_{inf} é o risco de infecção, F é a dose do patógeno ingerido. Os parâmetros α e N_{50} adotados para o cálculo dose-resposta são baseados no estudo de DUPONT et al. (1971) para o agente EIEC 1624 e a rota de transmissão é via oral. Ainda que não represente com fidedignidade o cenário do estudo, esses parâmetros são adequados para a maioria das circunstâncias (ENGER, 2015) e amplamente utilizados na literatura (GIRARDI et al., 2019; Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

PASIN, 2013; SHI; WANG; JIANG, 2018a). A escolha do modelo e a revisão da literatura foi abordada no Apêndice B.

4.2.4 Caracterização do risco

Os dois parâmetros de referência utilizados para avaliar a aceitabilidade do risco à saúde é o nível do risco de infecção anual e o ano de vida ajustado por incapacidade (Disability Adjusted Life Years - DALYs). A primeira métrica é proposta pela USEPA (2005), cujo valor de casos de infecção deve ser menor que 10^{-4} por pessoa por ano (ou seja, ≤ 1 caso a cada 10.000 pessoas por ano); e a segunda, é proposta pela WHO (2017b), que define que o valor deve ser menor que 10^{-6} por pessoa por ano, para o consumo de água potável, porém também é usada para outros usos não-potáveis, como reúso do esgoto tratado usado na irrigação (HEALTH CANADA, 2013; NRMCC, 2006; WHO, 2006, MARA, 2009).

O risco anual de infecção é calculado assumindo independência entre eventos e probabilidade igual entre eventos sucessivos. Este cálculo, denominado estimador inocente (*naïve estimator*) é o mais frequente na literatura, de acordo com KARAVARSAMIS e HAMILTON (2010). Seu cálculo é realizado como WHO (2016):

$$P_{inf,anual} = 1 - (1 - P_{inf})^{365*f} \quad (\text{eq. 7})$$

onde $P_{inf,a}$ é a estimativa anual do risco de infecção e f é a quantidade de irrigações por dia.

O probabilidade de ocorrer doença considera que nem todos os indivíduos desenvolvem sintomas, podendo alguns ser assintomáticos. Assim, o risco de ocorrer doença é dado pela multiplicação do risco anual de infecção e do coeficiente de ocorrer a doença ($P_{ill|inf}$) (WHO, 2016).

$$P_{ill,anual} = P_{inf,anual} * P_{ill|inf} \quad (\text{eq. 8})$$

O número de casos (considerando o grupo exposto, referente ao estudo de caso do município de Campinas) foi calculado assumindo que cada evento de exposição é independente e que não há imunização após a infecção. A distribuição binomial é a que melhor representa este caso, e o número esperado de casos da população é dado pela seguinte fórmula (FUHRIMANN et al., 2016):

$$Casos = Pop_i * P_{inf,anual} \quad (\text{eq. 9})$$

Onde Pop_i é o grupo exposto do estudo de caso.

Por fim, a carga da doença (D) é expressa em DALY, isto é, a soma de anos de vida perdidos por mortalidade prematura e anos vividos com deficiência (morbidade). Essa métrica permite a comparação de diferentes doenças. O parâmetro de DALY por caso de doença é calculado a partir do produtório entre a probabilidade de desenvolver a doença (fi), a duração (di) e a severidade (si) (WHO, 2016):

$$\frac{DALYs}{\text{caso da doença}} = fi * di * si \text{ (eq. 10)}$$

O Quadro 8 apresenta a compilação dos valores encontrados na literatura para a probabilidade do número de casos, severidade, duração e o DALY por caso da doença

Quadro 8 - Carga da doença da *E.Coli* devido a gastroenterite expressa em anos de vida ajustados por incapacidade (DALYs) calculada por meio da severidade, probabilidade e duração do respectivo grau de gravidade

	Probabilidade	Severidade	Duração (dias)	Duração (anos)	DALY por caso
Quadro clínico leve	0,94	0,07	5,58	0,02	9,63E-04
Quadro clínico moderado	0,06	0,39	10,65	0,03	6,88E-04
Hospitalizado	0,09	0,39	16,15	0,04	1,57E-03
Fatalidade	0,00	1,00	19144,25	52,45	1,05E-01
Total					1,08E-01

Fonte: Adaptado de (FUHRIMANN, 2017; HAVELAAR; MELSE, 2003; KATUKIZA et al., 2014).

E a carga da doença total é calculada pela seguinte fórmula (WHO, 2016):

$$D = \frac{DALYs}{\text{caso da doença}} * Casos * fs \text{ (eq. 11)}$$

onde $\frac{DALYs}{\text{caso da doença}}$ é o ano de vida ajustado pela qualidade (*Disability Adjusted Life Years*, DALYs) por caso de doença causado pelo patógeno *E.Coli* e fs é a fração susceptível a doença, no caso, será adotado 100%.

4.2.5 Parâmetros adotados

Os parâmetros para os cálculos foram descritos no Quadro 9.

Quadro 9 - Parâmetros adotados para simulação

Descrição	Símbolo	Unidade	Valor	Distribuição probabilística	Referência
Diluição do esterco bovino	Dil1	-	9,1%	-	(EMBRAPA, 2014; GALINDO et al., 2010)
Densidade do esterco fresco	D1	g/cm ³	0,998 – 1,022	Uniforme	(BALCELLS et al., 2020)
Prevalência do patógeno no esterco bovino	Ai	-	0,097 – 0,28	Uniforme	(JAHNE et al., 2015; SOLLER et al., 2010; USEPA, 2010)
Fração de cepas patogênicas infecciosas humanas	P	-	0,67-1	Uniforme	(JAHNE et al., 2015; SOLLER et al., 2010; USEPA, 2010)
Coefficiente de transferência do solo para o fômite	kb_f	-	0,5	-	Adaptado de (HARDER et al., 2016)
Decaimento do patógeno no fômite	df	-	0	-	(BROOKS et al., 2012; HARDER et al., 2016)
Decaimento do patógeno no tempo	tf	-	0	-	(BROOKS et al., 2012; HARDER et al., 2016)
Taxa de transferência do fômite	rf	-	1	-	(BROOKS et al., 2012; HARDER et al., 2016)
Fração de transferência do patógeno para as mãos	ff_h	-	0,43	-	(BROOKS et al., 2012; HARDER et al., 2016)
Fração de transferência das mãos para a boca.	fh_m	-	0,36	-	(BROOKS et al., 2012; HARDER et al., 2016)
Volume de ingestão	V1, V2	mL	2*10 ⁻⁶ a 1	Uniforme	(BUSGANG et al., 2018; HAMILTON et al., 2017; LE-THI et al., 2017; OTTOSSON; STENSTRÖM, 2003; SANO; HAAS; ROSE, 2019; SCHOEN et al., 2017; SEIDU et al., 2008)
Volume de solo ingerido por criança	V3, V4	mg/pessoa/dia	50-200	Uniforme	(FUHRIMANN, 2017; HAAS; ROSE; GERBA, 2014; OTTOSSON; STENSTRÖM, 2003; SANO; HAAS; ROSE, 2019; SEIDU et al., 2008; USEPA, 2011)
Concentração <i>E.Coli</i> no esterco fresco	C1	CFU/ g	5 - 6,7 log10	Uniforme	(BERRY et al., 2006; OUN et al., 2014; SOLLER et al., 2010)
Concentração <i>E.Coli</i> no efluente final	C2	NMP/100mL	3,1*10 ³ - 6,97*10 ⁴	Uniforme	(FIGUEIREDO, 2019)
Concentração <i>E.Coli</i> no solo	C3, C4	NMP/g	7,1 -8,3	Uniforme	(FIGUEIREDO, 2019)
Patogenicidade da <i>E.Coli</i>	r	-	0,01 a 0,99	Uniforme	(SHI; WANG; JIANG, 2018a)
Parâmetro para o modelo dose-infecção	α	-	0,155	-	(ENGER, 2015)
	N_{50}	-	2,11*10 ⁶	-	(ENGER, 2015)
Parâmetro para o modelo dose-doença	$P_{ill inf}$	%	20-60	Uniforme	(USEPA, 2010)
Frequência das atividades	f	Un./dia	$\frac{1}{30}$	-	(FIGUEIREDO, 2019)

4.2.6 Análise das incertezas e variabilidade

A simulação de Monte Carlo foi utilizada para abranger as incertezas e variabilidades do modelo, com 10.000 interações (HAAS; ROSE; GERBA, 2014), através do software R, versão 3.5. A sensibilidade local foi avaliada a partir da propagação da variabilidade dos parâmetros de entrada no modelo. A avaliação foi realizada no software R, a partir da correlação de Spearman para identificar o fator preditivo da probabilidade de infecção anual ou da carga da doença (HAMILTON et al., 2018). O ranqueamento foi feito em função da porcentagem de contribuição do total (SHI; WANG; JIANG, 2018a).

4.3 ETAPA 3: PROPOSTA DE MELHORIAS

Após a avaliação dos riscos do cenário existente, foram propostos medidas de controle e tratamentos necessários que garantam um risco aceitável. Especificamente para o caso do reúso de esgoto, é possível avaliar qual tratamento necessário para atingir um risco aceitável de infecção. A AQRM reversa é um método utilizado para encontrar a redução dos patógenos necessária para alcançar um valor menor que 10^{-4} por pessoa por ano, valor este amplamente adotado tanto para consumo de água quanto para reúso não-potável (SCHOEN et al., 2017; SCHOEN; GARLAND, 2017).

A partir desse valor de referência, calcula-se a concentração no efluente final ideal. Finalmente, o valor de redução requerido \log_{10} (VRL) pela fórmula (BARKER et al., 2013; SCHOEN et al., 2017; SCHOEN; JAHNE; GARLAND, 2020):

$$VRL = \log_{10}(c1) - \log_{10}(c2) \text{ (eq. 12)}$$

Onde $c1$ representa a concentração do patógeno no efluente da FSBE e $c2$ é a concentração no efluente final desejada.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ETAPA 1: DESCRIÇÃO DO SISTEMA

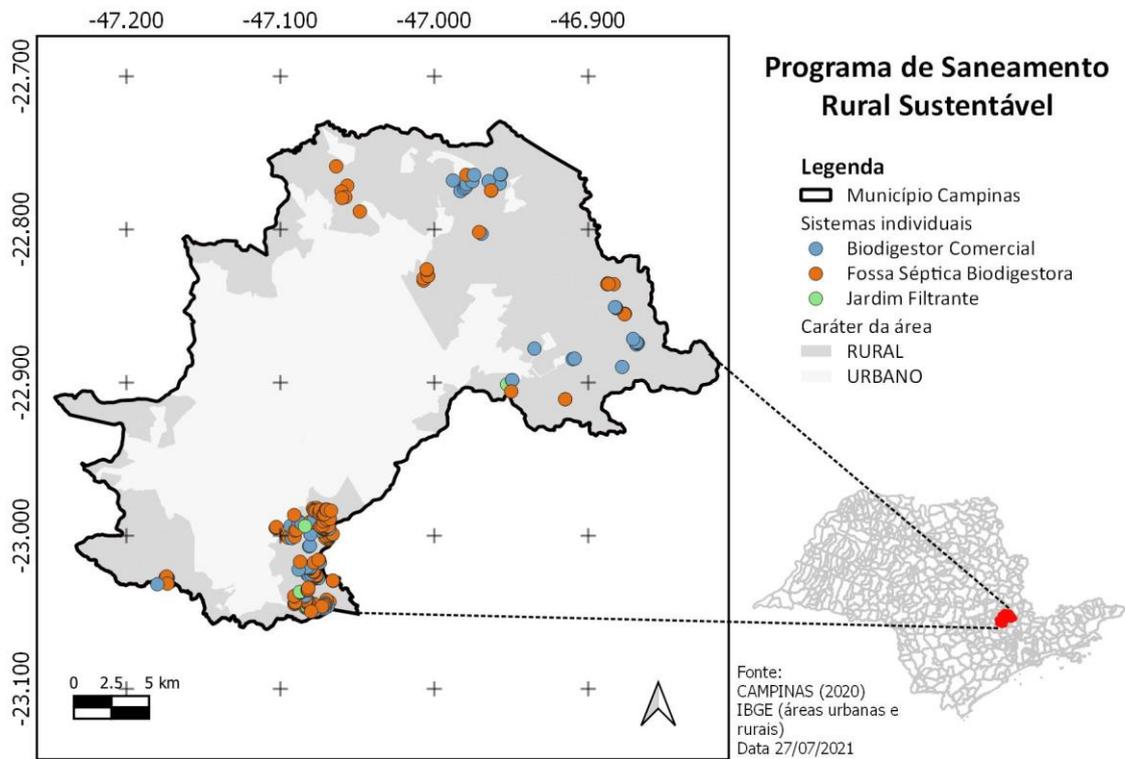
5.1.1 Estudo de caso: Município de Campinas

O Programa de Saneamento Rural Sustentável (PSRS) foi criado a partir do Decreto Municipal nº 18.199/13, com o intuito de universalizar o saneamento básico em áreas rurais do município de Campinas, focando na adequação do sistema de esgotamento sanitário em áreas rurais do município de Campinas (CAMPINAS, 2020a).

A meta do programa é adequar o tratamento e disposição do esgoto sanitário até o ano 2033. O programa iniciou através Plano Municipal de Recursos Hídricos, com a aprovação das Zonas de Proteção e Recuperação de Mananciais, cujas ações realizadas foram desde o diagnóstico, cadastro, capacitação, doação de tecnologias sociais, até o acompanhamento das instalações e operações (CAMPINAS, 2020a).

As tecnologias utilizadas são a FSBE, o biodigestor da Empresa ACQUALIMP e o Jardim Filtrante. As oficinas foram realizadas com a parceria da Embrapa Instrumentação do Núcleo de São Carlos. A Figura 6 apresenta a localização das soluções individuais do Programa de Saneamento Rural Sustentável no município de Campinas. Vale notar que a base de dados utilizadas para definir as áreas urbanas e rurais foi adotado pelo IBGE.

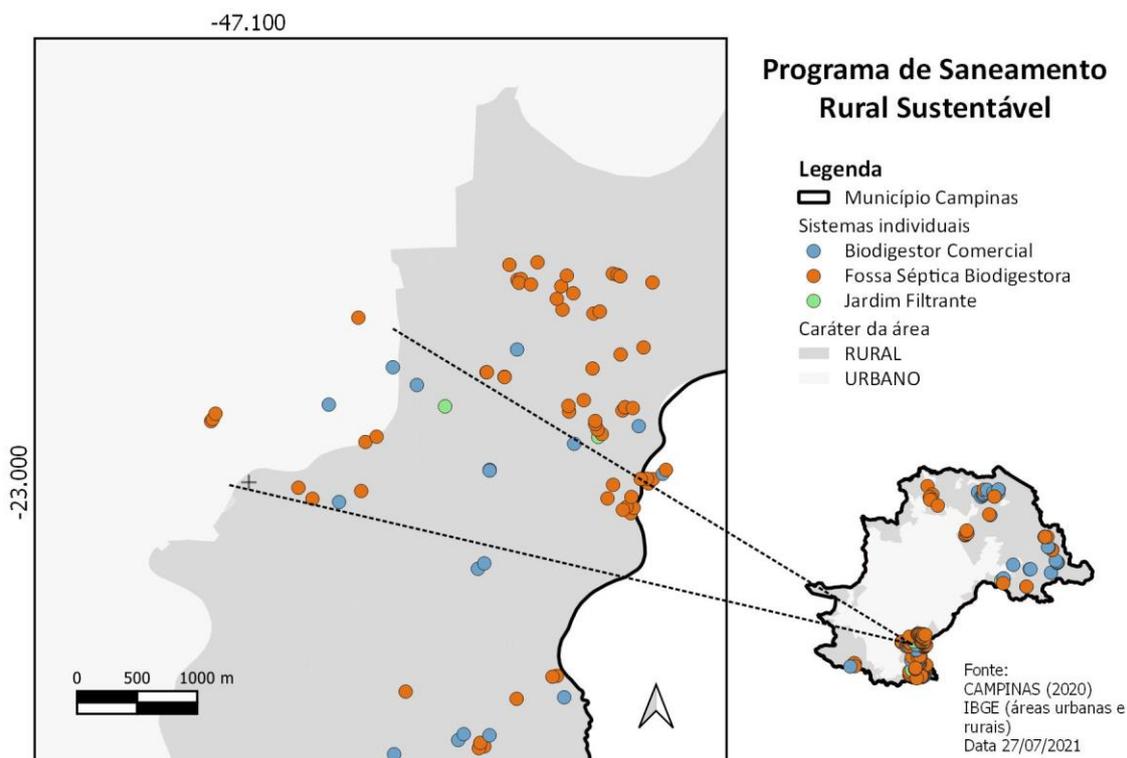
Figura 6 – Soluções individuais do Programa de Saneamento Rural Sustentável



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados de CAMPINAS (2020a)

Apesar do PSRS ser voltado para áreas rurais, observa-se que o termo ruralidade ainda é muito questionado, pois alguns sistemas encontram-se dentro da área urbana definida pelo IBGE, como mostra a Figura 7.

Figura 7 – Sistemas individuais em áreas urbanas



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados de CAMPINAS (2020a)

A Prefeitura adotou duas estratégias para a entrega dos sistemas. Em alguns casos, os sistemas foram instalados na propriedade durante a realização de uma oficina. Em outros casos, a Prefeitura apenas entregou o material, ficando a cargo do proprietário instalar e operar seu sistema. Quando as oficinas ocorriam nas propriedades alvo do Programa, a Prefeitura comunicava e convidava os vizinhos a participarem da atividade como forma demonstrativa da instalação do sistema. No total, 71 unidades foram instaladas, frutos das oficinas e capacitações realizadas durante os anos de 2017 e 2019. Os restantes foram entregues e não há um status do funcionamento e operação (CAMPINAS, 2020a).

Os recursos financeiros para a realização das adequações dos sistemas são oriundos do Fundo de Recuperação Manutenção e Preservação do Meio Ambiente (PROAMB) e de Termos de Ajustamento de Condutas (TACs). O Quadro 10 apresenta o número de sistemas entregues e instaladas, bem como a fonte do recurso financeiro, para tipo de sistema.

Quadro 10 - Número de unidades de sistemas entregues, instalados e o tipo de recurso utilizado para a adequação o esgotamento sanitário em domicílios rurais.

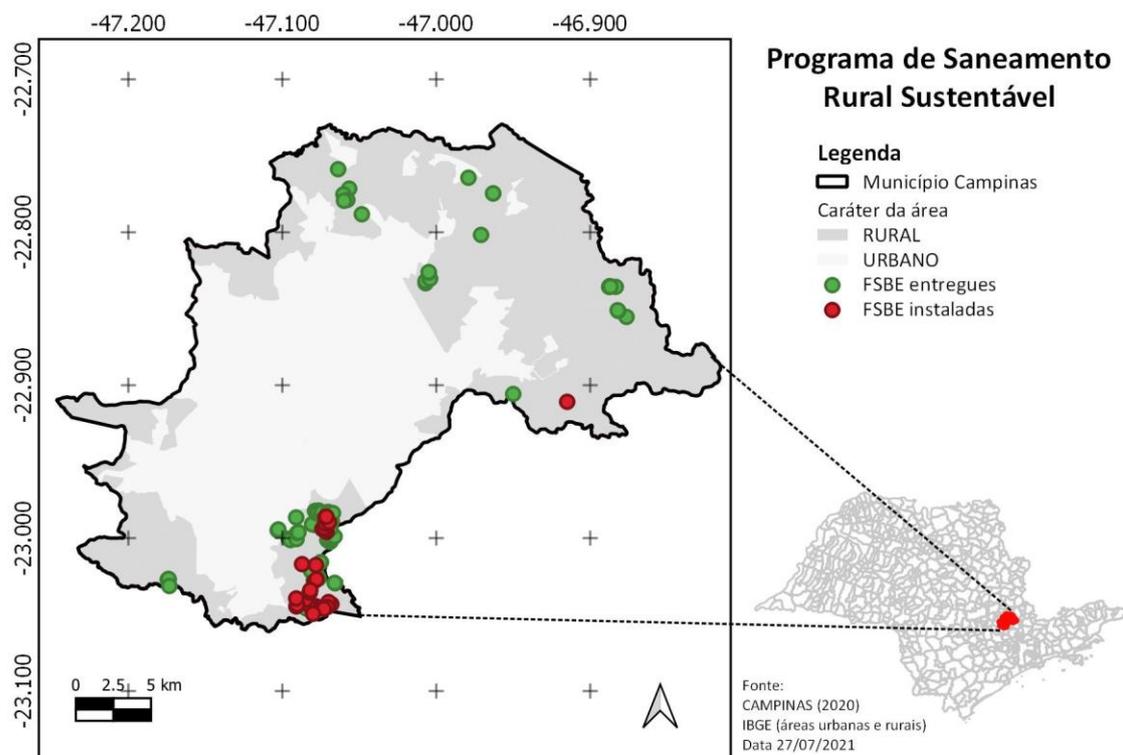
Sistemas	Unidades entregues	Unidades Instalados	TAC	PROAMB
Fossa Séptica Biodigestora	136	36	32	104
Biodigestor Comercial	65	28	65	0
Jardim Filtrante	9	7	9	0
Total	210	71	106	104

Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados de (CAMPINAS, 2020b)

Segundo informações da Prefeitura, os critérios utilizados para escolher os proprietários beneficiários foram: i) estar dentro de áreas prioritárias de conservação ambiental, ii) aceitar a visita domiciliar, e iii) aceitar o sistema. Portanto, limitando-se a análise da FSBE, a extensão do projeto pode beneficiar 136 famílias.

Além disso, foi avaliado espacialmente como a FSBE se configura na propriedade a partir do estudo de caso em Campinas. Segundo CAMPINAS (2020a), 36 unidades foram instaladas no local da propriedade e 100 unidades foram entregues aos residentes (Figura 8).

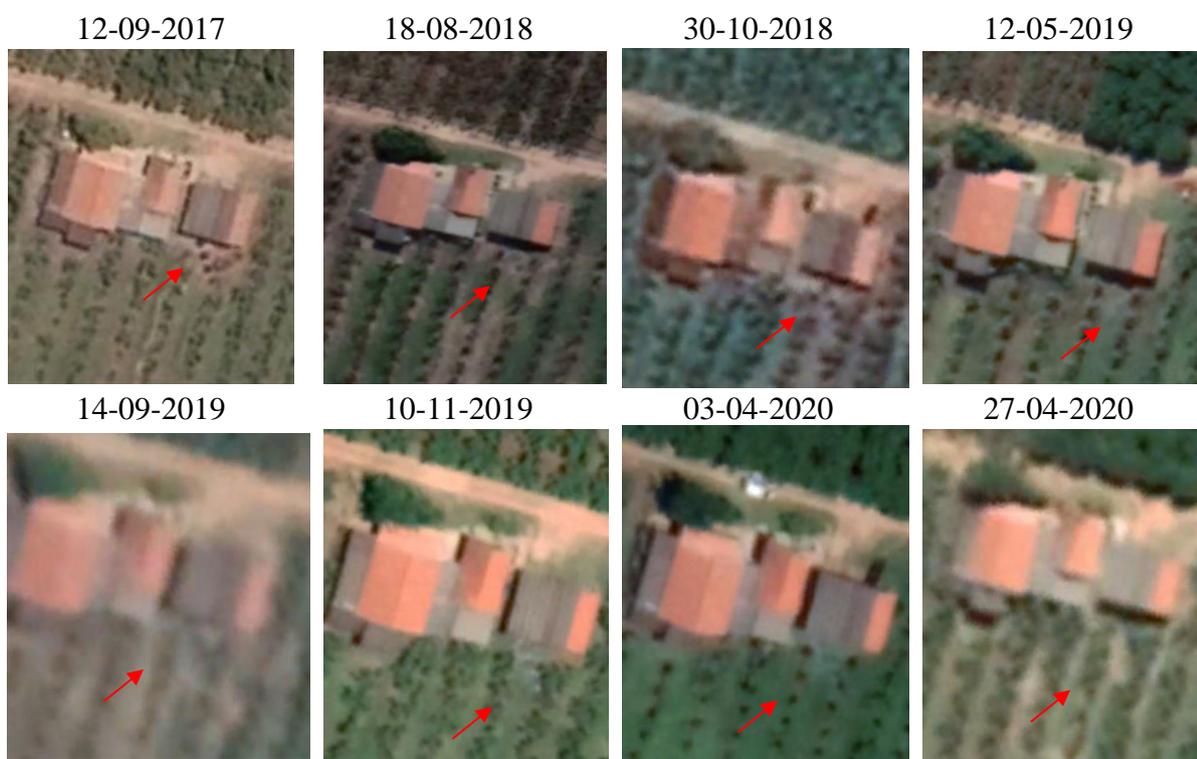
Figura 8 – FSBE instaladas pela Prefeitura e FSBE com o material entregue ao proprietário



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados de (CAMPINAS, 2020a)

Um dos primeiros objetivos do trabalho seria realizar um levantamento em campo, avaliando se os sistemas entregues foram implantados e o seu status de funcionamento, pois a Prefeitura não acompanhou os sistemas implantados e nem sabe afirmar se houve a implantação ou um abandono do material recebido. Porém devido à situação sanitária causada pelo COVID (Sars-CoV-2), não houve tal trabalho de campo. Algumas tentativas de análises pelo Google Earth foram realizadas, porém não foi possível encontrar nenhuma das propriedades que a Prefeitura de Campinas apenas entregou os materiais (ficando a cargo do residente instalar a FSBE). E do total das 36 unidades instaladas, encontrou-se nas imagens espaciais o sistema em 28 propriedades. A Figura 9 apresenta um acompanhamento temporal de uma FSBE que foi instalada no dia 12/09/2017. Observa-se nitidamente as três caixas implantadas no primeiro dia, porém, ao passar do tempo, não há como diferenciar o sistema. Seja pela qualidade das imagens espaciais ou pela falta de limpeza do terreno, dessa forma, indica-se que futuramente haja essa inspeção em campo para avaliar o alcance do PSRS.

Figura 9 – Acompanhamento temporal de uma FSBE



A partir da ferramenta Google Earth e o modelo HAND (metodologia descrita no Apêndice A), avaliou-se como a FSBE se dispõe no terreno. Pode-se observar que a menor distância média da casa até a FSBE é de 7,4 m; enquanto a menor distância entre a FSBE e o corpo hídrico mais

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

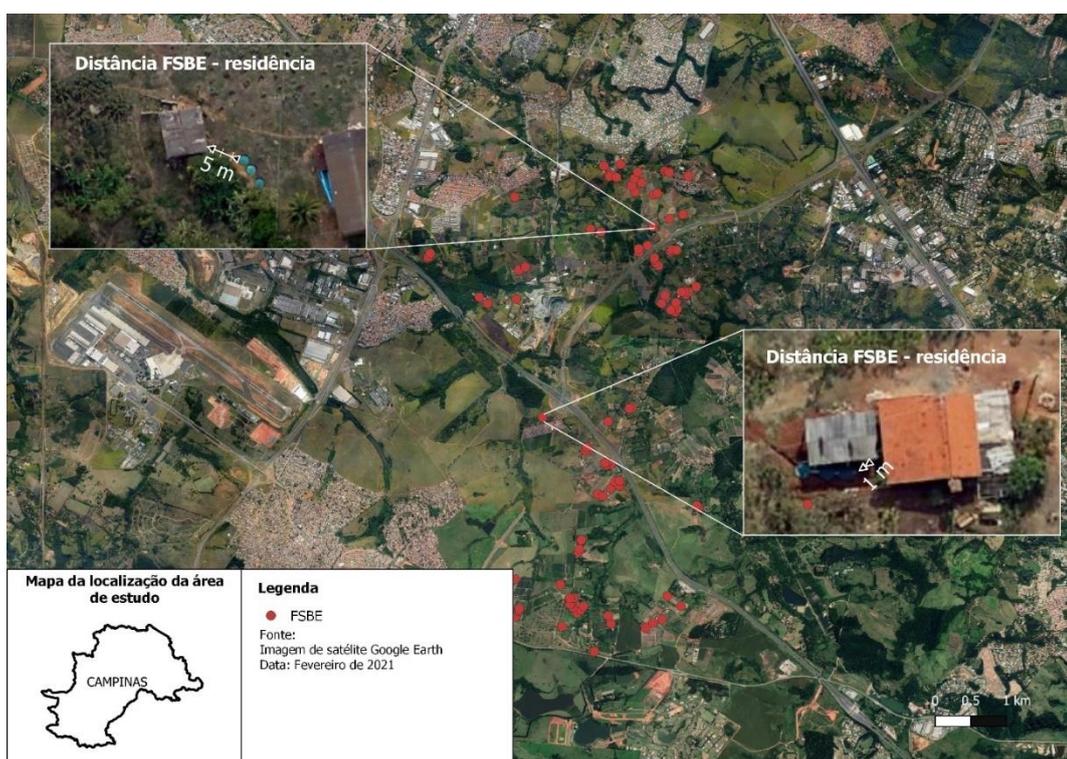
próximo é de 148 m e em algumas propriedades, a FSBE foi construída em um solo saturado, como mostra o Quadro 11.

Quadro 11 – Distâncias entre a casa e a FSBE, FSBE e corpo hídrico, FSBE e lençol freático

	CASA-FSBE	FSBE-Corpo hídrico	FSBE-lençol freático
Quantidade da amostra	28	28	136
Mínima (m)	1,0	4,0	0
Média (m)	7,4	148,1	13,0
Máxima (m)	18,0	400,0	53,0

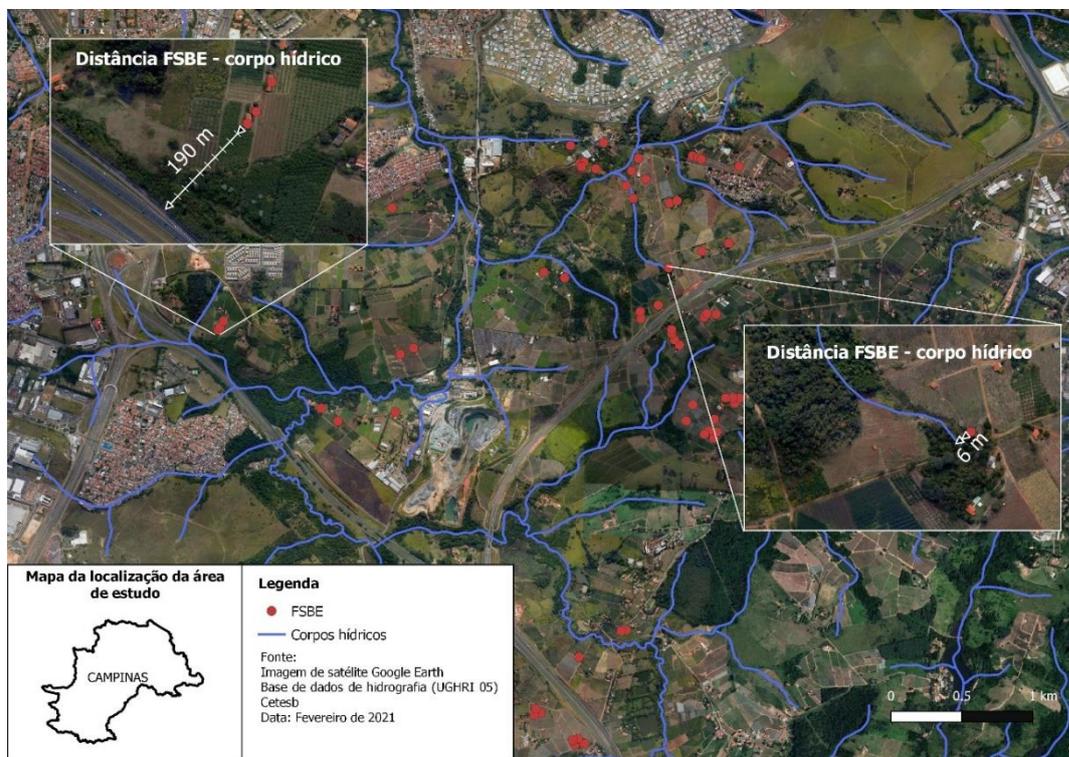
O valor observado aqui encontra-se próximo à distância da fossa/sumidouro e a residência em Pedra Branca, com uma distância média de 6,2 m (FIGUEIREDO, 2019). No estudo de caso, 18% dos casos ultrapassam a distância mínima de 1,5 m sugerida pela norma NBR 7229 (ABNT, 1993). A Figura 10 exemplifica a proximidade da FSBE da residência, a Figura 11 apresenta uma ilustração da proximidade da FSBE dos corpos hídricos e a Figura 12 ilustra a proximidade da FSBE com o lençol freático.

Figura 10 – Proximidade da FSBE da residência



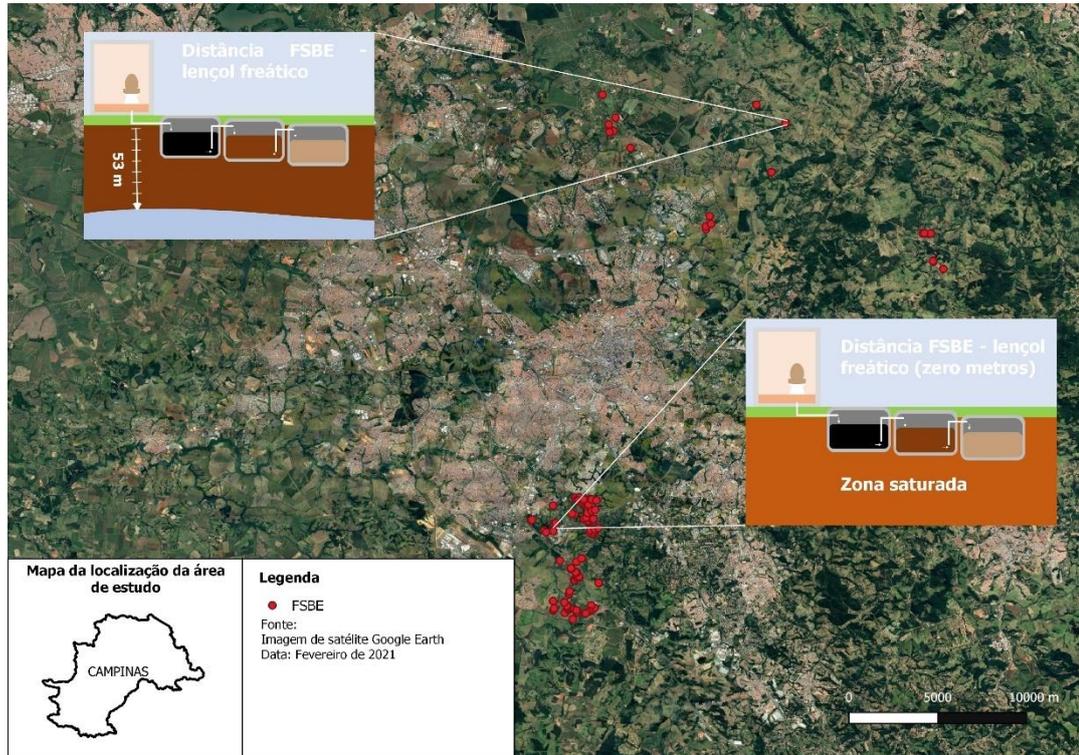
Fonte: Elaborada pela autora

Figura 11 - Distância entre FSBE e corpo hídrico



Fonte: Elaborada pela autora

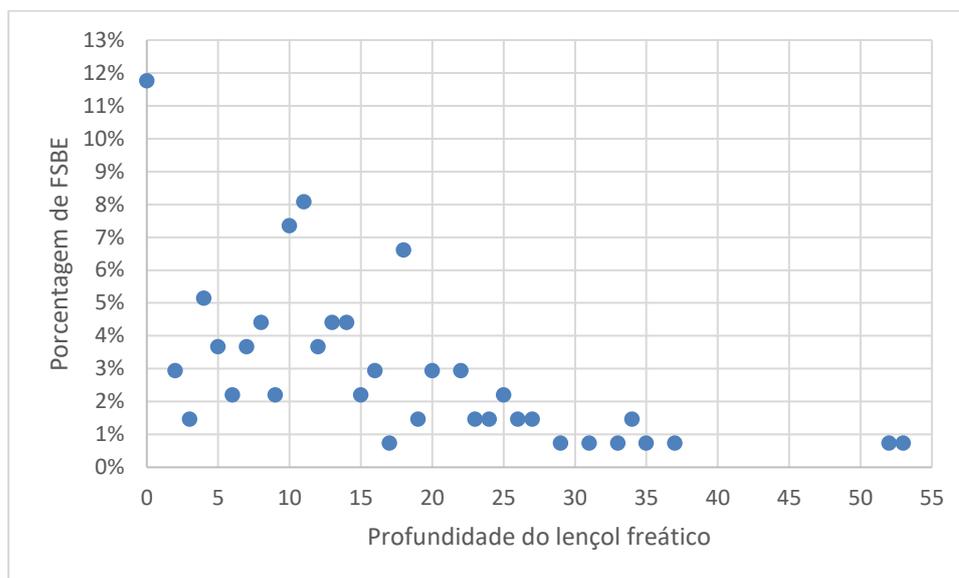
Figura 12 - Distância entre FSBE e lençol freático



Fonte: Elaborada pela autora

É interessante ressaltar que 12% das FSBE (em um total de 136) encontram-se em solo saturado, sendo a maior porcentagem das FSBE no estudo de caso. A norma NBR 13.969 (ABNT, 1997) recomenda atender uma distância mínima de 1,5 m entre o fundo do tanque séptico e o lençol freático, isso significa que esses 12% apresentam condições inadequadas do ponto de vista sanitário. A segunda maior incidência (8%) apresenta uma profundidade de 11 m. A Figura 13 mostra a porcentagem de FSBE para cada profundidade do lençol freático (metodologia descrita no Apêndice A).

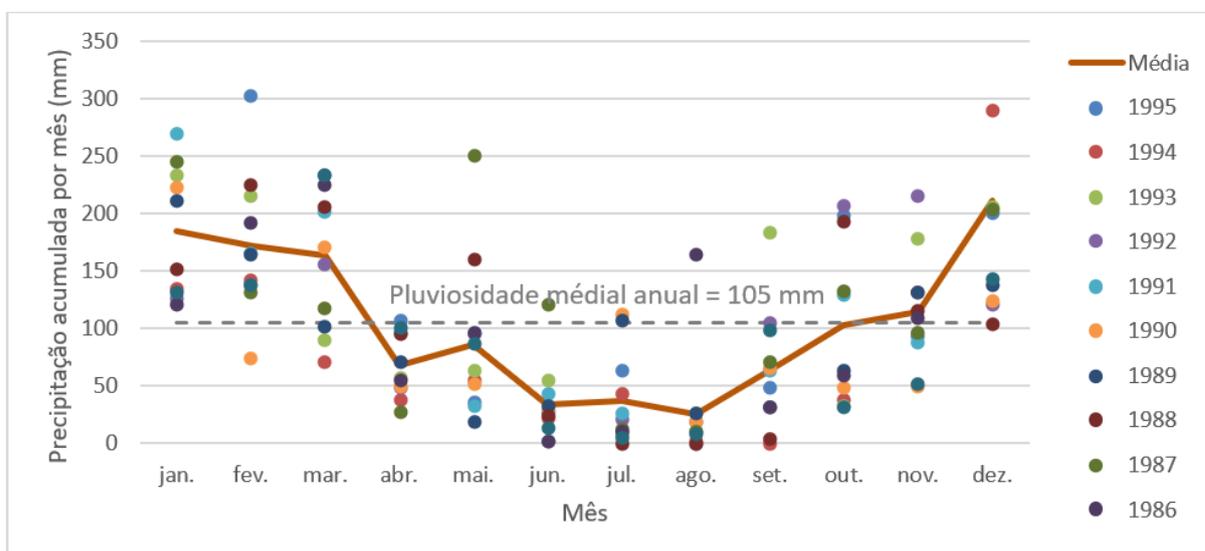
Figura 13 – Porcentagem de FSBE para cada profundidade do lençol freático



Fonte: Elaborada pela autora

Em relação a contaminação dos corpos hídricos, apesar da média das FSBE estar à 148 m de distância, algumas encontram-se à apenas 4 m. Isso significa que quando chover, o escoamento superficial pode contaminar os rios, lagos ou riachos. Nos meses chuvosos (dezembro a março) a média acumulada pode representar 714 mm, o que poderia aumentar o risco nesses meses. A Figura 14 caracteriza a precipitação mensal no município de Campinas entre 1985-1995.

Figura 14 – Precipitação mensal no município de Campinas de 1985-1995 (Código da Estação:02347003 - ANA)



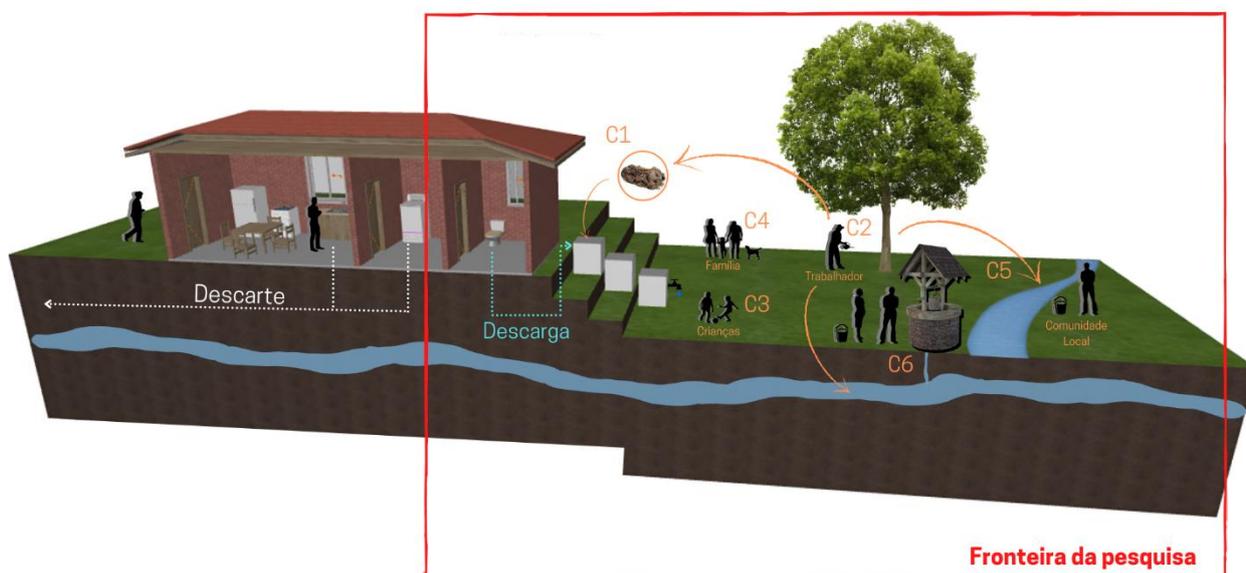
Fonte: Adaptado de ANA (2021)

Além disso, não foi possível identificar os poços em imagens espaciais e as respectivas proximidades com a FSBE. Os dados de poços outorgados e/ou cadastrados pelo DAEE não apresentam coordenadas geográficas precisas que possibilitam localizar os poços instalados, ou em muitos casos, extrações abaixo de 15 m³/d que não precisam de outorga, não são cadastradas. Comparando-se com dados na literatura, a distância média entre as fossas/ sumidouros e poço é de 65,4 m em Pedra Branca (FIGUEIREDO, 2019). Mas ainda assim, é importante destacar que o censo de 2010 indica que 83% dos moradores das regiões onde possuem FSBE possuem a água de abastecimento provinda de poço ou nascentes (IBGE, 2010).

5.1.2 Descrição dos fluxos de resíduos

O mapa do sistema de saneamento foi realizado a partir do levantamento de todos os fluxos de resíduos de entrada e saída da FSBE, das possíveis rotas de exposições ao risco e do grupo exposto. A fronteira do sistema foi delimitada apenas ao tratamento das águas fecais, excluindo-se a disposição de outras fontes de água de uma residência. A Figura 15 apresenta o mapa dos fluxos de resíduos.

Figura 15 – Mapa dos fluxos de resíduos



Cenários de exposição:

- C1. Adição de inóculo: excretas bovinas
- C2. Irrigação superficial
- C3. Recreação em solo contaminado
- C4. Circulação em solo contaminado
- C5. Recreação/reuso da água contaminada após escoamento para córregos
- C6. Consumo da água de poços após contaminação subterrânea

Fonte: Elaborada pela autora

Na Figura 15 o grupo exposto e o número de pessoas envolvidas no estudo de caso foram definidos a partir de categorias, como mostra o Quadro 12.

Quadro 12 – Grupo exposto, sua definição e a quantidade de pessoas expostas no estudo de caso

Grupo exposto	Definição	Número de pessoas expostas no estudo de caso
Trabalhador	Pessoa responsável pela manutenção e operação do sistema de saneamento	136 ^a
Crianças	Crianças que que residem no local onde há o sistema de tratamento	81 ^b
Comunidade local	Qualquer pessoa que vive próximo, ou que possa ser afetada de forma passiva	5430 ^c
Família	Familiares que residem no local onde há o sistema de tratamento	476 ^d

a-Um trabalhador para cada FBSE; b- Considerando que 17% do total de moradores que receberam a FSBE são crianças abaixo de 10 anos de idade (IBGE, 2010); c-Contagem do número de moradores em domicílios particulares permanentes ou população residente em domicílios particulares permanentes nos setores censitários que receberam a FSBE; d- Foi adotado a taxa de ocupação de 3,5 pessoas por residência (IBGE, 2010).

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

A primeira exposição (cenário 1 - C1) indicada é a adição de excreta bovino fresco, cuja frequência da manutenção recomenda é mensal. Ao iniciar o sistema, recomenda-se a adição da mistura de 10 litros de mistura de água e 10 litros esterco fresco, em seguida, a adição é de 10 litros da mesma mistura (1:1) (EMBRAPA, 2014; SILVA; MARMO; LEONEL, 2017), como mostra a Figura 16. Esse cenário não configura um risco vinculado com a prática do reúso, mas sim, com a manutenção do sistema.

Figura 16 – Procedimento para a adição de excreta bovino fresco



Fonte: (EMBRAPA, 2016, p. 20)

Essa atividade em muitas vezes torna-se onerosa, pelo fato de algumas propriedades não possuírem produção de gado, e terem que buscar nas vizinhanças. Isso demanda um transporte e um armazenamento. E quando há a adição da mistura na válvula de retenção, pode haver um derramamento em excesso, e a mistura extravasar e contaminar todo os arredores (Figura 18).

Figura 17 – Extravasamento da mistura água e esterco fresco



Fonte: (RAFAEL GASTAL PORTO, 2014)

A excreta pode ser oriunda de outra fonte, como caprinos, porém, o mais usual é o bovino. A exposição a fezes de ruminantes pode ser considerada como uma importante fonte de contaminação (CROXEN et al., 2013; GYLES, 2007), principalmente quando há um manuseio impróprio das fezes de animais, como a falta de uso de equipamentos de proteção individual (STRÖM et al., 2018). O gado é uma das fontes principais para *Escherichia coli* produtora de toxina Shiga (STEC), em especial a cepa O157 (DELAHOY et al., 2018).

Em geral, as práticas de manuseio seguro das fezes são ineficazes devido à falta de diretrizes claras da sua gestão, inviabilidade financeira dos fazendeiros e falta de informação sobre os riscos impostos ao praticar a ação (STRÖM et al., 2018). O contato direto com as fezes aumenta o risco de exposição e uma das rotas de transmissão é a ingestão acidental a partir do contato mão-boca. Para a avaliação deste cenário de exposição, considerou-se que apenas um trabalhador da família é o responsável pela manutenção do sistema, o que representa 136 trabalhadores para o estudo de caso em Campinas (descrito no item 5.1).

O sistema de tratamento é anaeróbio e com três tanques em série, a depender do número de residentes. Os parâmetros microbiológicos afluentes e efluentes da fossa séptica biodigestora são descritos no Quadro 13.

Quadro 13 - Parâmetros microbiológicos afluentes à fossa séptica biodigestora

	Patógeno/ indicador fecal	Concentração	Fonte
	<i>E.Coli</i>	10 ⁵ a 10 ⁶ NMP/100 mL	(FIGUEIREDO, 2019)
Afluente	<i>Enterococcus spp</i>	10 ⁶ NMP/100 mL	(OLIVEIRA et al., 2021; OLIVEIRA, 2018, p. 201)
	<i>Salmonella sp</i>	10 ¹ UFC/ mL	
	Adenovírus humanos	10 ⁷ UFP/mL	
	<i>E.Coli</i>	10 ³ a 10 ⁵ NMP/100 mL	(OLIVEIRA et al., 2021; OLIVEIRA, 2018, p. 201)
Efluente	Coliformes totais	10 ³ a 10 ⁵ NMP/100 mL	(FIGUEIREDO, 2019; SOARES et al., 2016)
	<i>Enterococcus spp</i>	10 ³ a 10 ⁴ NMP/100 mL	(OLIVEIRA et al., 2021; OLIVEIRA, 2018, p. 201)
	<i>Salmonella sp</i>	4,6 a 5,5 UFC/ mL	
	Adenovírus humanos	10 ⁴ UFP/mL	

Balantidium coli

+

(SOARES et al., 2016)

Outro aspecto importante de mencionar é que não há um fluxo de saída de lodo da FSBE na Figura 15. Segundo Galindo et.al. (2010), não há produção de lodo no interior do sistema, toda a matéria orgânica é consumida durante o processo de biodigestão e a configuração das tubulações em formato “sifão” evita qualquer tipo de acúmulo. Muito ainda se questiona sobre a geração ou não do lodo, porém Oliveira (2018) demonstrou que ocorre uma sedimentação da matéria carbonácea, fósforo e patógenos no fundo do reator. Assim, o desempenho da FSBE pode ocorrer justamente pela retenção dos patógenos no lodo dos reatores, e esse resíduo pode ser digerido pelos processos endógenos (OLIVEIRA, 2018), ou ser arrastado para o tanque de armazenamento e reutilizado para outros fins. Assim, mais pesquisas devem avançar nesse assunto, uma vez que a alta concentração de alguns patógenos encontrados na literatura, como Salmonella e adenovírus, causa certa preocupação.

O risco de vazamento ou rompimento do fibrocimento ou fibra de vidro da unidade de tratamento não foi reportado em nenhuma literatura. Apesar disso, muitos casos na literatura já foram reportados sobre falhas semelhantes em sistemas unifamiliares, como o tanque séptico (CHARLES, 2009). Outro risco de contaminação pelo sistema de tratamento, é o transbordo do último tanque (armazenamento), em eventos especiais familiares ou quando há uma negligência em relação a aplicação do efluente (Figueiredo, 2019). Esse cenário de exposição não foi identificado na Figura 15 pela baixa frequência de ocorrência, se configurando um evento esporádico.

O efluente da FBSE pode ser disposto em filtros de areia, e/ou posterior infiltração no solo com as valas de infiltração. No entanto, a disposição na agricultura é fortemente recomendada pela EMBRAPA (SILVA, 2014). A irrigação superficial geralmente é feita por uma mangueira, como no caso de (FIGUEIREDO et al., 2019b), ou em baldes ou regadores (EMBRAPA, 2014), como mostra a Figura 18. (SAVEGNANO; FERRI, 2014) estimaram que para um sistema unifamiliar, o volume de efluente gerado é equivalente a 2.520 litros por mês, considerando um tempo de detenção hidráulica de 32 dias, aproximadamente.

Figura 18 – Manuseio do efluente da FSBE



A – Uso de mangueira (Fonte: (FIGUEIREDO et al., 2019b))



B – Uso de baldes (Fonte: (FUNDAÇÃO BANCO DO BRASIL, 2010))

Devido a falta de proteção individual e condições adequadas de higiene, o usuário pode se expor diretamente através da ingestão acidental do líquido e/ou da inalação do aerossol (cenário 2 - C2). O reúso do efluente, da mesma forma que a adição do esterco, é feito pelo trabalhador da família.

Outro aspecto importante é a proximidade da casa da unidade de tratamento e consequentemente do local de irrigação. Embrapa (2014) esclarece que não existe uma medida pré-estabelecida da distância, podendo ser instalada ao lado da casa, entre 3 a 5 metros. Ainda, a rede não deve se estender mais que 30 m, pois o esgoto pode ficar séptico no interior da tubulação.

A partir do item 5.1.1, foi evidenciado essa proximidade com a residência, e consequentemente, um aumento no grau de exposição. Além do próprio trabalhador, que é o responsável pela operação e manutenção do sistema, outros grupos podem ser expostos, como as crianças e outros familiares. A recomendação de uma cerca (EMBRAPA, 2014) no entorno do sistema, não é observada na prática, e por isso, existe uma livre circulação de pessoas, abrindo espaço para as crianças brincarem no local de aplicação (cenário 3 – C3). Uma das rotas de exposição comum para as crianças, sobretudo em países em desenvolvimento, é a ingestão acidental do solo, devido ao constante hábito de levar mão a boca (BAUZA, 2017).

Além disso, até mesmo animais domésticos podem vir a intensificar os riscos à saúde, uma vez que circulam livremente no interior das residências e próximo à área de aplicação do efluente (FIGUEIREDO et al., 2019b). Esses animais podem agir como rota para intensificar a transferência do patógeno para fômite e do contato da mão com a boca. Esse cenário considera uma exposição a todos os moradores da residência, ou seja, 476 pessoas.

Além disso, uma outra rota de contaminação de animais é pelo contato com as fezes, defecadas tanto dentro de casa quanto fora. Caso seja fora de casa, elas podem ser trazidas para dentro pelos pés (ERCUMEN et al., 2017). A exposição humana a fezes de animais pode ter efeitos à saúde humana mais severos e longos principalmente em crianças, mulheres grávidas e pessoas immuno-comprometidas. Essa exposição é mais comum em países em desenvolvimento quando as fezes não são armazenadas de forma apropriada ou separado do ambiente doméstico (PENAKALAPATI et al., 2017). No entanto, pela difícil obtenção dos parâmetros dessa rota, optou-se por não incluí-la.

Devido aos múltiplos usos da água, seja para irrigação na agricultura, quanto para recreação, a contaminação dos corpos hídricos mais próximos podem vir a causar sérios riscos. O reúso indireto pode ser foco de uma exposição para os familiares e a comunidade local (cenário 5 – C5).

Ainda, o reúso do efluente pode contaminar os lençóis freáticos por meio da lixiviação do líquido, o risco pode ser mais agravante em solos saturados, como visto no Quadro 11. Caso haja condições favoráveis, pode haver contaminação do poço e o consumo pode vir a causar infecções para os familiares e até mesmo para a comunidade local (cenário 6 – C6). Ambos os cenários 5 e 6 apresentam uma complexidade em relação a mobilidade do microrganismos no solo insaturado e saturado, água da chuva, intensidade da chuva e duração, na textura, inclinação e características do solo (USEPA, 2010). Por isso, para o presente estudo os cenários foram inviáveis de serem realizados de forma quantitativa.

Todos os cenários de exposição configuram riscos à saúde, no entanto, existem outros componentes que podem intensificar o quadro epidemiológico. STENSTRÖM et al. (2011) caracteriza barreiras não-técnicas de proteção a saúde como práticas socio-culturais. Os comportamentos individuais, hábitos, tradições, religiões e práticas de higiene refletem em condições variáveis de risco. Por isso, além da barreira da unidade de tratamento, outros elementos podem ser incluídos na avaliação do risco.

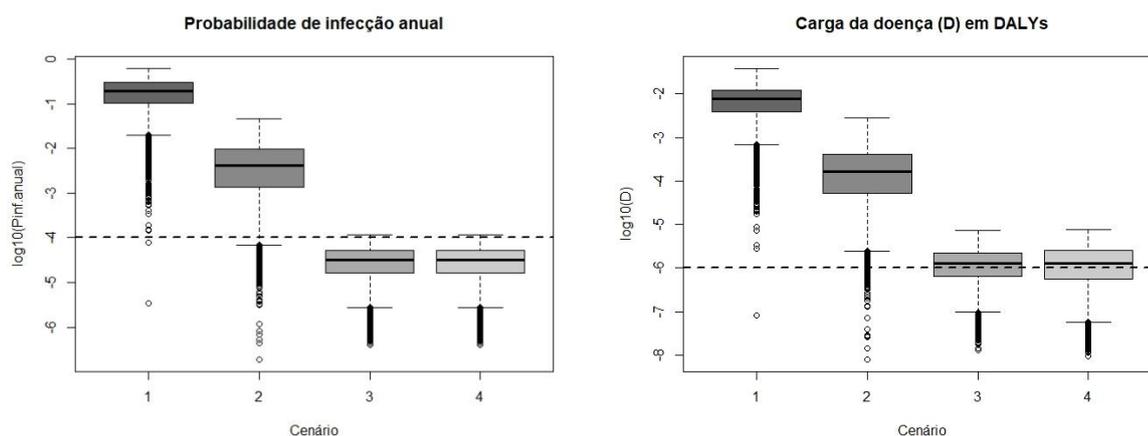
5.2 ETAPA 2: AVALIAÇÃO DO RISCO

A seguir foram mostrados os resultados da aplicação da AQRM seguindo suas etapas sistemáticas para os cenários C1, C2, C3 e C4; e os cenários C5 e C6 (descrito na Figura 15) não foram simulados pela inviabilidade da aplicação da AQRM por falta de dados. Uma discussão sobre essa limitação é feita no item 5.2.2. Os resultados completos em formato de tabela e os códigos encontram-se no Apêndice D.

5.2.1 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DO RISCO MICROBIOLÓGICO

O risco de infecção anual e carga de doença em DALY são apresentados na Figura 19. A média dos valores para os cenários C1, C2, C3 e C4 (descrito na Figura 15) é de $2,0 \cdot 10^{-1}$, $6,8 \cdot 10^{-3}$, $3,69 \cdot 10^{-5}$ e $2,3 \cdot 10^{-5}$ por pessoa por ano (pppa). Os cenários C1 e C2 se destacam em relação ao C3 e C4, pois excedem em grande medida a marcação de 10^{-4} pppa, valor criado pela EPA (2005) e estabelecido como limite do risco de infecção aceitável. No caso mais crítico, do C1, 99,73% das simulações excedem o valor de referência, o que indica que este risco é seguro em apenas 0,27% dos casos. Em 95% das simulações do C1, o valor é inferior a 0,44 pppa, o que corresponde a 44 ocorrências de infecção por pessoa a cada 100 anos.

Figura 19 – Risco de infecção anual e carga de doença em DALY dos cenários C1, C2, C3 e C4



C1- adição de inóculo; C2 – irrigação superficial; C3 – recreação em solo contaminado; C4- circulação em solo contaminado

No caso do C2, os valores são altos, mas ainda assim em média 30 vezes menor do que no C1. Apenas 268 simulações estão dentro da zona segura, o que representa 2,68%. Em 95% das simulações do C1, o valor é inferior a 0,023 pppa.

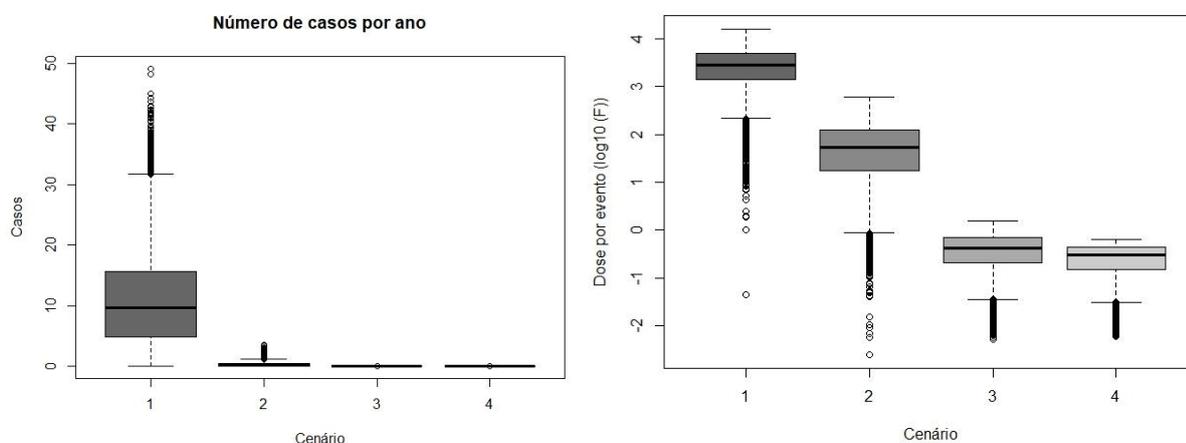
Diferentemente dos outros cenários, o C3 e C4 apresentam resultados próximos entre si e com condições de segurança mais favoráveis. No cenário C3, 99,8% das simulações encontra-se dentro da faixa do risco aceitável, com apenas 161 casos fora da zona de segurança. No C4, 100% das simulações se mostraram seguras. Esse resultado deve ser analisado em conjunto com a quantidade de DALYs dos cenários para que conclusões sejam tiradas.

Diferentemente dos outros cenários, o C3 e C4 apresentam resultados próximos entre si e com condições de segurança mais favoráveis. No cenário C3, 99,8% das simulações encontra-se dentro da faixa do risco aceitável, com apenas 161 casos fora da zona de segurança. No C4, 100% das simulações se mostraram seguras. Esse resultado deve ser analisado em conjunto com a quantidade de DALYs dos cenários para que conclusões sejam tiradas.

A quantidade de DALYs de cada cenário apresentaram resultados em alguns aspectos semelhantes à probabilidade de infecção anual. O C1 se mostra novamente mais crítico, com uma média de DALYs igual a $8,8 \cdot 10^{-3}$ pppa, e apenas 1 dos casos está dentro do valor recomendado pela WHO (2006). No cenário C2, a média dos DALYs é de $2,9 \cdot 10^{-4}$ pppa e 99% dos casos ultrapassam o valor de referência. No cenário C3, a média dos DALYs é de $1,6 \cdot 10^{-6}$ pppa e em 39% dos casos, o valor é considerado seguro (inferior 10^{-6} pppa). O média dos DALYs no cenário C4 foi de $9,9 \cdot 10^{-7}$ pppa, isto é, 56% dos casos são inferiores a 10^{-6} . No caso dos dois últimos cenários, C3 e C4, os DALYs mostram algum risco, contrastando com o cenário relativamente seguro da probabilidade anual de infecção (Figura 19). Assim, o número total de DALY no ano da exposição ao operar e manter a FSBE é de 0,0091 pppa, ou 0,00088 DALY por pessoa para uma única exposição.

A Figura 20 apresenta o número de casos esperados por ano para cada cenário e a dose por evento de cada cenário (em log10). Considerando o estudo de caso do município de Campinas (descrito no Quadro 12), o C1 resultou em uma média 11 casos por ano, enquanto que a soma de C2, C3 e C4 totalizariam 0,38 casos por ano. Assim, o C1 sozinho representaria cerca de 96,6% de todos os casos esperados para um ano, ressaltando a criticidade desse cenário de exposição

Figura 20 – Número de casos por ano para cada cenário, considerando o estudo de caso de Campinas e dose por evento de cada cenário (em log₁₀)



C1- adição de inóculo; C2 – irrigação superficial; C3 – recreação em solo contaminado; C4- circulação em solo contaminado

Em todos os cenários, as contas mantiveram constantes todos os parâmetros da modelagem, como o modelo dose-resposta, consequentemente mesmo α , N_{50} , e mesma frequência de eventos por ano. Isso foi feito para tornar os resultados comparáveis entre si, e mostra que os resultados do $P_{inf.annual}$ e D estão sob as mesmas condições e seguem um padrão de tendência. A única entrada que varia entre cenários é a dose por evento (F) (Figura 20), a qual é calculada a partir do item 4.2.2. A dose do C1 ($3,5 \cdot 10^{-3}$) é 2 \log_{10} maior que o C2, 3,8 \log_{10} que o C3, e 4,07 \log_{10} que o C4. No entanto, uma importante limitação é que os valores adotados para o C1, ao contrário dos demais, foram baseados apenas em dados reportados na literatura, o que não necessariamente reflete a realidade de Campinas. O restante apresenta considerações de dados locais e coletados no estudo de caso.

No caso do cenário C1, sua definição configura uma abordagem diferente das usualmente realizadas para AQRM, onde os cenários de exposição mais frequentes encontrados na literatura incluem: ingestão acidental do solo, ingestão de alimentos ou produtos de carne, contato com fômites, ingestão indireta de água por meio de atividades recreativas em superfícies hídricas e inalação de aerossóis (HAMILTON et al., 2020). O contato direto com animais apenas foi considerado por CHAPMAN; PINTAR; SMITH (2018), durante uma visita a fazenda ou a um zoológico. O C1 abrange uma rota potencialmente mais perigosa, pelo contato direto com o esterco bovino fresco.

Os resultados do C1 indicam que ele é relevante do ponto de vista de segurança sanitária. Seu risco de infecção anual (Figura 12) apresentou valores similares à exposição de fômite

(objeto capaz de absorver e transportar organismos contagiantes ou infecciosos) contaminado por estrume obtidos por BROOKS et al. (2012) e inalação de aerossol durante a aplicação de fezes como fertilizante obtidos por BROOKS et al. (2012) e DE MATOS NASCIMENTO et al. (2020).

Ainda, o C1 apresentou probabilidades de infecção anual maiores do que outros estudos, como é o caso da exposição durante atividades agrícolas fertilizadas com esterco animal (YAJIMA; KUROKURA, 2008) ou do uso recreacional de água contaminada por fezes bovina (USEPA, 2010). Isso deve-se tanto às concentrações mais baixas adotadas ou à adoção do decaimento do patógeno no modelo após certo período ou por condições ambientais. Como é mostrado no Quadro 14, a concentração é de fato um dos parâmetros de alta sensibilidade no modelo, e na literatura foram reportadas diferentes magnitudes.

Quadro 14 – Concentração do patógeno encontrado no estrume

Microrganismo	Concentração do patógeno no estrume	Unidade	Referência
<i>E.Coli</i> O157:H7	$2,4*10^1 - 1,2*10^3$	CFU/dry g	(BROOKS et al., 2012)
<i>E.Coli</i> O157:H7	$1,2*10^3$	CFU/ g	(HUTCHISON et al., 2005)
<i>E.Coli</i> O157:H7	$1,3*10^4 - 2,2*10^7$	CFU/ g	(FEGAN et al., 2004)
<i>E.Coli</i>	$10^5 - 10^{6,7}$	CFU/ wet L	(BERRY et al., 2006; SOLLER et al., 2010)
<i>E.Coli</i>	$1,9*10^5 - 5,2*10^5$	CFU/g	(JOHANNESSEN et al., 2005)
<i>E.Coli</i>	$2,3*10^5 - 7,5*10^5$	CFU/g	(SHAHID IQBAL; HOFSTRA, 2018)
<i>E.Coli</i>	$10^5 - 10^6$	CFU/g	(OUN et al., 2014)

Outro fator que contribui para o alto risco no C1 é o fato de que o modelo desse estudo considerou o pior cenário, em que não há um decaimento da *E.Coli* (ingestão imediata) e que o usuário que manuseia o esterco e adiciona a mistura na FSBE não usa EPI. Apesar de ser uma consideração extrema, ela apresenta algum realismo: o resultado obtido para uma única exposição apresentou uma probabilidade de doença de 0,007 pppa, similar ao valor encontrado por CHAPMAN; PINTAR; SMITH (2018), cujo valor variou entre 0,001 a 0,007 no cenário de contato direto com fezes bovinas. Importante comentar que diferentemente dessa pesquisa, no estudo de CHAPMAN; PINTAR; SMITH (2018) a componente de higiene das mãos foi adicionada, tal parâmetro foi preditor de doença. Logo, em pesquisas futuras, hábitos de higiene locais podem ser incorporados ao estudo.

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

Assim, os resultados do C1 apontam que expor os trabalhadores às fezes frescas a partir de um contato direto é uma via de contaminação potencialmente perigosa. De fato, futuros estudos devem avaliar de forma local a fidelidade dos cálculos, porém, é um indicativo importante de se avançar na avaliação do risco nesse cenário. Por isso, é importante a discussão dos impactos dos patógenos bovino, não apenas a *E.Coli*, mas também da *Giardia*, *E.Coli O157:H7*, *Cryptosporidium*, pois podem causar impactos sérios ao organismo humano. A situação torna-se mais agravante quando cepas, como *E.Coli O157:H7* e cistos de *Cryptosporidium brevis* e *Cryptosporidium andersoni*, não são patógenos humanos (SOLLER et al., 2010). Assim questiona-se sobre sua viabilidade uma vez que sem essa atividade o risco era distante, com o gado longe da casa, sem a necessidade de lidar com as fezes bovinas frescas e estar exposto à tais riscos.

No que diz respeito ao cenário C2, a maior peculiaridade consiste na análise do reúso do efluente do tratamento de águas fecais, o que configura um caso ainda não encontrado na literatura (SCHOEN; GARLAND, 2017). Os dados demonstram que mesmo no pior caso, que é ingestão em baixos volumes, a probabilidade do risco de infecção ainda está acima do recomendado.

Um trabalho que se assemelha ao C2 é o estudo conduzido por AN et al. (2007) apresentou risco de infecção mais baixo para o reúso do esgoto tratado não segregado, porém, a tecnologia empregada foi o biofiltro, seguido de lagoas ou desinfecção UV. Ademais, o efluente dos autores apresentou concentrações mais baixas de *E.Coli* que o presente estudo. Outro trabalho semelhante ao C2 é o de KOUAMÉ et al. (2017), que avaliou a infecção anual por *E.Coli O157/H7* para esgoto de fonte não segregada e não tratada e seu resultado (0,2 pppa) foi maior do que o obtido no presente trabalho. Apesar de esperado que a probabilidade de riscos seja maior em esgotos não segregados e de escala municipal, não há meios de comparação da concentração de *E.Coli*, pois KOUAMÉ et al. (2017) não disponibilizou os dados de entrada para a reprodução de seu modelo.

O C2 pode ser comparado com o reúso de água cinza sem tratamento. No caso de SHI; WANG; JIANG (2018a), por exemplo, a probabilidade média de risco anual do consumo com irrigação em cultura alimentícia varia entre $2,6 \cdot 10^{-4}$ pppa e $4,5 \cdot 10^{-2}$ pppa. Os resultados obtidos no presente trabalho encontram-se dentro dessa variação. SHI; WANG; JIANG (2018a) considerou alguns parâmetros de cálculo diferente da pesquisa: aplicação de uma taxa de

decaimento de *E.Coli* no alface no período entre a irrigação e o consumo; e o método de estimativa da *E.Coli* da presente pesquisa foi em número mais provável (NMP), diferentemente desse artigo que utiliza unidade de formação de colônias (UFC). Futuramente, a comparação entre essas duas estimativas pode ser feita por modelos probabilísticos (CHO et al., 2010; GRONEWOLD; WOLPERT, 2008).

A análise realizada no C2 é semelhante à de PASIN (2013). Nela, o autor avaliou o risco de contaminação da água cinza bruta para diferentes usos não potáveis. A concentração de *E.Coli* de água misturada (lavatório, chuveiro, tanque, máquina de lavar e cozinha) é próxima da encontrada no presente estudo, com valor de $3,25 \cdot 10^4$ NMP/100 mL. O cenário proposto por Pasin (2013) de irrigação de áreas públicas, cujo volume médio de ingestão acidental é de 1 mL e com frequência média de 60 dias por ano, apresentou um risco anual de infecção de 0,116 pppa. Na irrigação de culturas, a probabilidade de infecção é 0,777 pppa. Os resultados de Pasin (2013) foram elevados em relação aos encontrados neste estudo devido à simplificação da consideração de todas as *E.Coli* serem patogênicas e de cepas enteroinvasivas.

O C2, por mais que é uma prática desejada pela EMBRAPA e busca promover o reúso da água, os resultados indicaram que a prática do reúso agrícola da FSB está acima das recomendações permitidas e que existem riscos reais de contaminação. Esse resultado fere os critérios de sustentabilidade da WHO (2006), que preconiza a garantia da saúde do trabalhador e contraria as diretrizes do PNSR que esclarece que uma tecnologia social deve prover solubridade, conforto, segurança e dignidade da população local.

No que diz respeito ao C3, a média do risco de infecção por exposição no presente estudo está próximo aos cenários das crianças brincando próximo às wetlands, cujo valor foi de 10^{-6} para a *E.Coli* EHEC. Já o cenário em que as crianças brincam em lugares de armazenamento de lodo o risco torna-se 10^{-2} (WESTRELL et al., 2004), muito maior do que o presente estudo. Comparando-se com QUEIROZ et al. (2019), o risco anual de infecção da exposição com biossólidos em crianças (10^{-2} pppa) foi maior que o C3 ($3,69 \cdot 10^{-5}$ pppa).

O baixo risco anual encontrado no C3 e C4, principalmente em relação aos outros cenários, é devido à baixa concentração considerada. Figueiredo (2019a) encontrou uma média de *E.Coli* de 7,7 NMP/ g no solo. O tempo de sobrevivência da *E.Coli* pode ser entre duas horas até vários dias (CARNEIRO et al., 2018), a depender de vários fatores, tais como luz solar, pH, temperatura, umidade relativa do ar, entre outros. FORSLUND et al. (2012) coletou 216

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

amostras de solo na área irrigada com esgoto tratado no mesmo dia, e detectou apenas em duas amostras a presença de *E.Coli*, com uma concentração de $2,3 \cdot 10^4$ *E.Coli*/g.

Outros estudos evidenciam que essa baixa concentração é esperada por conta do decaimento da concentração de *E.coli* com o tempo, como o trabalho de VERGINE et al. (2015). Os autores avaliaram a correlação entre a concentração no topo do solo com a concentração da *E.Coli* irrigada após cinco horas depois da aplicação. A partir do ajuste de uma curva linear, a equação encontrada foi $C_{ts} = 10^{(0,733 \cdot \log_{10}(C_{irr}) - 2,422)}$, sendo C_{ts} a concentração de *E.Coli* no topo do solo e C_{irr} a concentração de *E.Coli* irrigada. Aplicando a C_{irr} adotada nesse estudo, a média da C_{ts} é de 8,4 CFU/g. Assim, apesar de Figueiredo (2019a) em sua metodologia não ter especificado quanto tempo após a aplicação do efluente foi feita a medição do solo, a concentração foi similar à encontrada por VERGINE et al. (2015), o que indica uma convergência dos dados.

Assim, o C3, apesar dos resultados não serem preocupantes e estarem dentro do nível aceitável, o público alvo são as crianças, que possuem um sistema imunológica mais vulnerável à baixas doses de exposição. Assim, recomenda-se que haja mais dados em campo que possam refinar o modelo. Vale lembrar que o cenário C3 é de suma importância, uma vez que a diarreia pode ser associada com a ingestão de solos (BAUZA, 2017).

O cenário C4 diz respeito a uma via indireta de contaminação e que considera os animais domésticos como meios propulsores de exposição às superfícies de fômites no interior das residências, e não apenas isso, mas também pela proximidade da FSBE à residência. Mais informações relacionando todos esses elementos seriam necessários, no entanto, os resultados apresentam uma prévia do potencial de exposição.

A probabilidade de infecção de um evento do C4 é similar à RYAN et al. (2014), que avaliou o risco do contato com fômites e que apesar da probabilidade ser próxima à 10^{-6} pppa, seria necessário uma redução de log 0,75 para atender ao padrão recomendado de segurança. HARDER et al. (2016) também avaliou o risco de exposição com fômites e o risco das residências morando próximo ao local de aplicação do lodo de esgoto, e a média dos DALYs (10^{-6} e 10^{-7} pppa, respectivamente) é bem próxima à C4.

Assim, o C4 não apresenta risco potenciais à exposição. No entanto, vale destacar que devido ao contato com o local de aplicação ser próximo e sem cercamento, esses animais podem

se expor a inúmeros patógenos, podendo vir a afetar a saúde animal. Acrescenta-se a possibilidade de os animais serem reservatórios de patógenos e, conseqüentemente, serem fontes de contaminação, afetando a saúde humana e o meio ambiente (BEVILACQUA; BASTOS, 2009).

Vale destacar que as zoonoses, ou seja, patógenos que causam doenças tanto em animais quanto em humanos, são relacionadas com o aumento das doenças emergentes (DIAS, 2012). Logo, além de algumas doenças conhecidas serem de alto risco, outras doenças podem vir a causar grandes impactos à saúde humana. Por isso, o C4 pode ser considerado de impacto relevante, uma vez que a transmissão de doenças por animais em ambiente rural já é recorrente.

5.2.2 Limitações de aplicação do C5 e C6

Apesar do C5 e C6 não terem sido calculados devido a questões metodológicas apresentadas anteriormente, uma pequena revisão de trabalhos semelhantes auxilia a compreender suas complexidades e potenciais riscos. No caso do C5, pode-se comparar com MCBRIDE et al., (2013), que avaliou a probabilidade de doença em águas recreacionais a partir da concentração de diferentes fontes, como água de chuva de áreas residenciais, comerciais e na agricultura. Para cada fonte de contaminação, coletas de campo foram realizadas durante o período chuvoso. No entanto, o modelo da AQRM considera uma simplificação do transporte do patógeno, onde uma diluição de 30:1 foi aplicada para todos os patógenos. A AQRM sintetizada evita a complexidade da inativação e persistência, variação do terreno e condições do solo.

Da mesma forma, SCHOEN et al. (2014) também aplicou uma diluição para águas residuais descartadas em águas recreativas de 0,01. Entretanto, diferente de MCBRIDE et al. (2013), (SCHOEN et al., 2014) avançou um pouco a mais na complexidade do modelo, e considerou a inativação do transporte do patógeno e a probabilidade de ocorrer chuva, no cenário específico. Tal metodologia baseia-se em (TENG, 2012) que desenvolveu modelos para eventos chuvosos e de transporte de patógenos. Os parâmetros e condições utilizadas destoam significativamente do presente estudo e devido à escassez de dados locais optou-se por não modelar esse cenário.

À título de quantificação de algo semelhante ao C5, (SCHOEN et al., 2014) estima que a ingestão acidental de água recreativa contaminada com vazamento de fossa séptica de sólidos

fecais, por norovirus, pode ocasionar 0,27 DALY por ano a cada 10,000 pessoas. Tais resultados reforçam a necessidade de futuros estudos avaliarem a contaminação de corpos hídricos superficiais próximos aos sistemas unifamiliares.

O C6, por sua vez, tentou se basear na metodologia de (MARQUES, 2016). A principal barreira na construção do modelo foi o decaimento proposto por (SIDHU et al., 2010), cuja redução da *E.Coli* no lençol freático é de 0,1, em \log_{10} em dias. Ou seja, considerando a concentração do efluente da FSBE, em aproximadamente 12 horas todo o indicador fecal já estaria inativado. E considerando os solos saturados (zero metros até o lençol freático), a distância entre FSB e o poço de captação de água proposto pela (ABNT, 1993) e os parâmetros de (MARQUES, 2016), levaria em torno de 2,4 dias até o contaminante chegar no poço. Isso significaria que não haveria traços de *E.Coli* oriundo do reúso do efluente. No entanto, outros patógenos com maior resistência no meio ambiente, como vírus, podem resultar em potenciais riscos.

5.2.3 Análise da sensibilidade

Como o modelo utiliza uma abordagem estocástica (simulações de Monte Carlo), é fundamental a análise da sensibilidade para determinar a relevância e variação dos parâmetros utilizados na AQRM para avaliação do objeto desse estudo. As Figura 21 e Figura 22 apresentam as análises sensitivas para a probabilidade de infecção anual e da carga de doença, respectivamente.

Figura 21 – Análise de sensibilidade dos parâmetros de entrada da probabilidade de infecção anual

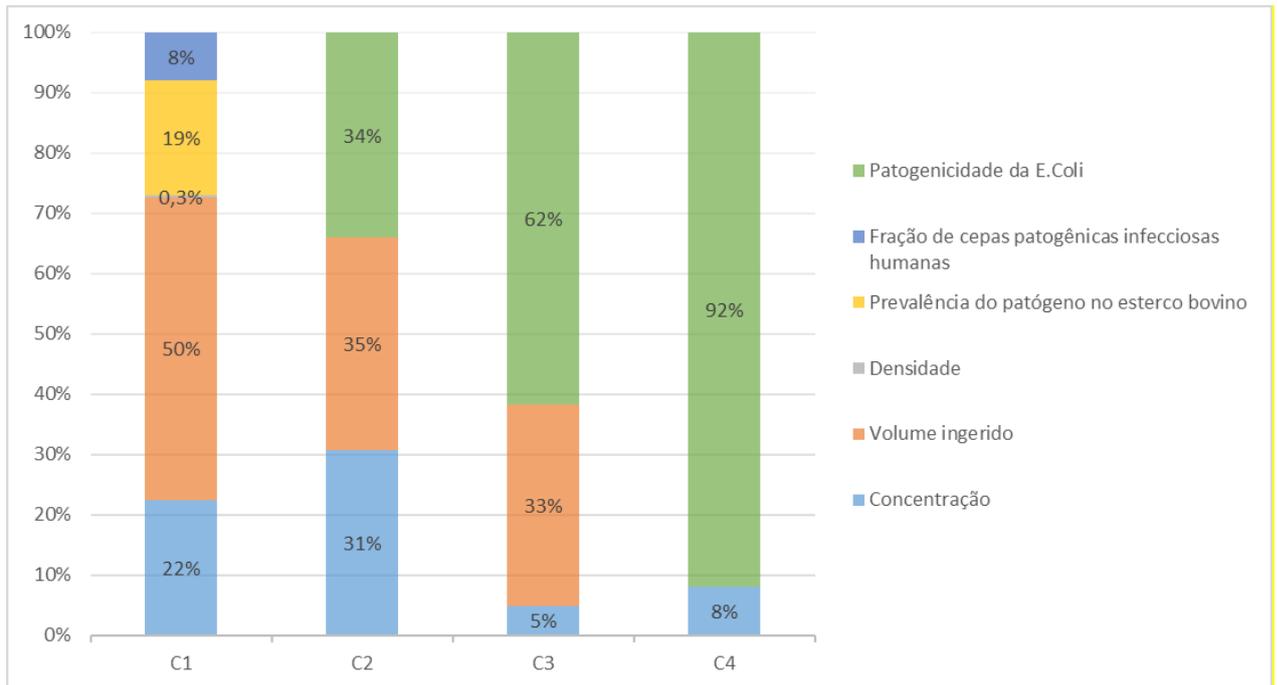
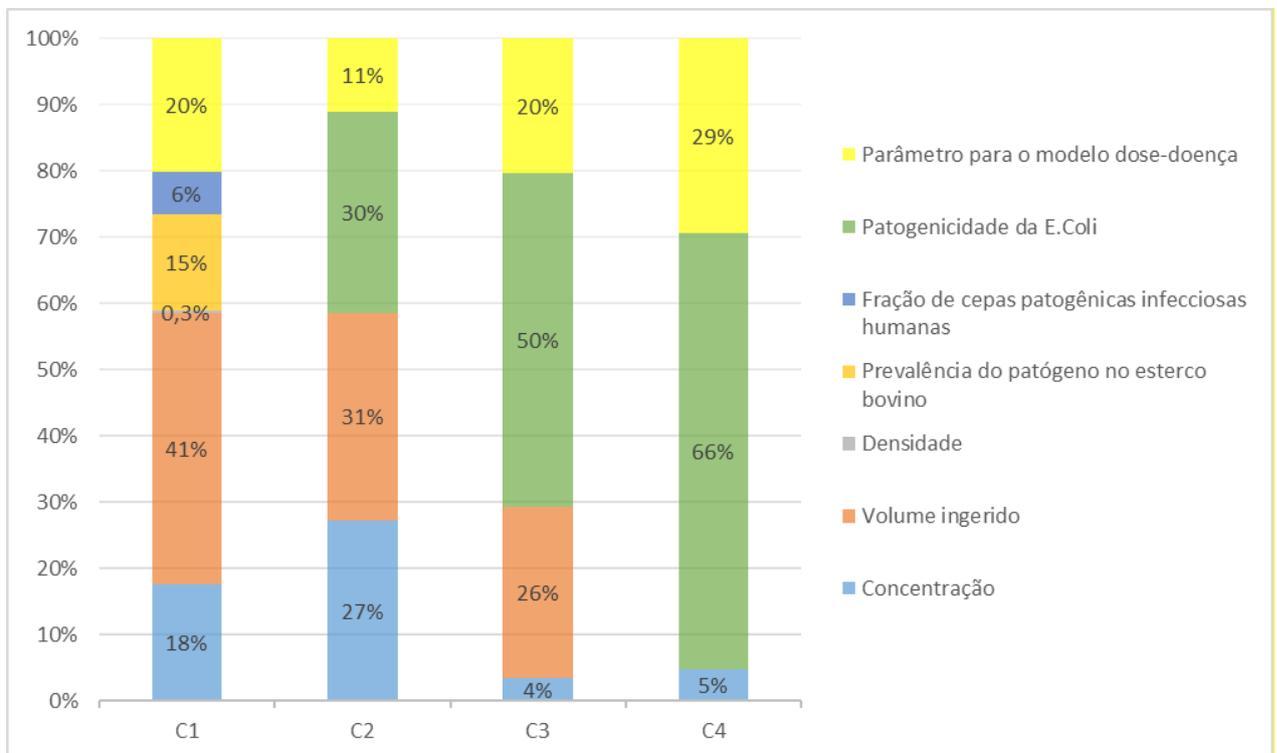


Figura 22 - Análise de sensibilidade dos parâmetros de entrada da carga da doença



A análise sensitiva mostra resultados semelhantes para ambas variáveis. Ela indica que o volume adotado para o cenário C1 (50%) é o parâmetro que mais influencia o resultado, enquanto que no C2 os três parâmetros (concentração, volume e patogenicidade) possuem aproximadamente as mesmas contribuições. Destaca-se que no C3 e C4, a patogenicidade é o parâmetro de maior influência, ou seja, a depender da fração patogênica de bactéria presente na fonte de contaminação, o risco pode ser mais alto ou baixo.

5.2.4 Análise da incerteza

A presente seção visa caracterizar as diferentes fontes de incerteza nos cálculos realizados.

- **Patógeno alvo**

Alguns autores discutem a limitação da aplicação da AQRM para a *E.Coli*, por ser um indicador fecal. No entanto, frente às limitações de medição em campo de patógenos específicos, o indicador fecal possui características de sobrevivência ambientais similares à dos patógenos de importância e proporcionalmente a mesma frequência (HAAS; ROSE; GERBA, 2014).

Para contornar o problema de falta de dados, uma das estratégias é usar uma razão da concentração do indicador fecal e o patógeno (MARA et al., 2007; PAVIONE; BASTOS; BEVILACQUA, 2013). No entanto, (BENAMI; GILLOR; GROSS, 2016) discute que a escolha de adotar essa razão é um desafio e muitas vezes inexistente (MOUCHEL et al., 2020) devido a variabilidade da fonte do patógeno, seja por flutuações sazonais quanto da própria comunidade. Adotar uma relação para obter dados estimados pode super estimar a carga do vírus (O'TOOLE et al., 2014), por isso, para o presente estudo, uma proporção patogênica (r) de *E.Coli* foi adotada como a melhor aproximação possível para avaliar o risco. Apesar disso, a proporção r contribui para uma incerteza notável, cujo intervalo é considerado neste estudo, discutindo o pior cenário com todas as *E. coli* sendo patogênicas.

Assim, para trabalhos futuros é essencial investigar outros patógenos que sejam considerados de maior risco, e idealmente um patógeno de referência para cada grupo de microrganismo (bactéria, vírus, protozoário e helminto). Uma possibilidade é incluir a análise de patógenos que abordem contaminações em relação a ausência de equipamento de proteção, por exemplo aquelas que podem causar infecções parasitárias pelo contato dermal direto.

- **C1, C2, C3 e C4**

O C1 também é o de maior incerteza, uma vez que os dados são oriundos de bases de dados americanas e em alguns dos seus parâmetros, como a fração patogênica infecciosa humana, foi enfatizado a dificuldade de medição de dados na literatura (JAHNE et al., 2015; SOLLER et al., 2010; USEPA, 2010). Além disso, não foi adotado um decaimento ou reaparecimento da *E.Coli* em nenhum dos cenários, apesar da bactéria sofrer influência ambientais que afetam sua sobrevivência e persistência (PETERSEN; HUBBART, 2020), optou-se por considerar o pior cenário para representar o maior risco potencial. Outro fator de incerteza é o comportamento pessoal de higiene, que depende dos hábitos individuais e percepções socioculturais acerca dos riscos de exposição (STENSTRÖM et al., 2011). Devido à sua peculiaridade e variabilidade de informações, apenas estudos em campos poderiam transmitir a realidade desse parâmetro para o estudo de caso e, portanto, não foi considerado para a pesquisa.

- **Modelo dose-resposta**

Uma das grandes limitações da AQRM se refere ao modelo dose-resposta. A seguir é listado algumas restrições:

1. Os parâmetros utilizados são baseados na literatura e procuram transmitir a realidade do local do estudo. Segundo (MILLS et al., 2018), os modelos são baseados em adultos de países desenvolvidos e não considera o grau de imunidade. Assim, o modelo exclui populações mais susceptíveis, tais como mulheres grávidas, crianças, idosos, ou pessoas imuno-comprometidas (USEPA, 2010);
2. A transmissão secundária, ou seja, a infecção ser transmitida de uma pessoa à outra, não foi considerada nesse estudo. E em geral, poucos estudos consideram esse parâmetro pela escassez de dados (USEPA, 2010);
3. O modelo considera a cepa da *E.Coli* entero-invasivo (EIEC 1624) como representante do indicador fecal. Essa aproximação refere-se a dificuldade de dados de dose-resposta para todas as cepas de *E.Coli*, até porque muitas nem foram identificadas (USEPA, 2010). De fato, a simplificação recomendada é utilizar a cepa mais virulenta, ou usar um modelo dose-resposta com uma cepa representativa (USEPA, 2010), como foi o caso da presente pesquisa.

Uma das técnicas recomendadas para trabalhos futuros do indicador fecal *E.Coli* é abranger todos os dados disponíveis das cepas da *E.Coli*, compatibilizar os dados mínimos e máximos em uma distribuição e encontrar um modelo único, como realizado por (SOLLER; SETO; OLIVIERI, 2007).

5.3 ETAPA 3: PROPOSTA DE MELHORIAS

Na última etapa, uma vez avaliado os riscos para cada cenário, foi considerado algumas opções de medidas de controle e tratamentos adicionais.

Além do indicativo de uma elevada contaminação no cenário C1, a adição do inóculo exige um trabalho extra para os agricultores e em muitas localidades, esse resíduo não é encontrado, por não haver criação de gado. Deste modo, deve-se investigar outros inóculos que diminuam os riscos de contaminação, ou até mesmo não os usar. (OLIVEIRA, 2018) analisou a influência do esterco, amostrando seis dias, e concluiu que houve um aumento de *E. Coli* com a inserção do inóculo no sobrenadante, e houve um decaimento endógeno no lodo acumulado. FIGUEIREDO (2019) analisou os dados de uma FSB com e sem adição de esterco, e não encontrou diferença significativa entre os resultados. Outro estudo reforça a não necessidade de um inóculo mesmo durante sua partida, como ZAIAT; PASSIG; FORESTI (2000), cujo sistema avaliado era anaeróbico de fluxo horizontal e com biomassa imobilizada.

A adição do estrume configura uma estratégia de inoculação e de co-digestão, e que acelera o processo de partida. No entanto, o sistema anaeróbico sem inóculo, mesmo a baixas concentrações e intermitências, como é o caso unifamiliar, pode se equilibrar, demandando apenas um período de adaptação do sistema a esse regime. Uma das técnicas que proveria uma maior estabilidade e desempenho da FSBE é um suporte para a biomassa aderida (ZAIAT; PASSIG; FORESTI, 2000). O material suporte permitiria o maior contato entre a biomassa e o afluente, e conseqüentemente, maior eficiência do sistema. Ao contrário do que ocorre hoje, a FSBE funciona como um tanque séptico, que o material orgânico deve sedimentar para ser digerido.

Outra sugestão da literatura é o sedimento de brejo e bioaditivo comercial para limpeza de fossas sépticas convencionais (LARA; MARMO; SILVA, 2019). O inóculo que apresentou os melhores resultados foi o sedimento de brejo. A obtenção desse material não é factível para todas as ruralidades, por isso, a alternativa de não se utilizar nenhum inóculo é a mais promissora.

Em relação ao nível de tratamento de águas fecais requerido para atingir um risco aceitável para reúso, o cálculo pode ser em função do valor de redução requerido em \log_{10} (VRL). A avaliação foi realizada para a recomendação de 10^{-4} pppa, com concentração bruta

na entrada do sistema de $1,32 \cdot 10^6$ NMP/100 mL para a *E.Coli* (FIGUEIREDO, 2019) e com um intervalo de confiança de 95%. Assim, a concentração máxima no efluente de *E.Coli* deve ser de 133 NMP/100 mL e o VRL é de 4. Vale ressaltar que esse valor se refere à consideração de um sistema unifamiliar dentro do contexto de exposição por irrigação superficial, pois foi utilizado a concentração afluente ao sistema e os parâmetros de ingestão acidental durante irrigação do efluente, portanto, os resultados podem ser norteadores para qualquer tratamento de uma residência de 5 pessoas dentro dessas condições.

Comparando-se com a literatura, em geral a recomendação é de um VRL de 6 para indicadores de bactéria, como mostra o Quadro 15. Logo, existe um indicativo de que provavelmente a VRL encontrada nesse estudo seria maior caso patógenos fossem avaliados.

Quadro 15 – Resumo dos valores de redução log10 para cada tipo de água e uso específico

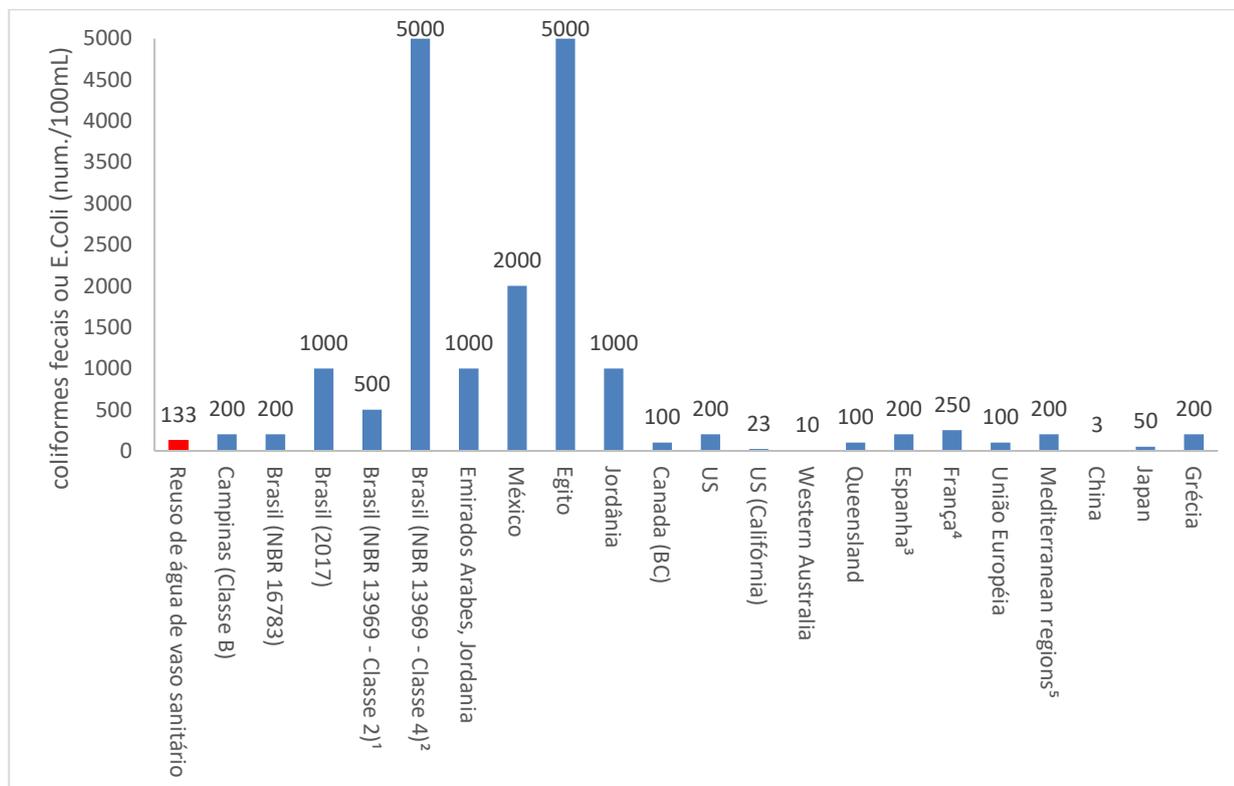
Tipo de água	Uso	Patógeno ou indicador fecal	VRL	Referência
Reúso não potável de água de chuva	Banho	<i>E. coli 0157:H7</i>	6	(SCHOEN; GARLAND, 2017)
Reúso não potável de água infiltrada (seepage water)	Jardim e dentro de casa	<i>E. coli 0157:H7</i>	4	(SCHOEN; GARLAND, 2017)
Reúso de águas fecais ou esgoto misturado	Irrigação irrestrita e uso dentro de casa	Bactérias entéricas (Campylobacter e Salmonella)	6	(NATIONAL BLUE RIBBON COMMISSION, 2017; SHARVELLE et al., 2017b)
Reúso de água cinza			3,5	
Reúso de água de chuva (10^{-1})			4-5	
Reúso de água de escoamento de telhado			3,5	
Reúso de água residuária	Uso não potável	<i>E.Coli</i>	6,3	(BAILEY et al., 2018)
Reúso de água residuária	Irrigação restrita	<i>E.Coli</i>	4	(BASTOS et al., 2008)

Ainda, convém comparar com as diretrizes e regulações brasileiras, e com as diretrizes mundiais, como mostra a Figura 23. A regulação de Campinas (2014) e Brasil (2017) estão

muito próximas ao encontrado nesse estudo, bem como outras regiões do mundo, como Arizona, Virginia, Texas New Jersey (Estados Unidos), países do mediterrânea e Espanha. Inclusive, o valor mediano dos padrões globais de *E.Coli* é 126 CFU/100 mL (SHOUSHTARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020), o que evidencia que o reúso unifamiliar apresenta valores máximos permitidos semelhantes aos valores de esgoto doméstico. Por isso, todas as condições de rigor de periodicidade de monitoramento do efluente devem ser aplicadas também à escala local. No entanto, a manutenção e operação feita pelo próprio morador dificulta o monitoramento e, portanto, órgãos locais/ regionais devem ser responsabilizar também pela construção coletiva de um sistema de esgotamento sanitário. Isso reforça a ideia de BRASIL (2019) da gestão multiescalar como proposta do envolvimento de todas as escalas da sociedade, desde o usuário até o Poder Público Federal.

Em contraponto, a NBR 13.969 se distancia dos valores encontrados no presente estudo e é bem menos restritivo que padrões brasileiros e internacionais. Assim, de fato essa norma é ultrapassada e não deve ser levada como base para realizar um reúso de forma segura.

Figura 23 - Diretrizes de qualidade para reúso de esgoto restrito na agricultura em várias regiões do mundo em comparação com o valor do presente estudo



1- Irrigação dos jardins; 2- Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual; 3 – Irrigação de jardim; 4- Espaços verdes públicos (parques, campos de golfe); 5- Irrigação de jardim e uso dentro de casa. Fonte: (CHHIPI-SHRESTHA; HEWAGE; SADIQ, 2017; DE GISI; CASELLA; NOTARNICOLA, 2017; SHOUSHARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020).

Atualmente o sistema da FSBE apresenta uma redução de 1,62 a 2,17, insuficiente para atingir um risco aceitável de 10^{-4} pppa, porém, aproxima-se do valor estipulado para países não industrializados. Outros sistemas comumente utilizados em sistemas descentralizados, como o tanque séptico, fossa séptica econômica e reator anaeróbio UASB, também não conseguiriam atingir níveis aceitáveis para reúso, como mostra o Quadro 16.

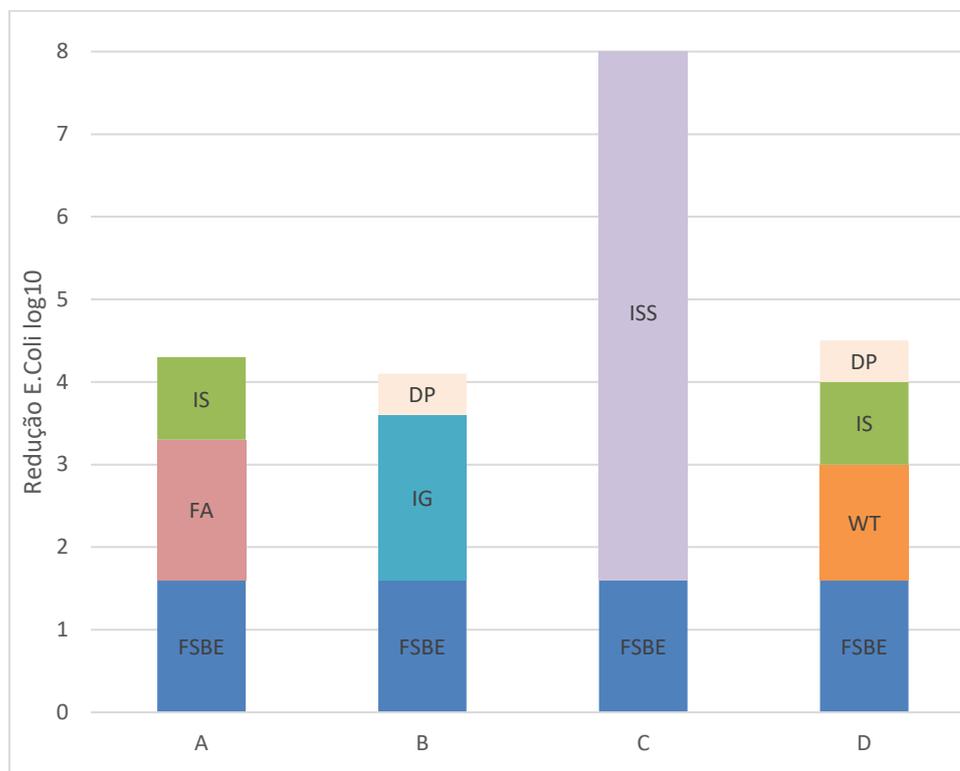
Quadro 16 – Medidas de controle e suas respectivas reduções de *E.Coli*

Medidas de controle		Redução <i>E.Coli</i> (log ₁₀ unidade) ^a	Referência
Barreira de tratamento	Tanque séptico	0,74	(PFLUGER; MASSENGALE; YELDERMAN JR., 2009)
	Fossa séptica econômica	1,42 – 1,53	(FRANCESCHINI, 2019)
	Wetland (trat. secundário após tanque séptico)	1,39	(PFLUGER; MASSENGALE; YELDERMAN JR., 2009)
	Filtro anaeróbio (trat. secundário após tanque séptico)	1,34	(FIGUEIREDO, 2019)
	Filtro de areia (trat. secundário após tanque séptico)	1,7-1,8	(DE OLIVEIRA CRUZ; TONETTI; GOMES, 2018)
	Filtro de areia (trat. secundário após tanque séptico+filtro anaeróbio)	1,96-2,26	(DE OLIVEIRA CRUZ et al., 2019)
	Reator anaeróbio do tipo UASB	0,72	(FRANCESCHINI, 2019)
	Wetland	0,8 ^d	(SHARVELLE et al., 2017a)
	Lagoas	0,5 ^d	(SHARVELLE et al., 2017a)
Método de aplicação	Irrigação por sulco	1-2 ^b	(MARA et al., 2010)
	Irrigação por gotejamento	2-4 ^b	(MARA et al., 2010)
	Redução de respingo ^c	1-2 ^b	(MARA et al., 2010)
	Irrigação subsuperficial	6,5	(WHO, 2006)
Decaimento do patógeno		0,5-2	(MARA et al., 2010)

a – Diferença entre a concentração de entrada e saída do sistema; b - Patógeno em geral; c- agricultores treinados para reduzir os respingos ao regar com regadores; d- Bactéria

Assim, várias combinações são possíveis para reduzir o risco, o Quadro 17 é apresentado alguns cenários propostos de melhorias para uma fonte de águas fecais usado para irrigação. O cenário de combinação da FSBE com a irrigação subsuperficial é a que garante a maior redução possível com apenas duas barreiras. Os outros cenários combinam sistemas secundários como a wetland e filtro de areia, mais irrigações por sulco ou gotejamento. Para atingir uma redução adicional de 2-2,5 log₁₀, as alternativas seriam:

- Adicionar um tratamento secundário e até mesmo terciário, como filtro anaeróbio mais filtro de areia;
- Substituir o método de irrigação superficial por métodos como sulco, gotejamento ou subsuperficiais.

Quadro 17 – Cenários de melhorias para uma fonte de águas fecais usado para irrigação

FBSE – Fossa séptica biodigestora; FA - Filtro de areia; WT – Wetland construído; IS – Irrigação por sulco; ISS - Irrigação subsuperficial, IG – Irrigação por gotejamento; DP – Decaimento do patógeno

Além da componente de gestão de serviços e tecnologia comentados anteriormente, a última integrante do eixo é a educação e participação social (BRASIL, 2019). Esse eixo trabalha na sensibilização dos usuários de seus direitos e deveres, comportamentos sociais de higiene e formação de técnicos qualificados a operar o serviço. O reúso unifamiliar, como forma de gerar uma economia circular, só é viável com o funcionamento ativo de todos os eixos.

6 CONCLUSÃO

O estudo desenvolvido fornece uma diretriz inicial para estimar os riscos para a saúde pública decorrentes da exposição da FSBE. O trabalho é especialmente interessante para um contexto internacional, do ponto de vista da aplicação da AQRM em nível local, para águas fecais, e também fornece subsídios e elementos para a tomada de decisão do gestor público.

A AQRM demonstrou ser uma ferramenta valiosa para guiar estratégias de prevenção e remediação, ao contrário do que identificar o risco de forma assertiva para um tempo ou espaço específico. De forma alguma a pesquisa teve como objetivo esgotar o assunto, mas sim fornecer as ferramentas básicas para futuros trabalhos. Análises mais específicas e locais são necessárias para aprimorar os dados.

Assim, os resultados lançam luz dos potenciais riscos que a FSBE pode oferecer à saúde humana, a partir de múltiplas exposições. Com base nas suposições feitas, as principais conclusões do trabalho são:

- Em Campinas, as FSBE encontram-se a uma distância média das residências de 7 metros, 148 metros do corpo hídrico e 13 m do lençol freático;
- A utilização de esterco bovino fresco pode apresentar altos riscos à saúde, no entanto, esse cenário também foi o mais incerto;
- A reutilização do efluente na agricultura, mesmo que de forma restrita, pode implicar em riscos considerados não aceitáveis;
- O sistema FSBE pode gerar uma carga de doença (incluindo os C1, C2, C3 e C4) total de 0,0091 DALY pppa;
- O parâmetro de patogenicidade da E.Coli é um fator preditivo do modelo;
- O valor de redução requerido para E.Coli em \log_{10} para o reúso das águas fecais é de 4, ou uma concentração máxima no efluente de 133 NMP E.Coli/100 mL;
- A FSBE não atinge um tratamento mínimo requerido, necessitando uma redução adicional de 2-2,5 \log_{10} ;
- As medidas de controles e barreiras de tratamento adicionais foram: não adicionar o esterco bovino como manutenção do sistema, adicionar um tratamento secundário e até mesmo terciário, como filtro anaeróbio mais filtro de areia e, substituir o método de irrigação superficial.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **NBR 7229 - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**, 1993.

ABNT. **NBR 13969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos**, 1997.

ABNT. **NBR 16783 - Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações**, 2019.

ADEGOKE, A. A. et al. Epidemiological Evidence and Health Risks Associated With Agricultural Reuse of Partially Treated and Untreated Wastewater: A Review. **Frontiers in Public Health**, v. 6, 6 dez. 2018.

ADEGOKE, A.; STENSTROM, T. **Septic Systems**. Text. Disponível em: <<https://www.waterpathogens.org/book/septic-systems>>. Acesso em: 5 abr. 2021.

AGULLÓ-BARCELÓ, M.; CASAS-MANGAS, R.; LUCENA, F. Direct and indirect QMRA of infectious *Cryptosporidium* oocysts in reclaimed water. **Journal of Water and Health**, v. 10, p. 539–548, 1 dez. 2012.

AHMED, W.; GARDNER, T.; TOZE, S. Microbiological Quality of Roof-Harvested Rainwater and Health Risks: A Review. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, n. 1, p. 13–21, fev. 2011.

AN, Y.-J. et al. Estimating the Microbial Risk of *E. coli* in Reclaimed Wastewater Irrigation on Paddy Field. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, n. 1, p. 53–60, 1 jun. 2007.

ANA. **Atlas Esgotos - Atualização da base de dados de Estações de Tratamento de Esgotos no Brasil**, 2020.

ANTWI-AGYEI, P. et al. A faecal exposure assessment of farm workers in Accra, Ghana: a cross sectional study. **BMC Public Health**, v. 16, n. 1, p. 587, dez. 2016.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater** American Public Health Association, , 2012.

ARDEN, S. et al. Human Health, Economic and Environmental Assessment of Onsite Non-Potable Water Reuse Systems for a Large, Mixed-Use Urban Building. **Sustainability**, v. 12, n. 13, p. 5459, jan. 2020.

ASANO, T.; BAHRI, A. Global challenges to wastewater reclamation and reuse. **On Water Front**, v. 2, p. 64–72, 1 jan. 2011.

BAILEY, E. S. et al. Tertiary treatment and dual disinfection to improve microbial quality of reclaimed water for potable and non-potable reuse: A case study of facilities in North Carolina. **Science of The Total Environment**, v. 630, p. 379–388, 15 jul. 2018.

BALCELLS, J. et al. Study of nitrogen fluxes across conventional solid floor cubicle and compost-bedded pack housing systems in dairy cattle barns located in the Mediterranean area:

Effects of seasonal variation. **Journal of Dairy Science**, v. 103, n. 11, p. 10882–10897, 1 nov. 2020.

BARKER, S. F. et al. Pathogen reduction requirements for direct potable reuse in Antarctica: Evaluating human health risks in small communities. **Science of The Total Environment**, v. 461–462, p. 723–733, set. 2013.

BASTOS, R. et al. Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil - Utilização de esgotos sanitários tratados para fins agrícolas, urbanos e pisciculturais. **Revista DAE**, v. 56, p. 50–62, 1 maio 2008.

BAUZA, V. **Elucidating fecal contamination exposure in low-income countries, the contribution from child feces disposal practices and soil ingestion, and links to child health**. Text—[s.l.] University of Illinois at Urbana-Champaign, 2017.

BELO, V. S. et al. Factors associated with intestinal parasitosis in a population of children and adolescents. p. 7, 2012.

BENAMI, M.; GILLOR, O.; GROSS, A. Potential microbial hazards from graywater reuse and associated matrices: A review. **Water Research**, v. 106, p. 183–195, 1 dez. 2016.

BERRY, E. D. et al. Influence of genotype and diet on steer performance, manure odor, and carriage of pathogenic and other fecal bacteria. II. Pathogenic and other fecal bacteria. **Journal of Animal Science**, v. 84, n. 9, p. 2523–2532, set. 2006.

BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X. Utilização de esgotos sanitários para produção de alimentos para animais: aspectos sanitários e produtivos. **revista Ceres**, p. 8, 2009.

BIEKER, S.; CORNEL, P.; WAGNER, M. Semicentralised supply and treatment systems: integrated infrastructure solutions for fast growing urban areas. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 11, p. 2905–2913, 1 jun. 2010.

BOLSTAD, W. M.; CURRAN, J. M. . Introduction to Bayesian Statistics. In: **Introduction to Bayesian Statistics, Third Edition**. [s.l.] John Wiley & Sons, Ltd, 2016. p. i–xvi.

BONAITI, G. et al. On site water treatment research at Texas A&M. 2020.

BRASIL. **RESOLUÇÃO Nº 54, DE 28 DE NOVEMBRO DE 2005 - Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências.**, 2005.

BRASIL. **Resolução Nº 121 de 05/10/2010 - Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro de 2005**. Disponível em: <<https://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%20121.pdf>>. Acesso em: 5 abr. 2021.

BRASIL. PRODUTO III - CRITÉRIOS DE QUALIDADE DE ÁGUA (RP01B) - Elaboração de Proposta do Plano de Ações para Instituir uma Política de Reúso de Efluente Sanitário Tratado no Brasil. p. 575, 2017.

BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR**, 2019.

BROOKS, J. P. et al. Land application of manure and Class B biosolids: an occupational and public quantitative microbial risk assessment. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 2009–2023, dez. 2012.

BUDGE, S. et al. Do domestic animals contribute to bacterial contamination of infant transmission pathways? Formative evidence from Ethiopia. **Journal of Water and Health**, v. 17, n. 5, p. 655–669, 26 ago. 2019.

BUSGANG, A. et al. Quantitative Microbial Risk Analysis for Various Bacterial Exposure Scenarios Involving Greywater Reuse for Irrigation. **Water**, v. 10, n. 4, p. 413, abr. 2018.

CAMPINAS. Resolução Conjunta nº 09, de 31/07/2014-SVDS/SMS - estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reúso direto não potável de água, proveniente de estações de tratamento de esgoto (etes) de sistemas públicos para fins de usos múltiplos no município de campinas . p. 7, 2014.

CAMPINAS. **Saneamento Rural Sustentável.**, 2020a. Disponível em: <<http://www.campinas.sp.gov.br/governo/meio-ambiente/saneamento-rural-sustentavel.php>>. Acesso em: 11 jan. 2020

CAMPINAS. **Geoambiental: Informações ambientais especializadas**, 2020b. Disponível em: <<https://geoambiental.campinas.sp.gov.br/>>. Acesso em: 11 jan. 2020

CANAL BIOENERGIA. **Fossa Séptica Biodigestora leva saneamento básico para área rural**. Disponível em: <<https://www.canalbioenergia.com.br/fossa-septica-biodigestora-leva-saneamento-basico-para-area-rural/>>. Acesso em: 9 abr. 2021.

CARNEIRO, M. T. et al. Critical evaluation of the factors affecting *Escherichia coli* environmental decay for outfall plume models. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 4, 2018.

CEARÁ. **LEI N.º 16.033, DE 20.06.16 - DISPÕE SOBRE A POLÍTICA DE REÚSO DE ÁGUA NÃO POTÁVEL NO ÂMBITO DO ESTADO DO CEARÁ.**, 2016.

CEARÁ. **Resolução COEMA Nº 2 DE 02/02/2017 - Estadual - Ceará - Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002**. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>>. Acesso em: 5 abr. 2021.

CHAPMAN, B.; PINTAR, K.; SMITH, B. A. Multi-Exposure Pathway Model to Compare *Escherichia coli* O157 Risks and Interventions: Multi-Exposure Pathway Model for *Escherichia coli* O157 Risks and Interventions. **Risk Analysis**, v. 38, n. 2, p. 392–409, fev. 2018.

CHARLES, K. J. **Quantitative Microbial Risk Assessment: a catchment management tool to delineate buffer distances for on-site sewage treatment and disposal systems in Sydney's drinking water catchments**. Text—Sydney, Australia: University of New South Wales, 2009.

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

CHHIPI-SHRESTHA, G.; HEWAGE, K.; SADIQ, R. Microbial quality of reclaimed water for urban reuses: Probabilistic risk-based investigation and recommendations. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 738–751, 15 jan. 2017.

CHO, K. H. et al. Evaluation of the relationship between two different methods for enumeration fecal indicator bacteria: colony-forming unit and most probable number. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 22, n. 6, p. 846–850, 2010.

CHOI, J. et al. National risk assessment of irrigation on farmland near wastewater treatment plants in Korea. **Paddy and Water Environment**, v. 14, n. 2, p. 281–288, 1 abr. 2016.

CIPOLLETTA, G. et al. Policy and legislative barriers to close water-related loops in innovative small water and wastewater systems in Europe: A critical analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 288, p. 125604, 15 mar. 2021.

CROXEN, M. A. et al. Recent Advances in Understanding Enteric Pathogenic Escherichia coli. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 26, n. 4, p. 822–880, 1 out. 2013.

DAGNINO, R. **Tecnologia Social: contribuições conceituais e metodológicas**. [s.l.] EDUEPB, 2014.

DAMÁZIO, S. M.; SOARES, A. R.; SOUZA, M. A. A. PERFIL PARASITOLÓGICO DE ESCOLARES DA LOCALIDADE DE SANTA MARIA, ZONA RURAL DO MUNICÍPIO DE SÃO MATEUS/ES, BRASIL. **Revista de APS**, v. 19, n. 2, 2016.

DE GISI, S.; CASELLA, P.; NOTARNICOLA, M. Grey Water. In: **Encyclopedia of Sustainable Technologies**. [s.l.] Elsevier, 2017. p. 77–89.

DE MAN, H. et al. Health risk assessment for splash parks that use rainwater as source water. **Water Research**, v. 54, p. 254–261, maio 2014a.

DE MAN, H. et al. Health risk assessment for splash parks that use rainwater as source water. **Water Research**, v. 54, p. 254–261, 1 maio 2014b.

DE MATOS NASCIMENTO, A. et al. Quantitative microbial risk assessment of occupational and public risks associated with bioaerosols generated during the application of dairy cattle wastewater as biofertilizer. **Science of The Total Environment**, v. 745, p. 140711, 25 nov. 2020.

DE NOVAES, A. P. et al. Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do Saneamento Rural e desenvolvimento da Agricultura Orgânica. p. 14, 2002.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M. et al. Using coconut husks in a full-scale decentralized wastewater treatment system: The influence of an anaerobic filter on maintenance and operational conditions of a sand filter. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 454–459, 1 fev. 2019.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; TONETTI, A. L.; GOMES, B. G. L. A. Association of septic tank and sand filter for wastewater treatment: full-scale feasibility for decentralized sanitation. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 8, n. 2, p. 268–277, 1 fev. 2018.

DELAHOY, M. et al. Pathogens Transmitted in Animal Feces in Low- and Middle-Income Countries. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, 1 mar. 2018.

DIAS, G. M. F. **Avaliação quantitativa de risco microbiológico como subsídio para a formulação de diretrizes de qualidade microbiológica de águas residuárias para irrigação de forrageiras: estudo da sanidade animal**. Text—Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2012.

D. ORNER, K.; R. MIHELICIC, J. A review of sanitation technologies to achieve multiple sustainable development goals that promote resource recovery. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 4, n. 1, p. 16–32, 2018.

DUPONT, H. L. et al. Pathogenesis of Escherichia coli Diarrhea. **New England Journal of Medicine**, v. 285, n. 1, p. 1–9, 1 jul. 1971.

ECODEBATE. **Pesquisa revela a adoção de mais de 11 mil unidades da fossa séptica biodigestora no País**, 2016. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2016/07/15/pesquisa-revela-a-adocao-de-mais-de-11-mil-unidades-da-fossa-septica-biodigestora-no-pais/>>. Acesso em: 9 abr. 2021

ELGALLAL, M.; FLETCHER, L.; EVANS, B. Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. **Agricultural Water Management**, v. 177, p. 419–431, 1 nov. 2016.

EMBRAPA. **Saneamento básico rural / ABC da Agricultura Familiar**, 2014. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/128259/1/ABC-Saneamento-basico-rural-ed01-2014.pdf>>

EMBRAPA. **Fossa Séptica Biodigestora e Clorador Embrapa - Saneamento básico rural**, 2016. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=3cJuSoye2ZY>>. Acesso em: 27 jul. 2021

EMBRAPA. **Governo adota Fossa Séptica Biodigestora desenvolvida na Embrapa como política pública - Portal Embrapa**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/23030934/governo-adota-fossa-septica-biodigestora-desenvolvida-na-embrapa-como-politica-publica>>. Acesso em: 22 mar. 2021.

ENGER, K. Escherichia coli: Dose Response Models. **Escherichia coli: Dose Response Models**, 25 fev. 2015.

ERCUMEN, A. et al. Animal Feces Contribute to Domestic Fecal Contamination: Evidence from *E. coli* Measured in Water, Hands, Food, Flies, and Soil in Bangladesh. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 15, p. 8725–8734, ago. 2017.

ESTADO DA CALIFÓRNIA. California Statutes Related to Recycled Water & the State Board's Division of Drinking Water. p. 191, 2019.

FAUSTINO, A. S. **Estudo físico-químico do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo**. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2007.

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

FEGAN, N. et al. The prevalence and concentration of Escherichia coli O157 in faeces of cattle from different production systems at slaughter. **Journal of Applied Microbiology**, v. 97, n. 2, p. 362–370, 1 ago. 2004.

FERREIRA, P. DA S. F. et al. Avaliação preliminar dos efeitos da ineficiência dos serviços de saneamento na saúde pública brasileira. **Revista Internacional de Ciências**, v. 6, n. 2, p. 214–229, 22 dez. 2016.

FIGUEIREDO, I. et al. Fossa absorvente ou rudimentar aplicada ao saneamento rural: solução adequada ou alternativa precária? **Revista DAE**, v. 67, p. 87–99, 1 nov. 2019a.

FIGUEIREDO, I. C. S. **Tratamento de esgoto na zona rural diagnóstico participativo e aplicação de tecnologias alternativas**. Doutora—Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2019.

FIGUEIREDO, I. C. S. et al. Fossa Séptica Biodigestora: avaliação crítica da eficiência da tecnologia, da necessidade da adição de esterco e dos potenciais riscos à saúde pública. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 100–114, 2019b.

FITO, J.; VAN HULLE, S. W. H. Wastewater reclamation and reuse potentials in agriculture: towards environmental sustainability. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 3, p. 2949–2972, 1 mar. 2021.

FORSLUND, A. et al. Escherichia coli contamination and health aspects of soil and tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.) subsurface drip irrigated with on-site treated domestic wastewater. **Water Research**, v. 46, n. 18, p. 5917–5934, 15 nov. 2012.

FRANCESCHINI, G. **TECNOLOGIAS DE BAIXO CUSTO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO RURAL: REATOR UASB E FOSSA SÉPTICA ECONÔMICA**. p. 128, 2019.

FUHRMANN, S. et al. Disease burden due to gastrointestinal pathogens in a wastewater system in Kampala, Uganda. **Microbial Risk Analysis**, v. 4, p. 16–28, 1 dez. 2016.

FUHRMANN, S. Health risk assessment along wastewater recovery and reuse systems in Kampala, Uganda and Hanoi, Vietnam. p. 196, 2017.

FUNASA. **Manual de saneamento - 5ª edição**, 2019. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/Manual_de_Saneamento_Funasa_5a_Edicao.pdf/278113a8-2cda-4b9f-8611-9087912c9dff>

FUNASA. **Caderno Didático/Técnico para Curso de Gestão de Sistemas de Esgotamento Sanitário em áreas rurais do Brasil**, 2020. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/CADERNO_SUSTENTAR_Gestao_de_Sistemas_de_Esgotamento_Sanitario_em_areas_rurais.pdf/ca2ec945-8327-4756-a9c1-a9aaf329be1c>. Acesso em: 26 jul. 2021

FUNDAÇÃO BANCO DO BRASIL. Saúde e renda no campo. p. 32, 2010.

GALINDO, N. et al. Perguntas e respostas: fossa séptica biodigestora. 2010.

GALVÃO JUNIOR, A. C. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 25, n. 6, 2009.

GBD 2013 MORTALITY AND CAUSES OF DEATH COLLABORATORS. Global, regional, and national age-sex specific all-cause and cause-specific mortality for 240 causes of death, 1990-2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. **Lancet (London, England)**, v. 385, n. 9963, p. 117–171, 10 jan. 2015.

GIKAS, P.; TCHOBANOGLOUS, G. The role of satellite and decentralized strategies in water resources management. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 144–152, 1 jan. 2009.

GIRARDI, V. et al. Microbial risk assessment in recreational freshwaters from southern Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 298–308, 15 fev. 2019.

GRONWOLD, A. D.; WOLPERT, R. L. Modeling the relationship between most probable number (MPN) and colony-forming unit (CFU) estimates of fecal coliform concentration. **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3327–3334, 1 jul. 2008.

GUNADY, M. et al. A Review of On-Site Wastewater Treatment Systems in Western Australia from 1997 to 2011. **Journal of Environmental and Public Health**, v. 2015, p. e716957, 19 abr. 2015.

GYLES, C. L. Shiga toxin-producing *Escherichia coli*: an overview. **Journal of Animal Science**, v. 85, n. 13 Suppl, p. E45-62, mar. 2007.

HAAS, C. N.; ROSE, J. B.; GERBA, C. P. Quantitative Microbial Risk Assessment. In: **Quantitative Microbial Risk Assessment**. [s.l.] John Wiley & Sons, Ltd, 2014. p. i–xii.

HAMILTON, K. A. et al. Human health risks for *Legionella* and *Mycobacterium avium* complex (MAC) from potable and non-potable uses of roof-harvested rainwater. **Water Research**, v. 119, p. 288–303, 1 ago. 2017.

HAMILTON, K. A. et al. Health risks from exposure to *Legionella* in reclaimed water aerosols: Toilet flushing, spray irrigation, and cooling towers. **Water Research**, v. 134, p. 261–279, 1 maio 2018.

HAMILTON, K. A. et al. Comparing microbial risks from multiple sustainable waste streams applied for agricultural use: Biosolids, manure, and diverted urine. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, Environmental Pollution: Biosolids. v. 14, p. 37–50, 1 abr. 2020.

HARDER, R. et al. Including pathogen risk in life cycle assessment: the effect of modelling choices in the context of sewage sludge management. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 1, p. 60–69, jan. 2016.

HAVELAAR, A. H.; MELSE, J. M. **Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality - A burden of disease approach**, 2003. Disponível em: <https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/rivmrep.pdf?ua=1>

HEALTH CANADA. **Canadian guidelines for domestic reclaimed water for use in toilet and urinal flushing**. Ottawa, Ont.: Health Canada, 2013.

HOWARD, G.; PEDLEY, S.; TIBATEMWA, S. Quantitative microbial risk assessment to estimate health risks attributable to water supply: Can the technique be applied in developing countries with limited data? **Journal of Water and Health**, v. 4, n. 1, p. 49–65, 1 mar. 2006.

HUTCHISON, M. L. et al. Analyses of Livestock Production, Waste Storage, and Pathogen Levels and Prevalences in Farm Manures. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 3, p. 1231–1236, 1 mar. 2005.

IBGE. **Censo demográfico 2010**, 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 5 mar. 2021

IBGE. **ESTIMATIVAS DA POPULAÇÃO RESIDENTE NO BRASIL E UNIDADES DA FEDERAÇÃO COM DATA DE REFERÊNCIA EM 1º DE JULHO DE 2020**, 2020. Disponível em: <https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2020/POP2020_20210331.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2021

JAHNE, M. A. et al. Emission and Dispersion of Bioaerosols from Dairy Manure Application Sites: Human Health Risk Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 16, p. 9842–9849, 18 ago. 2015.

JARAMILLO, M. F.; RESTREPO, I. Wastewater Reuse in Agriculture: A Review about Its Limitations and Benefits. **Sustainability**, v. 9, n. 10, p. 1734, out. 2017.

JIMÉNEZ CISNEROS, B. E.; ASANO, T. (EDS.). **Water reuse: an international survey of current practice, issues and needs**. London: IWA Publishing, 2008.

JOHANNESSEN, G. S. et al. Potential Uptake of Escherichia coli O157:H7 from Organic Manure into Crisphead Lettuce. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 5, p. 2221–2225, maio 2005.

JUNG, Y. T.; NARAYANAN, N. C.; CHENG, Y.-L. Cost comparison of centralized and decentralized wastewater management systems using optimization model. **Journal of Environmental Management**, v. 213, p. 90–97, 1 maio 2018.

KARAVARSAMIS, N.; HAMILTON, A. J. Estimators of annual probability of infection for quantitative microbial risk assessment. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 2, p. 365–373, jun. 2010.

KATO, M. T. et al. Oportunidades e desafios na implementação de estações de tratamento de esgoto descentralizadas. In: **Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais**. [s.l: s.n.].

KATUKIZA, A. Y. et al. Quantification of microbial risks to human health caused by waterborne viruses and bacteria in an urban slum. **Journal of Applied Microbiology**, v. 116, n. 2, p. 447–463, 2014.

KAVVADA, O.; NELSON, K. L.; HORVATH, A. Spatial optimization for decentralized non-potable water reuse. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 064001, maio 2018.

KHAN, Z. et al. Wastewater Evaluation for Multan, Pakistan: Characterization and Agricultural Reuse. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, n. 4, p. 2159–2174, 1 mar. 2019.

KOUAMÉ, P. K. et al. Microbiological risk infection assessment using QMRA in agriculture systems in Côte d'Ivoire, West Africa. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 587, nov. 2017.

LACKEY, K. et al. Decentralized Water Reuse: Implementing and Regulating Onsite Nonpotable Water Systems. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 6, n. 1, p. 02519001, 1 fev. 2020.

LANDAU, E. C.; MOURA, L. **Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais.** - Portal Embrapa. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1063680/variacao-geografica-do-saneamento-basico-no-brasil-em-2010-domicilios-urbanos-e-rurais>>. Acesso em: 29 jan. 2021.

LARA, P. A.; MARMO, C. R.; SILVA, W. T. L. **Avaliação da qualidade do efluente de esgoto tratado em fossas sépticas biodigestoras inoculadas com substitutos ao esterco bovino fresco.**, 2019. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/205088/1/P-Avaliacao-da-qualidade-do-efluente-de-egoto-tratado-em-fossas-septicas-biodigestoras-inoculadas-com-substitutos-ao-esterco-bovino-fresco..pdf>>

LAZAROVA, V.; BAHRI, A. Water reuse practices for agriculture. In: [s.l.: s.n.].

LEONEL, L. P.; TONETTI, A. L. Wastewater reuse for crop irrigation: Crop yield, soil and human health implications based on giardiasis epidemiology. **Science of The Total Environment**, v. 775, p. 145833, 25 jun. 2021.

LE-THI, T. et al. Diarrhea risks by exposure to livestock waste in Vietnam using quantitative microbial risk assessment. **International Journal of Public Health**, v. 62, n. Suppl 1, p. 83–91, fev. 2017.

LIBRALATO, G.; VOLPI GHIRARDINI, A.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, v. 94, n. 1, p. 61–68, 1 fev. 2012.

MADIGAN, M. T. et al. **Brock Biology of Microorganisms – 14th edition.** [s.l.] SAGE Publications Ltd, 2016. v. 99

MARA, D. **A Numerical Guide to Volume 2 of the Guidelines and Practical Advice on how to Transpose them into National Standards**, 2009.

MARA, D. et al. UPDATING THE 2006 WHO GUIDELINES. p. 8, 2010.

MARA, D. D. et al. Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. **Journal of Water and Health**, p. 12, 2007.

MARQUES, F. R. AVALIAÇÃO SEMI-QUANTITATIVA DO RISCO MICROBIOLÓGICO DO REUSO DOMICILIAR DE ÁGUA CINZA. p. 58, 2016.

MARQUES, F. R. et al. Development of a semi-quantitative approach for the assessment of microbial health risk associated with wastewater reuse: A case study at the household level. **Environmental Challenges**, v. 4, p. 100182, 1 ago. 2021.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652–659, 1 jan. 2009.

MCBRIDE, G. B. et al. Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 5282–5297, 15 set. 2013.

MILLS, F. et al. Faecal Pathogen Flows and Their Public Health Risks in Urban Environments: A Proposed Approach to Inform Sanitation Planning. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 2, 23 jan. 2018.

MINAS GERAIS. **DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH-MG Nº 65, DE 18 DE JUNHO DE 2020, Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=52040>>. Acesso em: 20 jul. 2021.

MORRIS, J. C. et al. Barriers in Implementation of Wastewater Reuse: Identifying the Way Forward in Closing the Loop. **Circular Economy and Sustainability**, 19 mar. 2021.

MOUCHEL, J.-M. et al. Bathing Activities and Microbiological River Water Quality in the Paris Area: A Long-Term Perspective. In: FLIPO, N.; LABADIE, P.; LESTEL, L. (Eds.). . **The Seine River Basin**. The Handbook of Environmental Chemistry. Cham: Springer International Publishing, 2020. v. 90p. 323–353.

NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, E. **Using Graywater and Stormwater to Enhance Local Water Supplies: An Assessment of Risks, Costs, and Benefits.** [s.l: s.n.].

NATIONAL BLUE RIBBON COMMISSION. A Guidebook for Developing and Implementing Regulations for Onsite Non-potable Water Systems. 2017.

NOBRE, A. et al. Height Above the Nearest Drainage - a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, v. 404, p. 13–29, 12 maio 2011.

NRMCC. **AUSTRALIAN GUIDELINES FOR WATER RECYCLING: MANAGING HEALTH AND ENVIRONMENTAL RISKS (PHASE1)** Natural Resource Management Ministerial Council, , 2006. Disponível em: <<https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/water-recycling-guidelines-full-21.pdf>>

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

OLIVEIRA, T. et al. Rural blackwater treatment by a full-scale Brazilian Biodigester Septic Tank: microbial indicators and pathogen removal efficiency. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1–8, 13 jan. 2021.

OLIVEIRA, T. J. J. FOSSA SÉPTICA BIODIGESTORA: LIMITAÇÕES E POTENCIALIDADES DE SUA APLICAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS FECAIS EM COMUNIDADES RURAIS. 2018.

OLIVIERI, A. W. et al. California water reuse—Past, present and future perspectives. **Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection**, v. 5, p. 65–111, 2020.

ORON, G. et al. Greywater use in Israel and worldwide: Standards and prospects. **Water Research**, v. 58, p. 92–101, 1 jul. 2014.

OTHMAN, M.; JAYASURIYA, N. **Technical research paper 7 - Water**, 2006. Disponível em: <<https://www.melbourne.vic.gov.au/SiteCollectionDocuments/ch2-water-technical-paper.pdf>>

O'TOOLE, J. et al. Advice to Risk Assessors Modeling Viral Health Risk Associated with Household Graywater. **Risk Analysis**, v. 34, n. 5, p. 797–802, 2014.

OTTOSSON, J.; STENSTRÖM, T. A. Growth and reduction of microorganisms in sediments collected from a greywater treatment system. **Letters in Applied Microbiology**, v. 36, n. 3, p. 168–172, 2003.

OUN, A. et al. Effects of Biosolids and Manure Application on Microbial Water Quality in Rural Areas in the US. **Water**, v. 6, n. 12, p. 3701–3723, dez. 2014.

PASIN, D. B. **AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCOS MICROBIOLÓGICOS (AQRM) ASSOCIADOS À E. coli EM ÁGUAS CINZA**, 2013.

PAULO, P.; GALBIATI, A.; MAGALHÃES FILHO, F. J. **CataloSan - Catálogo de Soluções Sustentáveis de Saneamento: Gestão de Efluentes Domésticos**. [s.l.: s.n.].

PAULO, P. L. et al. Ferramentas de avaliação de sustentabilidade em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados. In: **Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais**. [s.l.: s.n.].

PAVIONE, D. M. S.; BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Quantitative microbial risk assessment applied to irrigation of salad crops with waste stabilization pond effluents. **Water Science**, p. 8, 2013.

PEDRERO, F. et al. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 9, p. 1233–1241, 1 set. 2010.

PENAKALAPATI, G. et al. Exposure to Animal Feces and Human Health: A Systematic Review and Proposed Research Priorities. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 20, p. 11537–11552, 17 out. 2017.

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

PETERSEN, F.; HUBBART, J. A. Physical Factors Impacting the Survival and Occurrence of *Escherichia coli* in Secondary Habitats. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1796, jun. 2020.

PETTERSON, S. R.; ASHBOLT, N. J. QMRA and water safety management: review of application in drinking water systems. **Journal of Water and Health**, v. 14, n. 4, p. 571–589, 5 abr. 2016.

PFLUGER, S. L. M.; MASSENGALE, R.; YELDERMAN JR., J. C. **Efficacy of bacterial reduction by onsite wastewater treatment**, 2009. Disponível em: <https://www.tceq.texas.gov/assets/public/compliance/compliance_support/regulatory/ossf/EfficacyofBacterialReductionbyOnsiteWastewaterTreatments-fin.pdf>

PINEDA, G. Y. F. Gestão comunitária para abastecimento de água em áreas rurais: uma análise comparativa de experiências no Brasil e na Nicarágua. 24 jun. 2013.

PROSAB. **Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. [s.l.: s.n.].

QUEIROZ, L. M. et al. **Use of biosolids in maize cultivation in small rural farms in Northeastern Brazil: Quantitative Microbial Risk Assessment Approach**. Disponível em: </paper/Use-of-biosolids-in-maize-cultivation-in-small-in-Queiroz-Silva/2a20197ec7b28e09042b1ac3a1564d16263da996>. Acesso em: 29 jan. 2021.

RADINGOANA, M. P.; DUBE, T.; MAZVIMAVI, D. Progress in greywater reuse for home gardening: Opportunities, perceptions and challenges. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 116, p. 102853, 1 abr. 2020.

RAFAEL GASTAL PORTO. **Catalisador da Fossa Séptica Biodigestora - Adição de Esterco e Água**, 2014. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=Kky5MuUkn6s>>. Acesso em: 27 jul. 2021

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CONSEMA Nº 419 DE 13/02/2020 - Estadual - Rio Grande do Sul - LegisWeb, Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul**. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=390050>>. Acesso em: 20 jul. 2021.

ROGERS, T. W. et al. A granular activated carbon/electrochemical hybrid system for onsite treatment and reuse of blackwater. **Water Research**, v. 144, p. 553–560, 1 nov. 2018.

ROLAND, N. et al. A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 15–35, 2019.

RUPIPER, A. M.; LOGE, F. J. Identifying and overcoming barriers to onsite non-potable water reuse in California from local stakeholder perspectives. **Resources, Conservation & Recycling: X**, v. 4, p. 100018, 1 dez. 2019.

RYAN, M. O. et al. Application of quantitative microbial risk assessment for selection of microbial reduction targets for hard surface disinfectants. **American Journal of Infection Control**, v. 42, n. 11, p. 1165–1172, 1 nov. 2014.

SAHONDO, T. et al. Field testing of a household-scale onsite blackwater treatment system in South Africa. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 135469, 10 fev. 2020.

SANO, D.; HAAS, C. N.; ROSE, J. B. **A QMRA Framework for Sanitation Treatment Decisions | Global Water Pathogen Project**. Disponível em: <<https://www.waterpathogens.org/book/a-QMRA-framework-for-sanitation-treatment%20-decisions>>. Acesso em: 24 fev. 2021.

SÃO PAULO. **RESOLUÇÃO CONJUNTA SES/SMA/SSRH Nº 01 DE 28 DE JUNHO DE 2017 - Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas.**, 2017.

SAVEGNANO, L.; FERRI, R. **CARACTERIZAÇÃO DE ESGOTO ORIUNDO DE FOSSA SÉPTICA BIODIGESTORA E SEU POTENCIAL PARA APLICAÇÃO NA AGRICULTURA COMO BIOFERTILIZANTE**, 2014.

SCHOEN, M. E. et al. Comparative Human Health Risk Analysis of Coastal Community Water and Waste Service Options. **Environ. Sci. Technol.**, p. 9, 2014.

SCHOEN, M. E. et al. Risk-based enteric pathogen reduction targets for non-potable and direct potable use of roof runoff, stormwater, and greywater. **Microbial Risk Analysis**, v. 5, p. 32–43, abr. 2017.

SCHOEN, M. E.; GARLAND, J. Review of pathogen treatment reductions for onsite non-potable reuse of alternative source waters. **Microbial Risk Analysis**, Quantitative Microbial Risk Assessment of Reclaimed Water. v. 5, p. 25–31, 1 abr. 2017.

SCHOEN, M. E.; JAHNE, M. A.; GARLAND, J. A risk-based evaluation of onsite, non-potable reuse systems developed in compliance with conventional water quality measures. **Journal of Water and Health**, v. 18, n. 3, p. 331–344, 30 abr. 2020.

SEIDU, R. et al. Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: a contribution toward local guidelines. **Journal of Water and Health**, v. 6, n. 4, p. 461–471, 1 dez. 2008.

SERAFIM; DIAS. Tecnologia social e tratamento de esgoto na área rural. In: **Tecnologia social e políticas públicas**. São Paulo: Instituto Pólis, Fundação Banco do Brasil, 2013.

SFDPH. San Francisco Department of Public Health Director's Rules and Regulations for the Operation of Alternate Water Source System. San Francisco Department of Public Health. p. 33, 2017.

SHAHID IQBAL, M.; HOFSTRA, N. Modeling Escherichia coli fate and transport in the Kabul River Basin using SWAT. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, p. 1–19, 7 dez. 2018.

SHAIKH, I. N.; AHAMMED, M. M. Quantity and quality characteristics of greywater: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 261, p. 110266, 1 maio 2020.

SHARVELLE, S. et al. **Risk-Based Framework for the Development of Public Health Guidance for Decentralized Non-Potable Water Systems**, 2017a.

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

SHARVELLE, S. et al. **Risk-Based Framework for the Development of Public Health Guidance for Decentralized Non-Potable Water Systems**, 2017b.

SHI, K.-W.; WANG, C.-W.; JIANG, S. C. Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 1507–1519, set. 2018a.

SHI, K.-W.; WANG, C.-W.; JIANG, S. C. Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 1507–1519, 1 set. 2018b.

SHOUSHTARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. **Water**, v. 12, n. 4, p. 971, abr. 2020.

SIDHU, J. P. S. et al. Pathogen inactivation during passage of stormwater through a constructed reedbed and aquifer transfer, storage and recovery. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 5, p. 1190–1197, 1 set. 2010.

SILVA, A. G. DA. Proposição de técnicas e modelos de gestão para o esgotamento sanitário em áreas rurais brasileiras. 7 ago. 2017.

SILVA, E. F. DA; SILVA, V. B. C.; FREITAS, F. L. DA C. Parasitoses intestinais em crianças residentes na comunidade Ribeirinha São Francisco do Laranjal, município de Coari, Estado do Amazonas, Brasil. **Rev. patol. trop**, p. 97–101, 2012.

SILVA, W. T. L.; MARMO, C. L.; LEONEL, L. F. **Memorial descritivo: Montagem e operação da fossa séptica biodigestora.** - Portal Embrapa. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1081476/memorial-descritivo-montagem-e-operacao-da-fossa-septica-biodigestora>>. Acesso em: 29 jan. 2021.

SOARES, M. T. S. et al. **Eficiência de Fossa Séptica Biodigestora na Redução de Parâmetros Biológicos em Esgoto Originado de Água Doce ou Salobra, na Borda Oeste do Pantanal**, 2016.

SOARES, R. A. S. et al. Determinantes Socioambientais e Saúde: o Brasil Rural versus o Brasil Urbano. p. 15, 2015.

SOLLER, J. A. et al. Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination. **Water Research**, v. 44, n. 16, p. 4674–4691, set. 2010.

SOLLER, J. A.; SETO, E. Y.; OLIVIERI, A. W. **Application of microbial risk assessment techniques to estimate risk due to exposure to reclaimed waters.** WEB SITE. Disponível em: <https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/635256>. Acesso em: 24 mar. 2021.

SOUZA, A. C. et al. Perfil epidemiológico das parasitoses intestinais e avaliação dos fatores de risco em indivíduos residentes em um assentamento rural do nordeste brasileiro – doi. **Revista Conexão UEPG**, v. 12, n. 1, p. 26–37, 2016.

SOUZA, M. A. A. et al. Aspectos legais e normativos sobre o gerenciamento de água, lodo e emissões gasosas em sistemas descentralizados de coleta e tratamento de esgotos. In:

Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais. [s.l: s.n.].

STENSTRÖM, T. A. et al. **Microbial exposure and health assessments in sanitation technologies and systems.** [s.l: s.n.].

STRÖM, G. et al. Manure management and public health: Sanitary and socio-economic aspects among urban livestock-keepers in Cambodia. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 193–200, 15 abr. 2018.

TEIXEIRA, J. C. et al. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 87–96, mar. 2014.

TEIXEIRA, J. C.; GOMES, M. H. R.; SOUZA, J. A. DE. Associação entre cobertura por serviços de saneamento e indicadores epidemiológicos nos países da América Latina: estudo com dados secundários. **Rev Panam Salud Publica**, p. 7, 2012.

TENG, J. Microbial risk assessment modeling for exposure to land-applied class b biosolids. p. 126, 2012.

TONETTI, A. L. et al. TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM COMUNIDADES ISOLADAS. p. 153, 2018.

TONETTI, A. L. et al. Cost confrontation study for decentralized wastewater treatment: When to adopt a cluster or onsite system? **International Journal of Environmental Science and Technology**, 27 abr. 2021.

UHR, J. G. Z.; SCHMECHEL, M.; UHR, D. DE A. P. Relação entre saneamento básico no Brasil e saúde da população sob a ótica das internações hospitalares por doenças de veiculação hídrica. **Revista de Administração, Contabilidade e Economia da Fundace**, v. 7, n. 2, 18 mar. 2016.

UNICEF; WHO. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene I 2000-2017**, 2019. Disponível em: <<https://www.unicef.org/media/55276/file/Progress%20on%20drinking%20water,%20sanitation%20and%20hygiene%202019%20.pdf>>. Acesso em: 26 jul. 2021

UNITED NATIONS. A/RES/70/1 Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. p. 35, 2016.

UNITED NATIONS. **Climate Change and Water UN-Water Policy Brief**, 2019. Disponível em: <https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/UN_Water_Policy_Brief_Climate_Change_and_Water_web.pdf>

USEPA. **OCCURRENCE AND EXPOSURE ASSESSMENT FOR THE LONG TERM 2 ENHANCED SURFACE WATER TREATMENT RULE (LT2ESWTR)**. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=OGWDW&dirEntryID=81741>. Acesso em: 24 fev. 2021.

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

USEPA. Quantitative Microbial Risk Assessment to Estimate Illness in Freshwater Impacted by. p. 456, 2010.

USEPA. **Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report)**. Reports & Assessments. Disponível em: <<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>>. Acesso em: 29 jan. 2021.

USEPA. 2012 Guidelines for Water Reuse. p. 643, 2012.

VERGINE, P. et al. Fate of the fecal indicator *Escherichia coli* in irrigation with partially treated wastewater. **Water Research**, v. 85, p. 66–73, 15 nov. 2015.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO BRASIL. DOCUMENTO DE CONSENSO ENTRE PESQUISADORES E PRATICANTES** Wetlands Brasil, , 2018. Disponível em: <<https://gesad.ufsc.br/files/2018/12/Boletim-Wetlands-Brasil-Edi%C3%A7%C3%A3o-Especial-Dimensionamento-de-Wetlands-Constru%C3%ADdos-no-Brasil-von-Sperling-Sezerino-2018-2.pdf>>. Acesso em: 5 abr. 2021

WELLING, C. M. et al. Field testing of a household-scale onsite blackwater treatment system in Coimbatore, India. **Science of The Total Environment**, v. 713, p. 136706, 15 abr. 2020.

WESTRELL, T. et al. QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 23–30, 1 jul. 2004.

WHO. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - Volume 4**. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gsuweg4/en/>. Acesso em: 29 jan. 2021.

WHO. **Sanitation safety planning**. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/ssp-manual/en/>. Acesso em: 29 jan. 2021.

WHO. **Quantitative microbial risk assessment**. [s.l.] World Health Organization Geneva, 2016.

WHO. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene** World Health Organization, , 2017a. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp-2017/en/>. Acesso em: 29 jan. 2021

WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. [s.l.: s.n.].

WHO. **WHO methods and data sources for country-level causes of death 2000-2016** World Health Organization, , 2018. Disponível em: <http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates/en/>. Acesso em: 29 jan. 2021

WINPENNY, J. et al. Reutilización del agua en la agricultura: ¿Beneficios para todos? p. 144, 2013.

WORTHEN, W. J. **Onsite non-potable water reuse - practice guide**, 2018.

WWAP. **The United Nations world water development report, 2017: Wastewater: the untapped resource - UNESCO Digital Library**. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247153>>. Acesso em: 31 mar. 2021.

YAJIMA, A.; KUROKURA, H. Microbial risk assessment of livestock-integrated aquaculture and fish handling in Vietnam. **Fisheries Science**, v. 74, n. 5, p. 1062–1068, out. 2008.

YOU, S. et al. Treatment and Reuse of Black Water by Novel Energy-saving Shaft/Anaerobic /Anoxic/ Aerobic (S/A/A/O) System: A Novel Energy-saving Shaft/Anaerobic /Anoxic/ Aerobic (S/A/A/O) System for black water. **E3S Web of Conferences**, v. 117, p. 00009, 2019.

ZAIAT, M.; PASSIG, F. H.; FORESTI, E. Treatment of Domestic Sewage in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Biomass (HAIB) Reactor. **Environmental Technology**, v. 21, n. 10, p. 1139–1145, out. 2000.

ZANETI, R. N. et al. QMRA of SARS-CoV-2 for workers in wastewater treatment plants. **medRxiv**, p. 2020.05.28.20116277, 30 maio 2020.

ZHITENEVA, V. et al. Trends in conducting quantitative microbial risk assessments for water reuse systems: A review. **Microbial Risk Analysis**, v. 16, p. 100132, 1 dez. 2020.

APÊNDICE A – ALTURA DO LENÇOL FREÁTICO

A altura do lençol freático foi estimado a partir do modelo HAND (*Height Above the Nearest Drainage*), criado pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) e validado pelo estudo de (NOBRE et al., 2011). O modelo tem como objetivo encontrar a altura relativa a locais encontrados ao longo da rede de drenagem a partir da topografia, e assume que essa altura é correlacionada com a profundidade do lençol freático. O procedimento para geração da altura do lençol freático consistiu na entrada do modelo digital de elevação (MDE) do município de Campinas, gerado a partir da base de dados Shuttle Radar Topography Mission 1 arc-sec e obtido por meio do site do United States Geological Survey (USGS).

Em seguida, seguiu-se o passo a passo do manual (versão 0.8.1). O MDE possui algumas incoerências e buracos na topologia hidrológica. Por isso, a primeira etapa é gerar redes de fluxo, definida a partir da grade de direção de drenagem local (LDD) (Figura 24), e corrigir os buracos existentes no raster (DEMC) (Figura 25).

A segunda etapa, é encontrar o fluxo acumulado (ACC) (Figura 26). Ele é gerado pelo cálculo da área total de declive acumulada em cada pixel nas áreas de descida. Nessa etapa a camada de entrada é o LDD. Na terceira etapa, limitando-se valores para a área acumulada, encontra-se cabeceiras que iniciam o fluxo, podendo assim definir a rede de drenagem (DREN) (Figura 27). Por fim, o HAND é calculado pela associação espacial dos MDE, LDD e a rede de drenagem (Figura 28).

Figura 24 – Grade de direção de drenagem local (LDD)

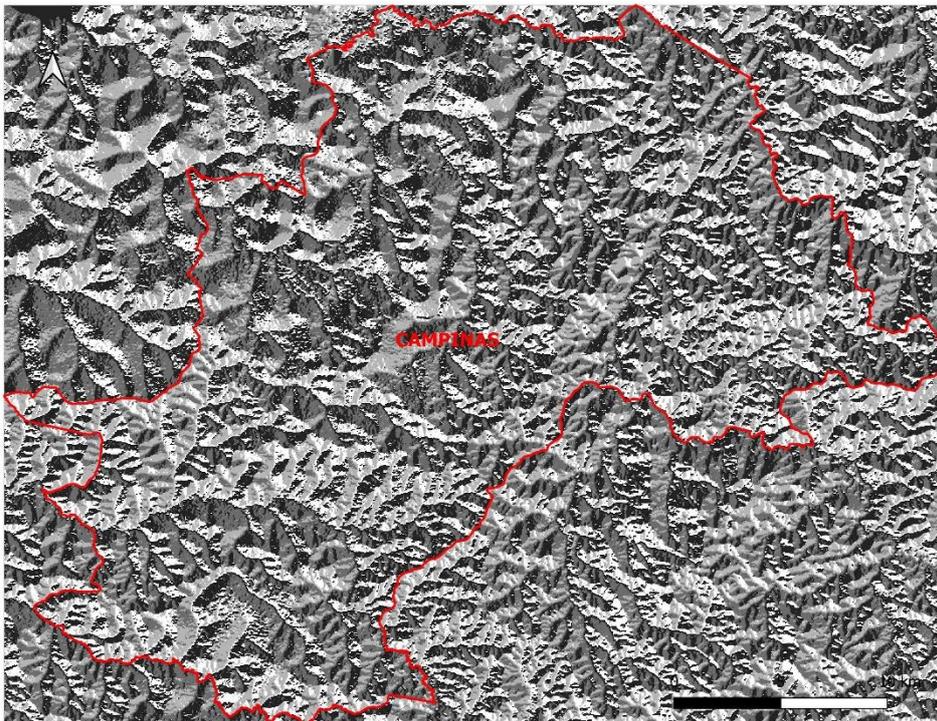


Figura 25 -Correção do modelo digital de elevação (DEMC)

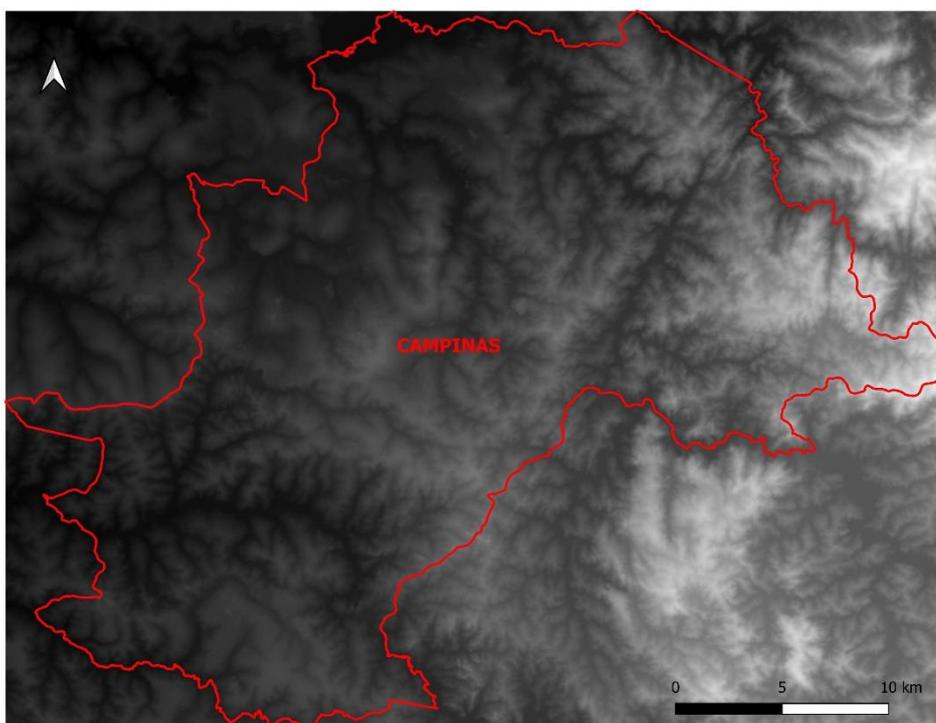


Figura 26 – Fluxo acumulada (ACC)

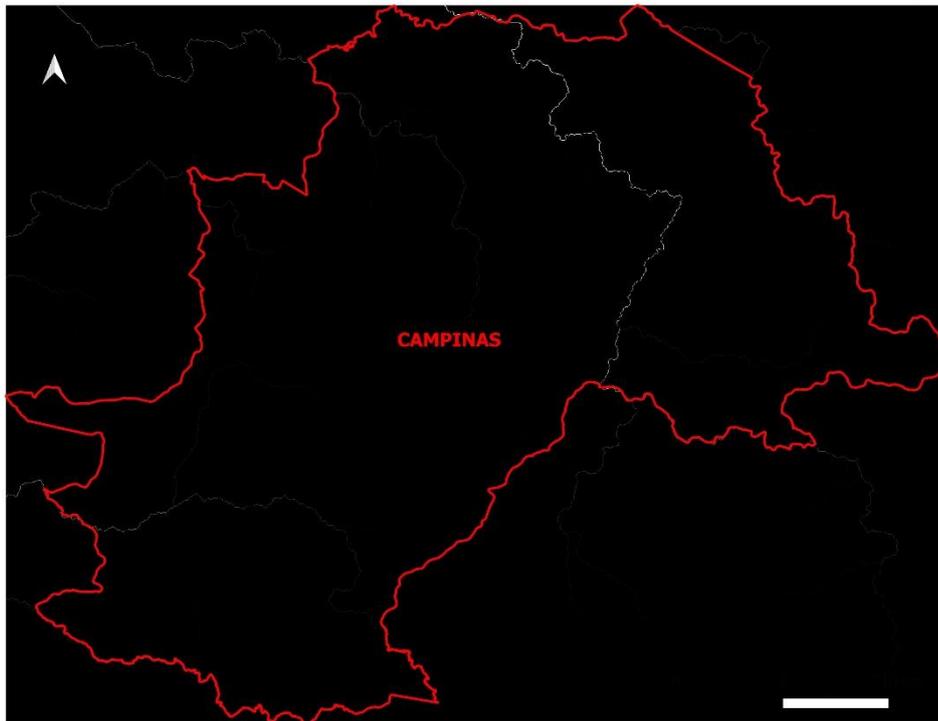


Figura 27 – Drenagem (DREN)

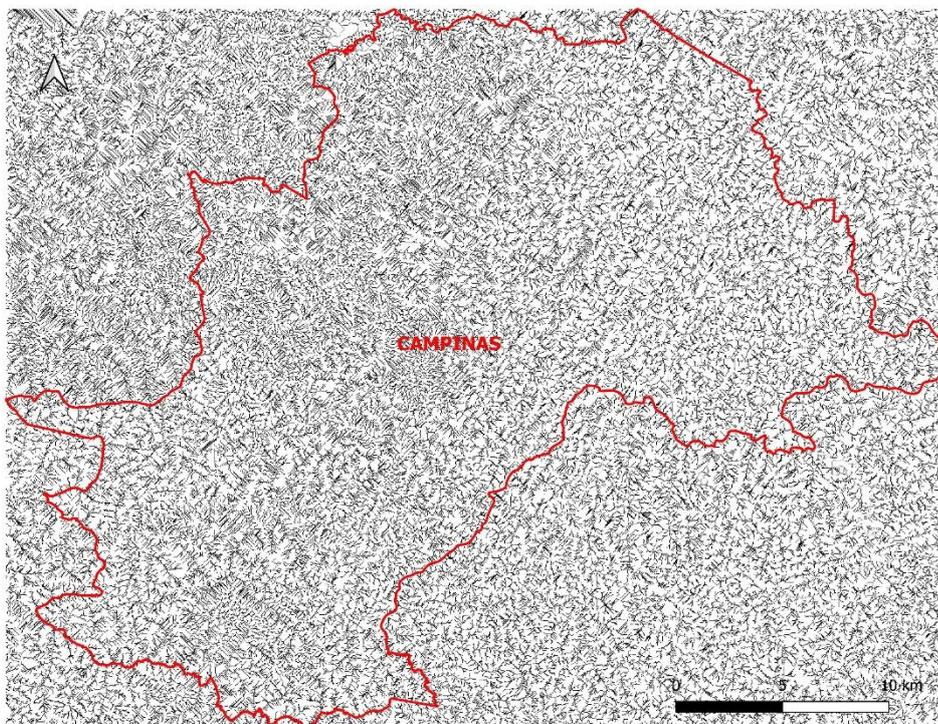
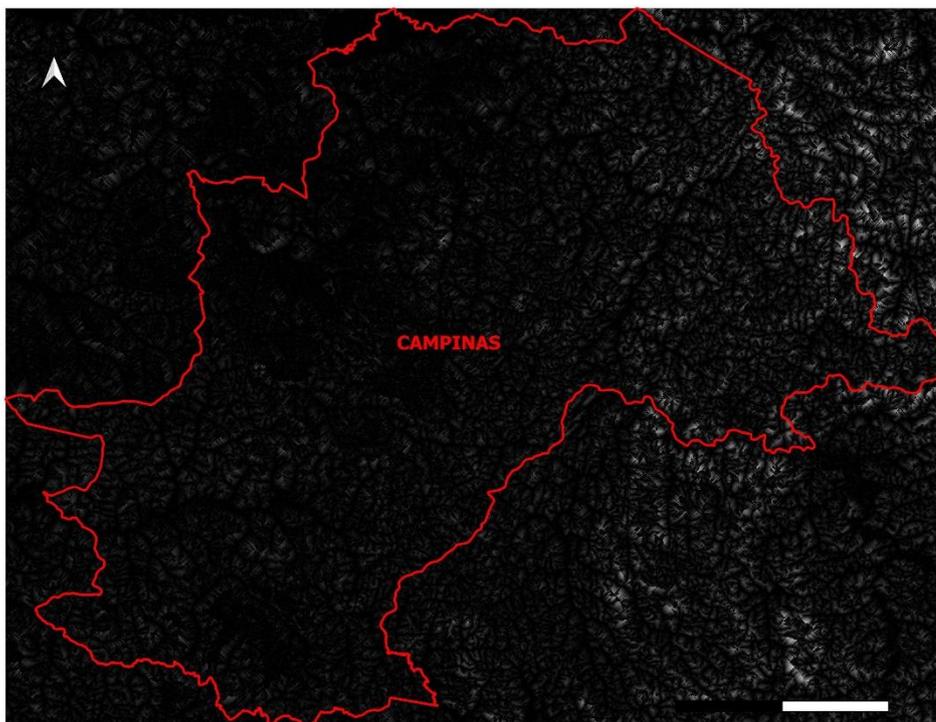


Figura 28 - Altura relativa locais encontradas ao longo da rede de drenagem (HAND)



APÊNDICE B – DESENVOLVIMENTO DO MODELO AQRM

- **Avaliação da exposição**

O volume ingerido é um parâmetro que contribui para calcular a dose por evento. Em alguns casos esse volume é estimado a partir de observações em campo e questionários, como foi o caso dos estudos apresentados no Quadro 18 .

Quadro 18 – Métodos utilizados para avaliação da exposição

Referência	Origem da água	Método utilizado para avaliação da exposição
(DE MAN et al., 2014b)	Inundação	Questionário: - Pessoas que molharam as mãos ou engoliram água após incidentes de inundação; - Volume de água engolido - Objetivo do contato - Duração da exposição - Frequência por ano
(DE MAN et al., 2014b)	Parques de respingos que usam água da chuva	Observações de campo do comportamento das pessoas: - Mãos molhadas - Rosto molhado - Estar presente a 2 m do jato de água
(ANTWI-AGYEI et al., 2016)	Reúso do esgoto	Observações de campo do comportamento das pessoas: - Eventos de contato mão-boca / rosto - Contato direto com o solo, água de irrigação ou ambos pelos pés, mãos, boca ou rosto - Equipamento de proteção - Duração de cada atividade - Higiene alimentar / lavagem das mãos Questionário: - Tempo e dias gastos em cada atividade - Disponibilidade de abastecimento de água (água potável e para lavagem das mãos) - Saneamento e práticas de higiene na fazenda

Apesar de ser relevante, a avaliação da exposição em campo é muitas vezes inviável, devido à disponibilidade de recursos para a pesquisa. No caso do presente projeto, sua condução foi realizada durante a pandemia do COVID-19, o que impossibilitou a coleta e observação de informações em campo. Para contornar esse problema, a aplicação da AQRM pode ser também

conduzida por meio de pesquisa na literatura. O Quadro 19 apresenta estudos que anteriormente reportaram volumes ingeridos. Em cada caso, anotou-se o volume ingerido encontrado por cada autor, bem como seu respectivo uso e água considerados.

Quadro 19 – Volumes ingeridos assumidos pela literatura

Referência	Origem da água	Uso	Volume ingerido
(USEPA, 2010)	Água de recreação	Ingestão durante a atividade de natação (adultos)	16 mL
		Ingestão durante a atividade de natação (crianças)	37 mL
(LE-THI et al., 2017)	Reúso de esgoto	Ingestão acidental do efluente	1 mL
(ZANETI et al., 2020)	Reúso de esgoto	Ingestão acidental do efluente – trabalhadores de estações	1 mL
(AGULLÓ-BARCELÓ; CASAS-MANGAS; LUCENA, 2012)	Reúso de esgoto	Ingestão da água	0,01-0,2 L
(SANO; HAAS; ROSE, 2019)	Reúso de esgoto	Ingestão da água durante a aplicação na agricultura por spray	1 mL
(KOUAMÉ et al., 2017)	Reúso de esgoto	Ingestão da água durante as atividades da fazenda	10 mL
(SEIDU et al., 2008)	Reúso de esgoto	Ingestão de água residuária na irrigação	1-5 mL
(FUHRMANN et al., 2016)	Água de inundação	Ingestão acidental	10-30 mL
	Água do canal contaminado	Ingestão acidental – trabalhadores de saneamento	1-5 mL
	Reúso de esgoto	Ingestão acidental –fazendeiros	10-50mL
	Área da comunidade contaminado por esgoto	Ingestão acidental –crianças brincando	1-5mL
	Água de recreação	Ingestão acidental	20-50mL

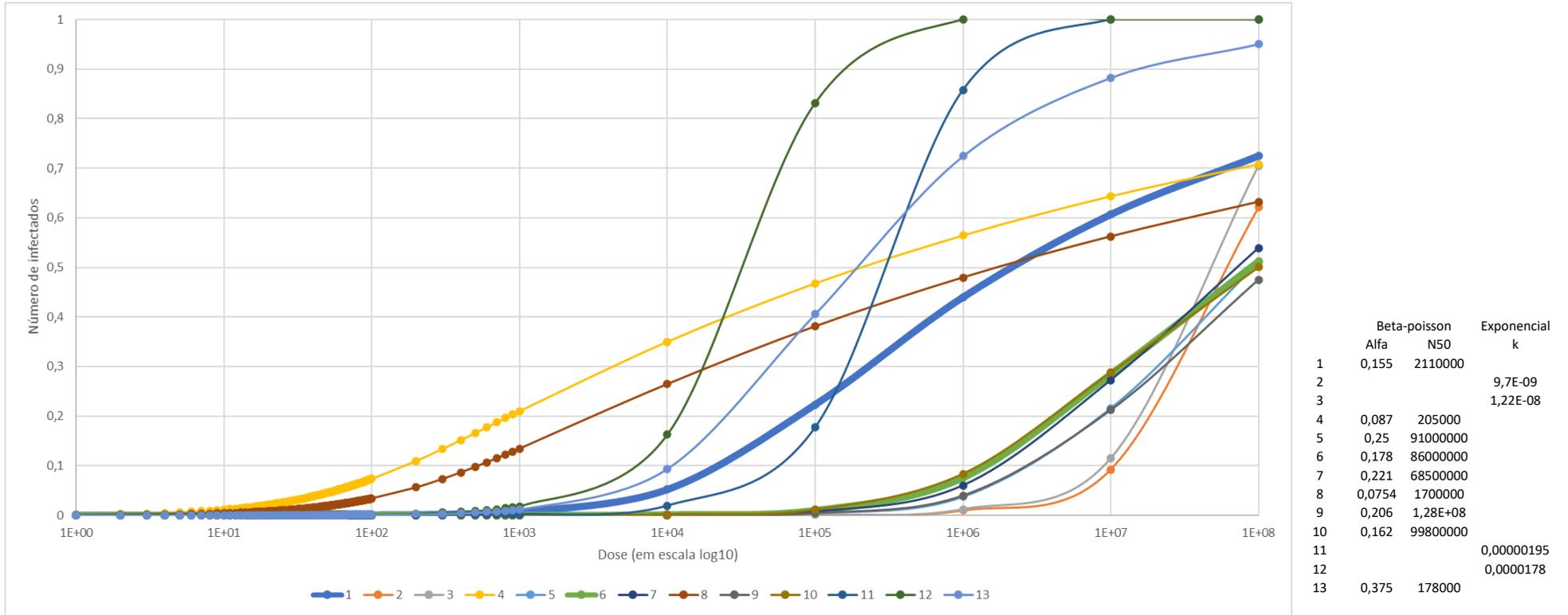
(AN et al., 2007)	Reúso de esgoto	Ingestão acidental durante manutenção cultura de arroz	1 mL
(SCHOEN et al., 2017)	Reúso de água de chuva, água cinza	Irrigação irrestrita e supressão de poeira	1 mL
(NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, 2015; NRMCC, 2006)	Água cinza e água da chuva	Ingestão de spray aerossol de rega típica	0,1 mL
		Ingestão após contato com plantas / grama	1 mL
(HAMILTON et al., 2017)	Água da chuva	Irrigação do jardim com mangueira	$2 \cdot 10^{-6}$ – 1,1 mL
(AHMED; GARDNER; TOZE, 2011)	Água da chuva	Ingestão do aerossol via mangueira	0,019 mL
		Ingestão de líquido via mangueira	1 mL
(MARA et al., 2007)	Água residuária	Ingestão de solo irrigada (exposição 100 d)	1-10 mg/d
		Ingestão de solo irrigada (exposição 150-300 d)	10-100 mg/d
(USEPA, 2011)		Ingestão do solo – adultos	20 mg/d
		Ingestão da poeira - adultos	30 mg/d
		Ingestão do solo – crianças (6 a 21 anos)	50 mg/d
		Ingestão da poeira - adultos(6 a 21 anos)	60 mg/d
(HAAS; ROSE; GERBA, 2014)		Ingestão do solo (>6 anos)	100 mg/d
		Ingestão do solo (<6 anos)	200 mg/d
(SEIDU et al., 2008)		Ingestão do solo	10-100 mg/d
(WESTRELL et al., 2004)		Criança brincando no armazenamento de lodo	1000 mg

- **Avaliação do efeito à saúde**

A escolha do modelo dose-resposta é essencial para ajustar a acurácia dos dados nas etapas subsequentes. Esses modelos são construídos baseados em testes clínicos e investigações de surtos (WHO, 2016). Em geral, os modelos comumente utilizados são: beta-poisson (com parâmetro α e β) e o exponencial (com parâmetro k) (ENGER, 2015). Eles são baseados na teoria de que cada organismo age de forma independente e de que apenas um deles é suficiente para causar uma infecção (HAAS; ROSE; GERBA, 2014).

A curva do modelo dose-resposta é construída ajustando-se os parâmetros às doses administradas e as respectivas respostas dos indivíduos nos tratamentos clínicos. No entanto, em muito estudos reportados na literatura há um baixo número de amostra, o que resulta em menor confiabilidade nos modelos que os caracterizam (ENGER, 2015). Por isso, existe uma incerteza nos dados e algumas condições são adotadas para produzir um ajuste aceitável (WHO, 2016). (ENGER, 2015) resumiu os modelos presentes na literatura para *E. Coli* e é apresentado na Figura 29.

Figura 29 – Dose-resposta dos dados reportados na literatura. Curvas 1 e 6 destacadas pela ampla utilização da literatura.



Fonte: Adaptado de (ENGER, 2015)

Em geral, a escolha de um modelo dose-resposta depende dos seguintes fatores (WHO, 2016; ZHITENEVA et al., 2020):

- Cepa do patógeno;
- Rota de exposição;
- Subconjunto da população considerada, como por exemplo populações vulneráveis;
- Existe um modelo universalmente aceito;
- O modelo considera baixas doses;
- A agregação afeta a concentração do patógeno;
- A unidade para caracterização da concentração é a mesma da utilizada no modelo dose-resposta.

A seguir são apresentados alguns estudos encontrados para o uso do indicador E.Coli, com seus respectivos riscos e modelos dose-resposta.

Referência	Risco de interesse	Dose-resposta
(AN et al., 2007)	Risco ocupacional associado com reuso de água em arrozais	Modelo beta-Poisson, baseado em Haas et al., (1999). Parâmetros: $\alpha = 0.1778$, $N_{50} = 8.60 \times 10^7$)
(CHOI et al., 2016)	Irrigação de esgoto tratado nas fazendas	Modelo beta-Poisson, baseado em Haas et al., (1999). Parâmetros: $\alpha = 0.1778$, $N_{50} = 8.60 \times 10^7$)
(SHI; WANG; JIANG, 2018b)	Riscos associados com reuso de água cinza	Modelo beta-Poisson, baseado em Dupont et al., (1971). Parâmetros: $\alpha = 0.155$, $N_{50} = 2.1 \times 10^6$)
(GIRARDI et al., 2019)	Risco associado com uso de águas recreacionais	Modelo beta-Poisson, baseado em Dupont et al., (1971). Parâmetros: $\alpha = 0.155$, $N_{50} = 2.1 \times 10^6$)

(PASIN, 2013)	Riscos associados com reúso de água cinza	Modelo beta-Poisson, baseado em Dupont et al., (1971). Parâmetros: $\alpha = 0.155$, $N_{50} = 2.1 \times 10^6$
---------------	---	--

Existem duas curvas utilizadas mais amplamente na literatura para representar a E.Coli, o primeiro utilizado por Haas et.al. (1999) e o outro por DuPont et.al. (1971) (na Figura 29 essas curvas correspondem ao número 1 e ao número 6, respectivamente). A primeira dessas foi construída para o patógeno EIEC 1624 e a segunda, para o ETEC 214-4. Dentre as maneiras possíveis para escolher um modelo, uma das formas é por meio de recomendações de guias ou como é o caso do site qmrawiki (ZHITENEVA et al., 2020), ou por conjuntos de dados confiáveis e mais assertivos. De acordo com (ENGER, 2015) o melhor conjunto de dados produzidos, com a resposta sendo infecção, é de (DUPONT et al., 1971). O experimento avaliou três níveis de doses (10^4 , 10^6 e 10^8 células do patógeno), cuja rota foi oral (o patógeno enteroinvasiva - EIEC 1624 foi misturado com leite).

APÊNDICE C – RESULTADOS DO MODELO AQRM

C1	Pinf	Pinf,anual	Pill	Pill_anual	Casos por ano	DALY (um evento)	DALY (pppa)	Dose (F)
Quantile (0,25)	0,0086302 6	0,10008700 5	0,00310188 5	0,0358709 3	4,878446 3	0,00033 5	0,0038782 2	1402,544 1
Quantile (0,50)	0,0171127 5	0,18942161 4	0,00642396 3	0,0707955 9	9,628199 6	0,00069 5	0,0076541 2	2872,638 2
Quantile (0,75)	0,0281031 6	0,29306622 9	0,01104735 7	0,1147747 8	15,60936 9	0,00119 4	0,0124089 7	4923,676 2
Quantile (0,95)	0,0472282 3	0,44490835 3	0,02062407 6	0,1987215 2	27,02612 7	0,00223 7	0,0214849 4	8933,395 2
Média	0,0197570 8	0,20493151 3	0,00791363 3	0,0820816	11,16309 7	0,00085 6	0,0088743 2	3494,372 4
Casos<=1e-4		28						
Casos<=1e-6							1	

C2	Pinf	Pinf,anual	Pill	Pill_anual	Casos por ano	DALY (um evento)	DALY (pppa)	Dose (F)
Quantile (0,25)	0,0001098	0,00133507 9	4,02E-05	0,0004886 3	0,066453 5	4,35E-06	5,28E-05	17,28190 8
Quantile (0,50)	0,0003345	0,00406210 4	0,00012611 7	0,0015321 3	0,208369 7	1,36E-05	0,0001656 5	52,69192 6
Quantile (0,75)	0,0008059	0,00976113 6	0,00031039 4	0,0037621 3	0,511650 2	3,36E-05	0,0004067 5	127,1742 9
Quantile (0,95)	0,0019111 6	0,02300598 3	0,00079014 9	0,0095132 9	1,293808	8,54E-05	0,0010285 4	302,8366 9
Média	0,0005678 9	0,00686042 3	0,00022713 1	0,0027437 7	0,373152 2	2,46E-05	0,0002966 4	89,77364 2
Casos<=1e-4		268						
Casos<=1e-6	0,0001098	0,00133507 9	4,02E-05	0,0004886 3	0,066453 5	4,35E-06	5,28E-05	17,28190 8

C3	Pinf	Pinf,anual	Pill	Pill_anual	Casos por ano	DALY (um evento)	DALY (pppa)	Dose (F)
Quantile (0,25)	1,33E-06	1,62E-05	4,85E-07	5,90E-06	0,0004782	5,25E-08	6,38E-07	0,2090523
Quantile (0,50)	2,63E-06	3,20E-05	9,77E-07	1,19E-05	0,000963	1,06E-07	1,29E-06	0,4133612
Quantile (0,75)	4,39E-06	5,34E-05	1,71E-06	2,08E-05	0,0016836	1,85E-07	2,25E-06	0,690355
Quantile (0,95)	7,13E-06	8,68E-05	3,13E-06	3,81E-05	0,003089	3,39E-07	4,12E-06	1,122387
Média	3,03E-06	3,69E-05	1,21E-06	1,48E-05	0,0011963	1,31E-07	1,60E-06	0,4773871
Casos<=1e-4		9839						
Casos<=1e-6							3932	

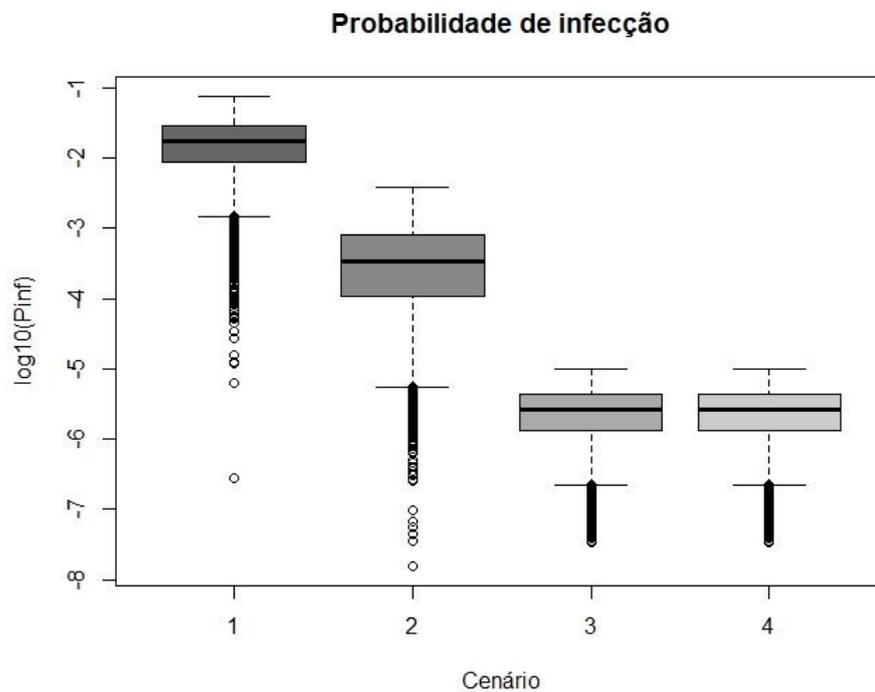
C4	Pinf	Pinf,anual	Pill	Pill_anual	Casos por ano	DALY (um evento)	DALY (pppa)	Dose (F)
Quantile (0,25)	9,68E-07	1,18E-05	3,50E-07	4,26E-06	0,0020277	3,79E-08	4,61E-07	0,1523642
Quantile (0,50)	1,88E-06	2,29E-05	6,85E-07	8,33E-06	0,0039651	7,40E-08	9,01E-07	0,2954988
Quantile (0,75)	2,84E-06	3,45E-05	1,09E-06	1,33E-05	0,0063368	1,18E-07	1,44E-06	0,4464284

Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa

Quantile (0,95)	3,59E-06	4,37E-05	1,71E-06	2,08E-05	0,0099125	1,85E-07	2,25E-06	0,564503
Média	1,89E-06	2,30E-05	7,59E-07	9,23E-06	0,0043933	8,20E-08	9,98E-07	0,2979958
Casos<=1e-4		1,00E+04						
Casos<=1e-6							5,55E+03	

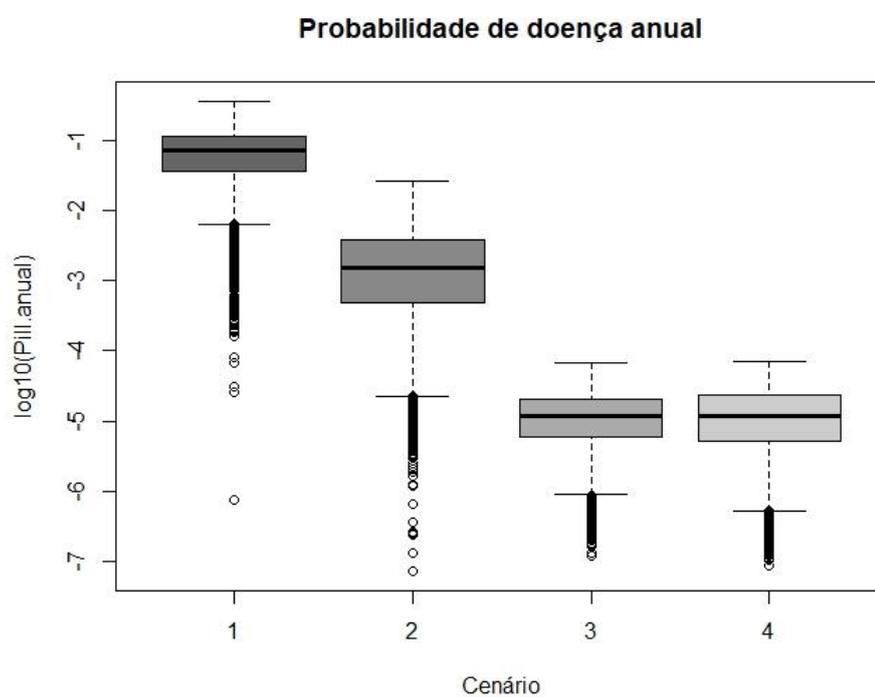
Média	Pinf	Pinf,anual	Pill	Pill_anual	Casos por ano	DALY (um evento)	DALY (pppa)	Dose (F)
C1	0,01975708	0,204931513	0,007913633	0,0820816	11,163097	0,000856	0,00887432	3494,3724
C2	0,00056789	0,006860423	0,000227131	0,00274377	0,3731522	2,46E-05	0,00029664	89,773642
C3	3,03E-06	3,69E-05	1,21E-06	1,48E-05	1,20E-03	1,31E-07	1,60E-06	4,77E-01
C4	1,89E-06	2,30E-05	7,59E-07	9,23E-06	4,39E-03	8,20E-08	9,98E-07	2,98E-01
Total					11,541839	0,00088	0,00917356	

A Figura 30 apresenta o risco de infecção para um evento calculado a partir do modelo Beta-Poisson. Para os cenários C1, C2, C3 e C4, a média do risco de infecção por evento é de $1,9 \cdot 10^{-2}$, $5,7 \cdot 10^{-4}$, $3,03 \cdot 10^{-6}$ e $1,89 \cdot 10^{-6}$, respectivamente. Conforme explicado na seção relativa à metodologia, estes valores são utilizados como entrada para o cálculo do risco de infecção anual, os quais podem ser comparados com valores de referência difundidos na literatura.

Figura 30 – Risco de infecção do cenário C1, C2, C3 e C4

No que diz respeito ao risco de doença anual (Figura 31), a média para os cenários C1, C2, C3 e C4 é de $8,2 \cdot 10^{-2}$, $2,7 \cdot 10^{-3}$, $1,5 \cdot 10^{-5}$ e $9,2 \cdot 10^{-6}$, respectivamente. Ainda que a inclusão desses valores tenha sido feita nesse trabalho, comumente a literatura utiliza esse parametro apenas para o calculo da carga da doença.

Figura 31 - Risco de doença anual dos cenários C1, C2, C3 e C4



APÊNDICE D – CÓDIGOS DO R

A seguir são apresentados os códigos utilizados para modelar os cenários da AQRM.

- **Cenário 1**

```
*** Inputs**  
  
##E.Coli - indicador  
  
set.seed(1)  
  
n <- 10000  
  
c1 <- runif(n, 2.3*10^5, 7.5*10^5) #CFU/g Iqbal, Hofstra (2019)  
  
#c <- runif(n, 1.2*10^3, 5.2*10^5)  
  
d1 <- runif(n, 0.998, 1.022)  
  
# d <- plnorm(n, 3.08, 1.49) #EPA (2015)  
  
v1 <- runif(n, 2*10^-6, 1)  
  
dil1 <- 0.09  
  
Ai1 <- runif(n, 0.097, 0.28)  
  
P1 <- runif(n, 0.67, 1)  
  
f <- 1/30  
  
Pinf_ill <- runif(n, 0.2, 0.6)  
  
***Parameters for E. coli ***  
  
alfa <- 0.155  
  
N50 <- 2.11*10^6  
  
DALYS <- 0.108115838
```

```

*** Monte Carlo **

F=c1*v1*d1*dil1*Ai1*P1

Pinf= 1 - (1+F*(2^(1/alfa)-1)/N50)^(-alfa)

Pinf.anual = 1-(1-Pinf)^(365*f)

Pill.anual= Pinf_ill*Pinf.anual

D=DALYS * Pill.anual

Pill = Pinf*Pinf_ill

D_dose=DALYS*Pill

### casos

Pop_1 <- 136

Casos <- Pop_1 * Pill.anual

####sensibilidade

cor(Pinf.anual, c1, method='spearman')

cor(Pinf.anual, v1, method='spearman')

cor(Pinf.anual, d1, method='spearman')

cor(Pinf.anual, Ai1, method='spearman')

cor(Pinf.anual, P1, method='spearman')

cor(D, c1, method='spearman')

cor(D, v1, method='spearman')

cor(D, d1, method='spearman')

cor(D, Ai1, method='spearman')

cor(D, P1, method='spearman')

cor(D, Pinf_ill, method='spearman')

```

- **Cenário 2**

```

*** Inputs**

set.seed(1)

n <- 10000

c2 <- runif(n, 3.1*10^3, 6.9*10^4)

v2 <- runif(n, 2*10^-6,1)

r2 <- runif(n, 0.01, 0.99)

alfa <- 0.155

N50 <- 2.11*10^6

f <- 1/30

DALYS <- 0.108115838

Pinf_ill <- runif(n,0.2,0.6)

*** Monte Carlo **

F=c2*v2*r2/100

Pinf = 1 - (1+F*(2^(1/alfa)-1)/N50)^(-alfa)

Pinf.anual = 1-(1-Pinf)^(365*f)

Pill.anual= Pinf_ill*Pinf.anual

D=DALYS * Pill.anual

Pill = Pinf*Pinf_ill

D_dose=DALYS*Pill

#### casos

Pop_2 <- 136

Casos <- Pop_2 * Pill.anual

```

```
####sensibilidade

cor(Pinf.anual, c2, method='spearman')

cor(Pinf.anual, v2, method='spearman')

cor(Pinf.anual, r2, method='spearman')

cor(D, c2, method='spearman')

cor(D, v2, method='spearman')

cor(D, r2, method='spearman')

cor(D, Pinf_ill, method='spearman')
```

- **Cenário 3**

```
*** Inputs**

set.seed(1)

n <- 10000

c3 <- runif(n, 7.1, 8.3) #E.coli/g

#c <- runif(n, 3.1*10^3, 6.9*10^4)

v3 <- runif(n, 50/1000, 200/1000) #g/exposição

r3 <- runif(n, 0.01, 0.99)

alfa <- 0.155

N50 <- 2.11*10^6

f <- 1/30

DALYS <- 0.108115838

Pinf_ill <- runif(n,0.2,0.6)
```

```

*** Monte Carlo **

F=c3*v3*r3

Pinf = 1 - (1+F*(2^(1/alfa)-1)/N50)^(-alfa)

Pill = Pinf*Pinf_ill

Pinf.anual = 1-(1-Pinf)^(365*f)

Pill.anual= Pinf_ill*Pinf.anual

D=DALYS * Pill.anual

Pill = Pinf*Pinf_ill

D_dose=DALYS*Pill

#### casos

Pop_3 <- 81

Casos <- Pop_3 * Pill.anual

####sensibilidade

cor(Pinf.anual, c3, method='spearman')

cor(Pinf.anual, v3, method='spearman')

cor(Pinf.anual, r3, method='spearman')

cor(D, c3, method='spearman')

cor(D, v3, method='spearman')

cor(D, r3, method='spearman')

cor(D, Pinf_ill, method='spearman')

```

- **Cenário 4**

```

*** Inputs**

set.seed(1)

n <- 10000

r4 <- runif(n, 0.01, 0.99)

alfa <- 0.155

N50 <- 2.11*10^6

f <- 1/30

DALYS <- 0.108115838

Pinf_ill <- runif(n,0.2,0.6)

#pathogen concentration (Figueiredo, 2019)

C4<- runif(n, 7.1, 8.3) #E.coli/g

#transfer coefficient from soil to fomite (l* fomite???1)

kb_f<-0.5

#pathogen decay on fomite (d-1) (Harder 2016)

df<-0

#pathogen decay time on fomite (d) (Harder 2016)

tf<-0

#fomite pathogen concentration (pathogen fomite???1) (Harder 2016)

Cf<- C4*kb_f*10^(-df*tf)

#transfer rate from fomite to receptor (fomite contacts) (Harder 2016)

rf<- 1

#fraction of pathogens transferrers from fomite to hand (Harder 2016)

```

```
#fraction of pathogens transferred from hand to mouth (Harder 2016)
```

```
fh_m <- 0.36
```

```
#dose exposure per event (pathogens) (Harder 2016)
```

```
F<- Cf*rf*ff_h*fh_m*r4
```

```
*** Monte Carlo **
```

```
Pinf = 1 - (1+F*(2^(1/alfa)-1)/N50)^(-alfa)
```

```
Pinf.anual = 1-(1-Pinf)^(365*f)
```

```
Pill.anual= Pinf_ill*Pinf.anual
```

```
D=DALYS * Pill.anual
```

```
Pill = Pinf*Pinf_ill
```

```
D_dose=DALYS*Pill
```

```
### casos
```

```
Pop_4 <- 476
```

```
Casos <- Pop_4 * Pill.anual
```

```
####sensibilidade
```

```
cor(Pinf.anual, r4, method='spearman')
```

```
cor(Pinf.anual, C4, method='spearman')
```

```
cor(D,r4, method='spearman')
```

```
cor(D, C4, method='spearman')
```

```
cor(D, Pinf_ill, method='spearman')
```

- **Cenário 5 (simulação da inviabilidade)**

```
#distancia entre FSB e corpo hídrico (m)

d<- runif(n, 4, 400)

#tempo chuvoso

P_rain <- 109 #média mm/mês Código da Estação:02347003 (ANA)

#diluição da fonte até o corpo hídrico.Fonte: McBride et.al. 2013

dil<- 0.033

#parametros do modelo

n <- 10000

r <- runif(n, 0.01, 0.99)

alfa <- 0.155

N50 <- 2.11*10^6

f <- 1

DALYS <- 0.108115838

Pinf_ill <- runif(n,0.2,0.6)

c <- runif(n, 7.1, 8.3) #E.coli/g

v <- runif(n, 16, 37) #mL. Fonte: USEPA (2010)

#densidade para converter a concentração em g para volume

d<-1.4

#concentracao do patógeno na água superficial

F<- c*v*dil*r
```

7

```
#formulas monte carlo  
  
Pinf = 1 - (1+De*(2^(1/alfa)-1)/N50)^(-alfa)  
  
Pinf.anual = 1-(1-Pinf)^(365*f)  
  
Pill.anual= Pinf_ill*Pinf.anual  
  
D=DALYS * Pill.anual  
  
Pill = Pinf*Pinf_ill  
  
D_dose=DALYS*Pill
```

- **Cenário 6 (simulação da inviabilidade)**

```

#distancia entre FSB e poço de captação de água (m). Fonte: ABNT, 1993

d<- 15

#local de aplicação até o lençol freático (m). Fonte: Autor

p<- runif(n, 0, 53)

#condutividade hidráulica média na zona insaturada na de solo latossolo (m/s). Fonte: Marques (2016)

ch_i <- 4*10^-6

#condutividade hidráulica média na zona saturada na aquifero bauru (m/s) Fonte: Marques (2016)

ch_s <- 7.12*10^-5

#tempo de detenção hidráulica do FSB e poço de captação de água em zona saturada (d). Fonte: Marques (2016)

TDH_i<- (p)/(ch_i)/(24*60*60)

#tempo de detenção hidráulica do FSB e poço de captação de água em zona saturada (d). Fonte: Marques (2016)

TDH_s<- d/(ch_s)/(24*60*60)

#taxa de decaimento para E.Coli em água subterrânea (dias para um log reduction). Fonte: Sidhu et.al. 2010

T90_s<- 0.1

#taxa de decaimento para E.Coli em solo (dias para um log reduction) . Fonte: Sidhu et.al. 2010

T90_i<- 0.1

#inativação na água subterrânea (log reduction)

ina<- TDH_s/T90_s+TDH_i/T90_i

```

```
#parametros do modelo

n <- 10000

r <- runif(n, 0.01, 0.99)

alfa <- 0.155

N50 <- 2.11*10^6

f <- 1

DALYS <- 0.108115838

Pinf_ill <- runif(n,0.2,0.6)

c <- runif(n, 7.1, 8.3) #E.coli/g

v <- 927 #mL

#densidade para converter a concentração em g para volume

d<-1.4

#concentracao do patógeno na água do poço subterranea

F<- c*v*d/(10^(ina))

#formulas monte carlo

Pinf = 1 - (1+De*(2^(1/alfa)-1)/N50)^(-alfa)

Pinf.anual = 1-(1-Pinf)^(365*f)

Pill.anual= Pinf_ill*Pinf.anual

D=DALYS * Pill.anual

Pill = Pinf*Pinf_ill

D_dose=DALYS*Pill
```

- **AQRM Reversa**

```
*** Inputs**  
  
set.seed(1)  
  
n <- 10000  
  
val <- rep(NA, 1000)  
  
for(j in 1:1000){  
  print(j)  
  
  v <- runif(n, 2*10^-6,1)  
  
  r <- runif(n, 0.01, 0.99)  
  
  alfa <- 0.155  
  
  N50 <- 2.11*10^6  
  
  f <- 1/30  
  
  DALYS <- 0.0455  
  
  c <- seq(100, 600, 1)  
  
  res <- sapply(c, function(i){  
  
    *** Monte Carlo **  
  
    F=i*v*r/100  
  
    Pinf = 1 - (1+F*(2^(1/alfa)-1)/N50)^(-alfa)  
  
    Pinf.anual = 1-(1-Pinf)^(365*f)  
  
    D=DALYS * Pinf.anual
```

```
    return(all(Pinf.anual <= 1e-4))  
  
  })  
  
  val[j] <- c[max(which(res))]  
}  
  
print(log10(c[max(which(res))]))  
  
print(log10(1.32*10^6)-log10(c[max(which(res))]))
```