

revista

DAE

• Distribuição gratuita


sabesp

220

Volume 67
novembro 2019
ISSN 0101-6040



EDIÇÃO ESPECIAL SANEAMENTO RURAL
Contribuição para a universalização do saneamento

A Revista DAE é classificada pelo QUALI/CAPES e está adicionada/indexada nas seguintes bases:



editorial

O editorial desta edição foi escrito pelos professores Adriano Luiz Tonetti, Sonaly Resende e Isabel Campos Sales Figueiredo, nossos editores associados, aos quais agradecemos muito a colaboração e parceria na preparação desta edição.

Desejamos a todos uma boa leitura!



Eng^a Cristina Knorich Zuffo

EDITORA-CHEFE

O rural brasileiro é um território amplo e preenchido por variadas populações com identidades peculiares, onde é aplicada uma ampla gama de soluções para o saneamento, especialmente no tocante ao tratamento de efluentes.

Normalmente, os sistemas de tratamento e disposição final de esgoto são construídos pelos próprios moradores dessas localidades, segundo seus próprios recursos, usando as poucas informações disponíveis sobre o tema, técnicas e conhecimentos tradicionais e uma boa dose de criatividade. São adotadas tecnologias distintas, as quais podem ser adequadas ou possuir diversos níveis de precariedade.

Informações recentes da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) revelam que, em 2017, cerca de 51% dos domicílios rurais ainda eram conectados a fossas rudimentares ou dispunham seus esgotos em valas, rios, lagos e mar, e 10% desses domicílios não possuíam nem sequer um banheiro. Mesmo que esse levantamento possua uma capacidade limitada de repercutir informações sobre áreas rurais, os dados soam alarmantes.

As áreas rurais e/ou descentralizadas apresentam especificidades que as diferenciam consideravelmente dos núcleos urbanos, requerendo outra abordagem para a construção, operação e gestão dos sistemas implantados. Dessa forma, o conhecimento da realidade onde serão aplicadas as tecnologias e a busca de novas formas de trabalhar são fundamentais na busca de soluções viáveis para o contexto rural.

Assim, é extremamente oportuna esta edição da Revista DAE, dedicada exclusivamente ao tema. Nela, diferentes grupos de pesquisa instalados em nossas universidades expõem os trabalhos realizados e implementados em situação real, em comunidades rurais e descentralizadas de todo o Brasil.

Certamente, esta edição será marcante e poderá trazer para esse campo da engenharia sanitária outros atores centrados na busca de melhores condições, não apenas ambientais, mas também sociais.

Adriano Luiz Tonetti (FEC/Unicamp), Sonaly Resende (DESA/UFMG) e Isabel Campos Salles Figueiredo (FEC/Unicamp)

EDITORES ASSOCIADOS DA EDIÇÃO DE SANEAMENTO RURAL

Nº 220

edição especial de novembro 2019

Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e meio ambiente.

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007.

Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)

Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T

Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e
Inovação Tecnológica – TX

Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000

São Paulo – SP – Brasil

Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editores

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Científica

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

Editores Associados

Adriano Luiz Tonetti, Sonaly Rezende e Isabel Campos Salles Figueiredo

Conselho Editorial

Prof. Dr. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP), Prof. Dr. Cleverson Vitório Andreoli (Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP), Prof. Dr. Dib Gebara (Universidade Estadual Paulista – Unesp), Prof.

Dr. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Dr. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Dr. Wanderley S. Paganini (Faculdade de saúde Pública da USP), Prof^ª. Dr^ª. Emilia Wanda Rutkowiski (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Dr. Marcos Tadeu (USP), Prof^ª. Dr^ª. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Prof^ª. Dr^ª. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Idiomas

Serão aceitos artigos escritos em português e inglês

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

Capa

Crédito da imagem: Fotógrafa Bióloga Isabel Campos Salles Figueiredo
Trabalho de campo

ISSN 0101-6040

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.

Veja a revista eletrônica na internet:

<http://www.revistadae.com.br>





Capa Crédito da imagem: Fotógrafa Bióloga Isabel Campos Salles Figueiredo - Trabalho de campo

nesta edição

6

MATÉRIA JORNALÍSTICA

Saneamento rural: desafio que exige novas soluções

15

ARTIGOS TÉCNICOS

A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico

Rurality as a conditioner of basic sanitation solutions

36

Saneamento rural no planejamento municipal: lições a partir do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)

Rural sanitation in the municipal planning: lessons from the Rural Sanitation National Program

Saneamento básico em contextos de agricultura familiar

Water supply and sanitation in a family farming context

52

Evidenciando experiências positivas em saneamento básico: visões do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)

Highlighting positive experiences in basic sanitation: visions from the Rural Sanitation National Program

69

Fossa absorvente ou rudimentar aplicada ao saneamento rural: solução adequada ou alternativa precária?

Cesspool pit in rural sanitation: appropriate solution or precarious alternative?

87

Fossa Séptica Biodigestora: avaliação crítica da eficiência da tecnologia, da necessidade da adição de esterco e dos potenciais riscos à saúde pública

Biodigester Septic Tank: critical assessment of technology efficiency, the need to use manure and potential risks to public health

100

Bacia de Evapotranspiração (BET): uma forma segura e ecológica de tratar o esgoto de vaso sanitário

Evapotranspiration toilet: a safe and sustainable treatment for black water

128

Vermifiltração: o uso de minhocas como uma nova alternativa para o tratamento de esgoto

Vermifiltration: The use of earthworms as a new alternative for sewage treatment

141

Águas cinzas em domicílios rurais: separação na fonte, tratamento e caracterização

Gray water in rural households: source separation, treatment and characterization

157

Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro

Overview of the decentralized treatment of sanitary effluents in the Southeastern region of Brazil using septic tanks and anaerobic filters

173

Avaliação do desempenho de uma tecnologia apropriada para o saneamento rural

Assessment of an appropriate technology for rural sanitation

188

PUBLICAÇÕES

189

EVENTOS

Saneamento rural: desafio que exige novas soluções

O Brasil tem quase 30 milhões de pessoas vivendo em áreas rurais, segundo o IBGE. Isso significa aproximadamente 8,1 milhões de domicílios. Um dos grandes problemas dessas regiões é a falta de saneamento básico. Pensando em contribuir e transformar a realidade de comunidades mais carentes, entram em cena algumas tecnologias inovadoras. Startups, livros dedicados ao tema e cartilhas que ensinam a construir sistemas mais sustentáveis são alguns exemplos.

Produção da Foco21 Comunicação (Reportagem: Suely Melo)

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.052>

Um dos assuntos mais debatidos nos últimos anos no setor de saneamento no Brasil é a universalização de seus serviços. Se na área urbana os gargalos e desafios são grandes na busca desse ideal, nas comunidades rurais eles são ainda maiores. Quase 30 milhões de pessoas vivem em áreas rurais no país, segundo o último Censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), realizado em 2010. Isso significa, aproximadamente, 8,1 milhões de domicílios nessas localidades. Mas esses números podem ser ainda maiores.

Para a engenheira Mônica Bicalho Pinto Rodrigues, coordenadora da Câmara Temática de Saneamento Rural da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), a inexistência de saneamento básico na maioria dessas comunidades deve-se basicamente a três fatores: a criticidade de viabilidade financeira; a exigência de soluções tecnológicas diferenciadas e a inexistência de cultura objetivando a formação dos técnicos para lidar com soluções alternativas, com a participação da comunidade na gestão de sistemas.

“Essa realidade, conhecida e reconhecida por técnicos e responsáveis pelo saneamento nas áreas rurais de nosso país, necessita com urgência de medidas/ações para solucionar o déficit de

atendimento e buscar a sonhada universalização do saneamento”, frisa Mônica. “O que fazer? A palavra de ordem é inovar”, completa.

“Inovar: ‘introduzir novidade em, fazer algo como não era feito antes, de forma completamente nova. Inovação: ação ou ato de inovar, ou seja, modificar antigos costumes, manias.” Refletindo sobre esses conceitos, a especialista afirma que muitas ações inovadoras já foram aplicadas com sucesso e têm gerado resultados positivos. Um exemplo de sucesso é o Sistema Integrado de Saneamento Rural, o SISAR, utilizado há mais de 20 anos no Ceará, e que foi destaque da edição 187 desta revista (<http://revistadae.com.br/downloads/edicoes/Revista-DAE-187.pdf>). O SISAR atende hoje cerca de 33% da população rural, aproximadamente 700.000 habitantes, em mais de 1.600 localidades das 8 bacias hidrográficas do Estado do Ceará.

Tecnologias adequadas à realidade rural e testadas em campo, a presença de mobilização e participação das comunidades e a capacitação dos responsáveis pela operação e manutenção dos sistemas foram responsáveis pelo sucesso da gestão e garantia dos serviços abastecimento de água e esgotamento sanitário realizados pelo SISAR. No entanto, não existe solução padronizada.

“Esta realidade, conhecida e reconhecida por técnicos e responsáveis pelo saneamento nas áreas rurais de nosso país, necessita com urgência de medidas/ações para solucionar o déficit de atendimento e buscar a sonhada universalização do saneamento. A palavra de ordem é inovar.”

Mônica Bicalho

O foco deve ser ‘atrair’ investidores e garantir investimentos. Eles precisam conhecer, acreditar, confiar, perceber e buscar a atratividade que o saneamento rural pode oferecer”, enfatiza Monica. Ela explica que para isso é necessária uma ampla divulgação de experiências exitosas. Também é preciso haver “definições e diretrizes nas políticas públicas voltadas para o saneamento rural: instrumentos legais, administrativos e econômicos, processos de gestão da informação e soluções apropriadas do ponto de vista técnico e social, inseridas em princípios de sustentabilidade”. Para Mônica Bicalho, “cada caso é um caso, em função da diversidade e das diferentes realidades do nosso Brasil. Esperamos que as experiências de sucesso como essa possam ser replicadas de forma a assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos”, conclui.

INOVAÇÃO SOCIAL

Atualmente, quando se fala em inovação, as *startups* são o que há de mais novo no cenário. Definem-se como empresas jovens “com um modelo de negócios repetível e escalável, em um cenário de incertezas e soluções a serem desenvolvidas”. No saneamento rural, a *startup* “Sapiência Ambiental” tem chamado a atenção em São Paulo-SP.

Mas foi há cerca de um ano, por meio do encontro de engenheiros permacultores, que a empresa entrou em cena. A ideia, conta um dos fundadores da *Startup*, o engenheiro Vitor Chaves, era “criar um empreendimento que tivesse como foco realizar projetos que processassem impactos ambientais e sociais positivos e alinhados com o princípio da permacultura, que é o cuidado com a terra, com as pessoas e a partilha justa dos excedentes”.

Mas o que é Permacultura?

Criada pelos ecologistas australianos Bill Mollison e David Holmgren, na década de 1970, a Permacultura quer dizer “cultura permanente”. Conceitualmente, diz respeito ao planejamento de um ambiente (uma propriedade urbana ou rural) que funcione como um ecossistema, sem desperdiçar os seus recursos e com harmonia e integração entre os elementos.

“Mas queremos trabalhar em áreas que não têm redes de coleta, em comunidades com pessoas que não têm as condições para pagar um projeto ou obra”, enfatiza.

Pensando nisso, o grupo de sócios começou a estudar estratégias para realizar as ações em áreas vulneráveis.

A outra estratégia, conforme explica o engenheiro, é buscar parceiros, associações e ONGs para fazer *crowdfunding* (sistema de financiamento coletivo) e vaquinha *online* a fim de arrecadar fundos e realizar os projetos de esgoto nessas comunidades, que não teriam como pagar por falta de condições.

Projeto em Parelheiros

Foi dessa forma que a empresa conseguiu realizar uma bela experiência com a Associação Pequeno Príncipe, localizada no distrito de Parelheiros, no extremo da zona sul da cidade de São Paulo. A As-

sociação cuida diariamente de mais de 100 crianças com idade entre cinco e 12 anos. Segundo Vitor, a associação não tinha uma assessoria técnica em saneamento e não estava adequada às normas. “Fizemos um projeto conceitual de tratamento de esgoto ecológico”, conta. “Arrecadamos 50% do valor inicial do orçamento por meio do *crowdfunding*.”

“Levamos nosso conhecimento técnico e fazemos as nossas colocações para um desenvolvimento adequado. Mas ouvimos a vontade da comunidade ao implementar o projeto, para que as pessoas se sintam parte do trabalho, o que é fundamental para o sucesso.”

Vitor Chaves

O objetivo da iniciativa da Sapiência Ambiental no local foi desenvolver uma tecnologia capaz de tratar o esgoto gerado na associação por meio de biodigestão, biofiltração com bambus, zona de raízes, decantação, aeração e fitorremediação. O

trabalho teve uma duração de quase três meses (do início de fevereiro a meados de abril de 2019).

O resultado foi melhor do que o esperado. “O sistema de financiamento coletivo ajudou na visibilidade do projeto com a Associação Pequeno Príncipe. A partir disso, alguns coletivos que trabalham com educação ambiental na região de Parelheiros, Ilha do Bororé e Grajaú, assim como agricultores, começaram a mandar mensagens em nossas redes sociais pedindo ajuda”, destaca o engenheiro.

Segundo Vitor Chaves, as pessoas precisam entender o funcionamento e a importância da tecnologia para serem agentes replicadores disso na região e para que possam cuidar da manutenção do sistema. “A principal característica do nosso trabalho é a inovação social. As tecnologias e os sistemas naturais com as quais trabalhamos: fossa biodigestora, biofiltro plantado, zona de raízes (ou wetlands), são tecnologias simples e às vezes ficam em segundo plano por serem consideradas menos tecnológicas”, salienta. “Cada tecnologia será uma nova tecnologia porque será pensada com futuros usuários, e no processo participativo o beneficiário acaba sendo um co-projetista também.”



Figura 1 – Tratamento na Associação Pequeno Príncipe por financiamento coletivo

O OLHAR DA UNIVERSIDADE

O tratamento de esgotos em áreas rurais ou em locais onde há potencial para soluções descentralizadas também é um tema presente no cotidiano de algumas universidades brasileiras, tais como a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (FEC/Unicamp). A instituição atua no desenvolvimento de tecnologias acessíveis há mais de 20 anos e um grupo de pesquisa específico chama a atenção por sua ampla atuação na área.

O grupo “Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos”, coordenado pelos docentes Adriano Luiz Tonetti e Luana Mattos de Oliveira Cruz, busca não somente desenvolver novas tecnologias ou aperfeiçoar as já existentes, mas também disseminar as boas experiências já consolidadas. O grupo mantém uma página

Com base na sua experiência no desenvolvimento do trabalho, Isabel acredita que “não podemos resolver o problema do saneamento das áreas rurais atuando de forma puramente acadêmica”. Segundo a doutora é necessário respeitar os conhecimentos dos moradores da área rural, suas experiências e criatividade e trabalhar de forma participativa. “A imposição de uma tecnologia seria uma receita certa para o fracasso”.

Isabel Campos Sales Figueiredo

onde ficam disponíveis cartilhas, vídeos e publicações científicas (<http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/>).

Buscando contribuir com o desafio de encontrar soluções adequadas para o tratamento de esgoto em áreas rurais, o grupo de pesquisa, em parceria com a ABES-SP, representada pela engenheira Ana Lúcia Brasil, coordenadora da Câmara Temática de Comunidades Isoladas da ABES/SP, produziu o livro “Tratamento de Esgotos Domésticos em Comunidades Isoladas: Referencial para Escolha de Soluções”. Trata-se de obra coletiva que conta com a colaboração de diversos autores, especialistas que, juntos, propuseram-se a pensar em soluções para o esgotamento sanitário em áreas isoladas, com foco em áreas rurais. A linguagem e o formato do livro foram desenvolvidos para que os profissionais da área e os próprios usuários dos sistemas de tratamento de esgoto usufruam das informações, tornando-se multiplicadores das boas experiências apresentadas. O livro foi impresso e teve distribuição gratuita e também está disponível para download (<http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/index.php/publicacoes/livro/>)

Segundo o Prof. Adriano Luiz Tonetti, o livro se valeu das experiências exitosas fruto de um projeto de extensão universitária financiado pela Pró-Reitoria de Extensão e Cultura da Unicamp, no qual o grupo se envolveu com uma comunidade rural de Campinas (SP). O conhecimento gerado a partir desta rica interação entre a universidade e a comunidade rural também propiciou a geração da tese de doutorado da bióloga Isabel Campos Salles Figueiredo.



Figura 2 – Grupo de estudantes e proprietários rurais participantes do projeto de saneamento rural.

Para Tonetti, é preciso encontrar uma maneira de atuação conjunta entre a universidade, o setor público e o proprietário rural. São Paulo, por exemplo, conforme o professor, tem que atuar não com uma resposta única, pois os contextos e as necessidades são diferentes. “A própria escolha da tecnologia é um desafio”, enfatiza.

Com base na sua experiência no desenvolvimento do trabalho, Isabel acredita que “não podemos resolver o problema do saneamento das áreas rurais atuando de forma puramente acadêmica”. Segundo a doutora é necessário respeitar os conhecimentos dos moradores da área rural, suas experiências e criatividade e trabalhar de forma participativa. “A imposição de uma tecnologia seria uma receita certa para o fracasso”, destaca Isabel.

O professor Adriano Luiz Tonetti ressalta que não basta escolher uma das tecnologias disponíveis. “É necessário pensar também na operação e manutenção destes sistemas. Isso seria responsabilidade do agricultor ou do poder público? Se o agricultor terá que fazer a manutenção do sistema, ele precisa ter consciência para a consequência de sua decisão. Se optar por um tanque séptico, ele precisará remover o lodo. Isso demandará um trabalho considerável e também terá um custo. Quem fará esse trabalho? O morador sabe como fazê-lo? O município assumirá a responsabilidade e os custos? Para onde será destinado o lodo removido?”.

Tanto Adriano como Isabel destacam que ainda existem muitas questões que devem ser respondidas no tocante ao saneamento rural. Nesse ponto, reforçam a importância das pesquisas desenvolvidas na universidade e a interação com comunidades rurais, para que a solução seja construída em presença de participação social e possa, com o devido apoio do governo, ser mantida.



Figura 3 – Implantação do sistema de tanque séptico, filtro anaeróbico e vala de bambu

Isabel também destaca que o ponto central do uso das tecnologias no saneamento rural é a manutenção. “A tecnologia adequada para o saneamento rural tem que ter permanência. “Hoje, quem faz essa escolha é o próprio agricultor. Mas estamos batalhando para que isso seja incorporado às políticas públicas que visam ajudar nessa tomada de decisão”, comenta ela.

Para Tonetti, é preciso encontrar uma maneira de atuação conjunta entre a universidade, o setor público e o proprietário rural.

O PNSR

A professora Sonaly, da UFMG, sintetiza o papel da academia na construção do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) como um “espaço aberto à construção de saberes, organização e planejamento de ações e consolidação de ideais, com toda essa construção sendo registrada em documentos textuais e de imagens,

para que possa orientar as ações no longo prazo e possibilitar novas construções e replicações”. A professora enfatiza alguns pontos centrais para o desenvolvimento dos trabalhos, que necessitaram de aprofundamento pela grande relevância e pouca expressão na área de saneamento, e que foram (e serão) temas de dissertações e teses, resultando também em artigos científicos.

Isabel Campos também destaca que o ponto central do uso das tecnologias no saneamento rural é a manutenção. “Essas tecnologias para o tratamento de esgoto [as do projeto Saneamento Rural] têm baixo custo e são fáceis de serem implantadas e mantidas. O que é importante a longo prazo. Essa é a diferença”.

Destacam-se o tema da ruralidade, que é uma característica que qualifica o rural a partir de suas distintas realidades, ou seja, busca traduzir o que é rural sob uma perspectiva que leva em conta a forma como as pessoas se relacionam entre si e com o território que habitam, incorporando, também, as políticas públicas e seus resultados sobre o dito modo de vida das populações rurais. Outra vertente de pesquisa que resultou na composição de um panorama mais bem delineado das distintas ruralidades foi a triangulação de métodos de pesquisa, pautados em abordagem quantitativa e qualitativa. Na visão da Professora, “trata-se de uma abordagem assentada em dados secundários, pelo fato de que o delineamento da situação do déficit atual é o ponto de partida tanto para a discussões sobre as matrizes tecnológicas, quanto para caracterizar o ano base do modelo de investimentos, mas também fundamentada por resultados alcançados por meio de abordagem qualitativa, que trouxe a realidade de 15 localidades visitadas, nas cinco macrorregiões do País, contribuindo para uma análise crítica dos dados secundários, uma visão mais apurada sobre as práticas sanitárias adotadas, bem como a caracterização da infraestrutura existente e a estrutura de gestão que garante seu funcionamento.

Paralelamente, o PNSR apresentava o seu documento central à sociedade, por meio de um seminário nacional e de uma consulta pública, deixando bem marcada a importância de se desenvolver instrumentos de comunicação que favoreçam a apropriação das soluções pelas po-

pulações rurais, para que se tornem sustentáveis, mas, também, reforçando a necessidade de responsabilização do poder público pelas ações necessárias à garantia dos direitos humanos.

A professora Sonaly destaca que na página do PNSR (<http://pnsr.desa.ufmg.br/>) podem ser encontradas muitas informações sobre esse tema. Além disso, destaca que a valorização das pessoas, de aprimoramento de sua relação com o ambiente, e tendo em conta as especificidades dos territórios rurais, que se deu a elaboração dos artigos que compõem essa edição especial da Revista DAE. Que possam inspirar avanços em ações de saneamento – de natureza tecnológica, de gestão e de educação e participação social e atender às expectativas dos habitantes rurais de serem contemplados com soluções efetivas e promotoras de qualidade de vida.

TECNOLOGIAS VIÁVEIS PARA A ÁREA RURAL

A fossa verde ou bacia de evapotranspiração (BET) é um sistema de tratamento para águas de vaso sanitário que faz o aproveitamento da água e dos nutrientes presentes no esgoto.

A BET pode ser dividida em três partes: um compartimento central para o recebimento e digestão inicial do esgoto, uma camada filtrante e uma área plantada, onde ocorre a perda da água por evaporação do solo e transpiração das plantas, especialmente bananeiras.



Figura 4 – Preenchimento da fossa verde com pneus para criação de uma câmara onde é distribuído o esgoto

Outros nomes para o mesmo sistema são: tanque de evapotranspiração (Tevap), ecofossa, fossa verde, fossa bioasséptica, biorremediação vegetal, fossa de bananeira e canteiro bioasséptico.

Também há o Círculo de Bananeiras, o qual consiste em uma vala circular preenchida com galhos e palhada, onde desemboca a tubulação. Ele é ideal para o tratamento de águas de pias, chuveiro e cozinha.



Figura 5 – Círculo de bananeiras em operação

Ao redor da vala são plantadas bananeiras e/ou outras plantas que apreciem o solo úmido e rico em nutrientes.

Outro possibilidade seria o tanque séptico associado a um filtro anaeróbio e vala de bambu para a infiltração do efluente. Esse sistema é

ideal quando o esgoto está misturado, juntando águas de vasos sanitários (privadas) e águas cinzas produzidas no chuveiro, pias e tanque. O sistema foi desenvolvido pela Unicamp, tendo como base as indicações das normas brasileiras NBR 7.229 e 13.969.



Figura 6 – Construção de Fossa Verde por sistema de mutirão

Mais informações sobre esses sistemas de tratamento estão disponíveis no seguinte link: <http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/index.php/publicacoes/cartilhas-e-videos/>. Até a data

de publicação da revista havia mais de 200 mil acessos. Tamanho número de visualizações demonstra o interesse pelo tema e a percepção de viabilidade dessas tecnologias.

A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico

Rurality as a conditioner of basic sanitation solutions

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
10/08/2019

*Nathalia Roland | Clarissa de Castro Lima Tribst | Diego Augustus Senna | Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos | Sonaly Rezende**

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.053>

Resumo

A definição de rural é estratégica para a formulação e a implementação de políticas públicas, contribuindo para o alcance de maior efetividade nas ações direcionadas para as populações rurais. Com o objetivo de compreender a relação existente entre a ruralidade e o acesso às soluções sanitárias existentes em comunidades rurais brasileiras, o presente artigo apresenta análises estatísticas descritivas utilizando o novo conceito de rural adotado pelo Programa Nacional de Saneamento Rural e análises qualitativas provenientes de estudos de caso no semiárido nordestino. Os resultados apontam a inter-relação existente entre diferentes ruralidades e as condições de acesso aos serviços de saneamento, influenciadas por aspectos demográficos (proximidade das áreas urbanas, densidade populacional, distribuição espacial dos domicílios), sociais (organização em associações comunitárias), ambientais (qualidade da água disponível) e culturais (resistência ao cloro e prática da defecação a céu aberto).

Palavras-chave: Área rurais. Desigualdades. Políticas públicas. PNSR.

Abstract

The definition of rural is strategic for the formulation and implementation of public policies, contributing to the achievement of greater effectiveness in actions directed to rural populations. In order to understand the relationship between rurality and access to sanitary solutions in rural Brazilian communities, this article presents descriptive statistical analysis using the new concept of rural adopted by the National Rural Sanitation Program and qualitative analyzes from case studies in the semi-arid northeastern region. The results point to the interrelationship between different ruralities and the conditions of access to sanitation services, influenced by demographic (proximity to urban areas, population density, spatial distribution of households), social (organization in community associations), environmental (water quality) and cultural aspects (resistance to chlorine and practice of open defecation).

Keywords: Rural areas. Inequalities. Public policy. PNSR.

Nathalia Roland – Engenheira Civil, Mestre e Doutoranda pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG.

Clarissa de Castro Lima Tribst – Engenheira Ambiental pela UFOP. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

Diego Augustus Senna – Engenheiro Civil pela UFMG. Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG.

Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos – Professora Doutora da FEC/Unicamp. Atua na área de gestão em saneamento e planejamento ambiental.

Sonaly Rezende – Professora do DESA da UFMG. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e Doutora em Demografia pela UFMG.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Avenida Antônio Carlos, 6.627, Pampulha, CEP 31270010 - Belo Horizonte, MG. Telefone: (31) 3409-1014. E-mail: srezende@desa.ufmg.br.

1 INTRODUÇÃO

As definições oficiais de rural em distintos países da América Latina o enquadram como resíduo do urbano e, por isso, não refletem as características próprias do espaço rural que conceituam (MIRANDA; SILVA, 2013). Como efeito, o uso de tais definições em censos demográficos tem afetado decisões de políticas públicas no tocante a planos e programas, que têm constantemente priorizado ações em áreas urbanas (DIRVEN et al., 2011). A definição de rural é estratégica para a formulação e implementação de políticas públicas, pelo seu potencial de contribuir para o alcance de maior efetividade das ações direcionadas às populações rurais, dentre elas as de saneamento básico.

Embora não haja uma definição universal para o termo rural, conforme Steinberger (2006), ele pode ser entendido como uma fração do espaço, assim como o urbano e o regional, representando uma forma ou conteúdo particular. Santoro, Costa e Pinheiro (2004) abordam a importância das comunidades tradicionais e suas práticas de preservação da biodiversidade, com destaque para os corpos d'água, cumprindo assim importante papel na manutenção da qualidade e disponibilidade hídrica.

Para Neuman (2000), áreas ou regiões rurais constituem um sistema de cidades e vilas circundadas por áreas abertas, onde a infraestrutura de transporte, utilidades e comunicação são reduzidas. Abramovay (2009) aponta a delimitação administrativa como uma forma comum de se delinear o rural, que acaba por restringi-lo de acordo com aspectos fiscais em detrimento dos geográficos, sociais, físicos e culturais. Há ainda, conforme Abramovay (2009), casos em que a definição de área urbana se dá em função da existência de alguma extensão de serviço público, indicando que o rural é definido por aquilo que lhe é ausente, mas que se encontra presente em áreas urbanas. Sparovek, Leonelli e Barretto

(2004) acrescentam que as definições de áreas urbanas e de áreas de expansão urbana não são pautadas por estudos de viabilidade ambiental ou urbanística, mas, com base em fatores econômicos, atendendo à demanda de empreendedores que recorrem à Câmara de Vereadores.

Mais ampla do que a definição de rural, a ruralidade se refere a um conjunto de fatores que condicionam o modo de vida dos indivíduos, desde a forma como eles se relacionam entre si e com o seu habitat natural, representado por seu ambiente domiciliar, de estudo, de trabalho, de serviços etc. A ruralidade é, pois, um conceito aberto, que varia em cada localidade rural, sendo traduzido pelas características polissêmicas e multifuncionais dos distintos modos de vida (WANDERLEY; FAVARETTO; 2013). Sendo a ruralidade um conceito amplo, que abarca diferentes visões de mundo e racionalidades sanitárias, um dos atuais desafios para a promoção de ações adequadas de saneamento está na definição de rural.

O marco jurídico para as definições oficiais de urbano e de rural no Brasil é o Decreto-Lei nº 311, de 02 de março de 1938, ainda vigente. A definição sobre a divisão territorial de cada município é dada por lei municipal e, nesse sentido, cabe mencionar a atribuição de impostos estabelecida pela Lei Federal Nº 5.172 de 25 de outubro de 1966. Conforme o artigo 29 da referida Lei, a propriedade de área rural é aquela localizada “fora da zona urbana do município”, cujo imposto corresponde à arrecadação federal. Por outro lado, seu artigo 32 estabelece que os impostos sobre propriedades urbanas façam parte da arrecadação municipal. Ainda no artigo 32, em seu § 1º, são estabelecidos requisitos mínimos pertinentes às zonas urbanas e relativos a uma condição de melhoramento em relação às áreas rurais:

§ 1º Para os efeitos deste imposto, entende-se como zona urbana a definida em lei municipal; observado o requisito mínimo da existência

de melhoramentos indicados em pelo menos 2 (dois) dos incisos seguintes, construídos ou mantidos pelo Poder Público:

I - Meio-fio ou calçamento, com canalização de águas pluviais; II - abastecimento de água; III - sistema de esgotos sanitários; IV - rede de iluminação pública, com ou sem posteamento para distribuição domiciliar; V - escola primária ou posto de saúde a uma distância máxima de 3 (três) quilômetros do imóvel considerado (BRASIL, 1966).

De acordo com Wanderley e Favareto (2013, p. 439 e 440), os modos de vida das populações do campo no Brasil são configurados por: i) uma “prioridade atribuída à construção e à reprodução do patrimônio eminentemente familiar ou comunitário – especialmente fundiário”, ii) “relações de pertencimento a um pequeno grupo” segundo formas de solidariedade que viabilizam a sobrevivência no trabalho e na moradia, e iii) um “elo ao município a que pertencem”, relativo a uma integração com o espaço urbano – relações de troca entre o campo e a cidade.

A industrialização, a urbanização e a modernização da agricultura são fatores intervenientes na configuração dos modos de vida dos espaços rurais que têm resultado na incidência de pobreza sobre a população que vive no campo. Com efeito, a ruralidade evidencia um aspecto de convivência com restrições profundas relativas a bens, serviços e oportunidades de trabalho. Portanto, a oferta de serviços na própria área rural, sejam estes públicos ou privados, é ação que reforça a função rural e traz significativos ganhos na qualidade de vida da população rural (WANDERLEY; FAVARETO, 2013).

No mesmo sentido, Arruda et al. (2017, p. 83 e 84) acrescentam que projetos de aceleração do crescimento têm implicado em “mudanças no modo de viver de grupos populacionais ribeirinhos, pescadores, quilombolas, camponeses,

agricultores e trabalhadores rurais”. E que esses grupos populacionais, por sua vez, têm exigido do Estado a efetivação de seus direitos constitucionais relativos à saúde. Conforme os autores, reivindicações de movimentos sociais levaram à formulação e à implementação da Política Nacional de Saúde Integral das Populações do Campo, Floresta e Águas - PNSIPCFA.

A referida política não especifica espaços rurais de intervenção pública, mas perfis populacionais com características próprias reconhecidas. Assim, a ação pública não se limita a uma definição de zona rural, mas, ao contrário, torna-se tão ampla quanto a ruralidade própria de cada espaço onde habitam as populações que dão nome à política. Para reforçar as distintas peculiaridades rurais, cabe mencionar a Portaria nº 2.311, de 23 de outubro de 2014, que no artigo 2º, inciso XVI define:

XVI - populações do campo, da floresta e das águas: povos e comunidades que têm seus modos de vida, produção e reprodução social relacionados predominantemente com o campo, a floresta, os ambientes aquáticos, a agropecuária e o extrativismo, como: camponeses; agricultores familiares; trabalhadores rurais assalariados e temporários que residam ou não no campo; trabalhadores rurais assentados e acampados; comunidades de quilombos; populações que habitam ou usam reservas extrativistas; populações ribeirinhas; populações atingidas por barragens; outras comunidades tradicionais; dentre outros (BRASIL, 2014).

Arruda et al. (2017, p. 105) afirmam, contudo, que há dificuldades no processo de transformação da decisão em ação pública, que levam à invisibilidade da população do campo, da floresta e das águas. Um exemplo é o setor de saneamento básico, questão vital para a saúde das populações. Em função da reconhecida diversidade existente no território brasileiro, o delineamento da ruralidade e a sua inter-relação com o sa-

neamento representam um grande desafio para a caracterização do panorama do saneamento rural no país, assim como seus desdobramentos em termos de implementação de ações sanitárias, as quais devem ser conduzidas a partir de tecnologias apropriadas e instrumentos de gestão, educação e participação social.

No Brasil, a discussão de rural e ruralidades desenvolvida por Galizoni (2019) revela que os lugares rurais têm assumido diferentes perfis, como reflexo de formas de ocupação de um vasto território, regidas por diversas peculiaridades ambientais e socioculturais. Brito (2000) faz menção aos importantes fluxos migratórios que estabelecem os rumos da ocupação dos territórios, ditados pela economia e por políticas de Estado capazes de definir as demandas articulando-as aos interesses ligados à industrialização e urbanização do país. Nesse conjunto de demandas mais gerais encontram-se as demandas sanitárias – principalmente de abastecimento de água –, que vão sendo redesenhadas segundo as necessidades constituídas na perspectiva política dominante, voltada para o crescimento urbano e industrial do país.

A precariedade das condições sanitárias dos domicílios situados no rural brasileiro e a ausência ou incipiência de atuação do poder público na prestação e na gestão dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário são evidenciadas por Raid (2017) e Silva (2017a), que apresentam panoramas de ambos os serviços em 15 localidades rurais brasileiras investigadas no âmbito do Estudo para a concepção, formulação e elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)¹, compostas de grupos étnicos, culturais, sociais e demográficos distintos

e muito peculiares em termos de demandas de saneamento. Integrando o mesmo projeto, Silva (2018) revela a precariedade sanitária de uma comunidade indígena, mostrando as especificidades a ela inerentes. No tocante ao manejo de resíduos sólidos, estudos revelam que as formas precárias de destinação de resíduos sólidos estão associadas à ausência de atuação do poder público em comunidades rurais. A prática da queima do lixo no perímetro domiciliar é identificada, portanto, como alternativa à ausência de serviços de coleta, denotando a insalubridade ambiental de comunidades rurais (ROLAND et al., 2016; BERNARDES; GUNTHER, 2014).

Quanto às políticas públicas para o setor de saneamento básico, o contexto histórico e a conjuntura atual não têm se mostrado favoráveis ao atendimento aos domicílios rurais. Por um lado, são notórios os esforços da gestão pública visando ao resgate da função original do saneamento: prevenção de doenças e promoção da saúde humana (HELLER, 2005 *apud* HELLER; CASTRO, 2007). Por outro lado, Britto e Rezende (2017, p. 562) argumentam que mudanças no âmbito da política têm favorecido a privatização dos serviços públicos, promovendo uma crescente atuação do setor privado e da lógica mercantil. As autoras assinalam, com isso, a ocorrência de enfraquecimento do setor público e a fragilização da garantia de atendimento da população mais pobre.

Em um contexto de institucionalização do Setor de Saneamento, em presença de participação social, estabeleceu-se a Lei de Saneamento Básico, No 11.445 de 2007, que incorpora a visão dos direitos humanos ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário, instituída pela Organização das Nações Unidas (ONU) no ano de 2010

¹ Entre os anos de 2015 e 2019 desenvolveu-se o referido estudo, por meio de Termo de Execução Descentralizada firmado entre a Fundação Nacional de Saúde e a Universidade Federal de Minas Gerais (BRASIL, 2015).

(ONU 2010a, ONU2010b). A Lei repercute a necessidade de ações específicas ao rural e resulta na elaboração de um programa específico para o atendimento de suas populações, que agrega à discussão acerca da universalização do saneamento básico importantes reflexões sobre a caracterização dos diversos lugares rurais do país e sobre as demandas a eles inerentes. A Lei também instrumentaliza o planejamento em saneamento básico, estabelecendo a obrigatoriedade de elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), o que ocorreu em 2013.

A análise situacional do Plansab revela o déficit de saneamento básico em domicílios rurais, motivo pelo qual determina a formulação de um programa de saneamento rural para o país, sob a coordenação do Ministério da Saúde (BRASIL, 2013), não apenas para reforçar a responsabilidade do poder público em prover saneamento básico à população, mas também proporcionar suporte à implementação da política pública.

A elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural se apoiou em dados quantitativos do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011b) e em dados qualitativos, a partir de um *corpus* que abrange informações dos já referidos 15 estudos de casos, e também de processos participativos – oficinas e seminários – que envolveram diversos atores ligados ao saneamento, provenientes de órgãos dos governos federal, estaduais e municipais, de instituições de pesquisa e ensino, de prestadores de serviços e da sociedade civil organizada. Desse modo, o PNSR buscou alcançar a proposição de soluções de saneamento básico mais próximas das distintas realidades rurais brasileiras. Seu conteúdo indica o reconhecimento da ruralidade e o envolvimento da população rural no âmbito do modelo de gestão dos serviços públicos, como ações necessárias à sustentabilidade e à perenidade das soluções de saneamento básico no meio rural (BRASIL, 2018).

Andrade et al. (2017) ponderam que é necessário o desenvolvimento de estudos que contemplem as dimensões cultural, econômica, social e espacial visando à formulação de um conceito de rural que dê suporte à ação pública, e Sales (2018) acrescenta que o diagnóstico das condições sanitárias em comunidades rurais e o posterior monitoramento das ações públicas demandam bases de dados com informações de melhor qualidade do que se dispõe no país atualmente. Nesse sentido, o presente artigo se propôs a responder a seguinte questão: sendo a ruralidade uma característica peculiar a cada espaço rural, em que medida ela influi no acesso aos serviços de saneamento básico?

O objetivo deste estudo é compreender a relação existente entre a ruralidade e o acesso às soluções sanitárias, na perspectiva de dados secundários, mirando-se a realidade brasileira; e na perspectiva de comunidades rurais brasileiras. Adotou-se a hipótese de que o rural é palco de formas distintas de ocupação do território, que revelam diferentes ruralidades e condicionam o modo como os serviços de saneamento básico são demandados e prestados, ocasionando diferenças expressivas entre as distintas comunidades rurais existentes no território brasileiro.

2 METODOLOGIA

2.1 Etapa Quantitativa

No presente estudo são utilizados os dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011b), e adotados os agrupamentos de setores censitários do PNSR como referência, tendo em vista sua melhor capacidade de delineamento e representação da diversidade de ocupações presentes no ambiente rural. Por meio da aplicação de análise estatística descritiva, discutiu-se a disponibilidade de cada componente dos serviços de saneamento (abastecimento de água, es-

gotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e de águas pluviais) de acordo com os diferentes agrupamentos apresentados.

O Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011b) configura-se como o banco de dados mais completo e atualizado para a quantificação de informações sobre os quatro eixos do saneamento básico. Os dados do universo encontram-se distribuídos por setores censitários, unidade de agregação de dados de pessoas e domicílios razoavelmente homogênea. São estabelecidas oito categorias de classificação, sendo três urbanas (códigos 1, 2 e 3) e cinco rurais (códigos 4, 5, 6, 7 e 8), delimitadas conforme níveis de adensamento populacional, distância e integração a centros urbanos. São interpretadas como rurais as regiões correspondentes aos setores assim definidos, não contidas no perímetro urbano, conforme legislações municipais (IBGE, 2011a).

Durante a elaboração do PNSR, percebeu-se que o sistema de classificação do IBGE aponta como urbanos 76,34% dos setores censitários, o que corresponde a uma proporção de 84,43% da população brasileira. Áreas não urbanizadas de cidades ou vilas (setores de código 2) e áreas urbanas isoladas (setores de código 3) são tratadas como urbanas e inúmeros setores censitários classificados como urbanos apresentam baixo número de domicílios. Conseqüentemente, regiões que deveriam ser classificadas como rurais, apresentando notável déficit de equipamentos e serviços, são detectadas como urbanas, o que demonstra a vulnerabilidade do atual sistema de enquadramento, inadequado para a elaboração

e aplicação de políticas públicas (RIGOTTI; HADAD, 2019).

Buscando superar a delimitação insuficiente de rural, o PNSR definiu um novo conceito, e realizou a sua composição a partir da reclassificação dos setores censitários. Levando-se em consideração as características essencialmente rurais dos setores de códigos 2 e 3, admitiu-se sua reclassificação como regiões rurais. Sendo a densidade populacional poderoso indicador e sabendo-se que localidades rurais apresentam menor nível de adensamento, os setores de código 1 (áreas urbanizadas de cidade ou vila) foram subdivididos nas categorias 1a e 1b. Os setores 1b correspondem à proporção rural, com densidade populacional inferior a 605 hab/km² e proximidade com pelo menos outro setor rural, tendo em vista que uma delimitação que considerasse apenas o adensamento poderia levar a desvios de interpretação. Os setores 1a, por sua vez, são aqueles que não se enquadram na categoria 1b e permanecem com a classificação urbana. Por meio da nova classificação, obteve-se a nova proporção rural estimada em 21% da população brasileira (RIGOTTI; HADAD, 2019).

Objetivando-se agrupar as categorias de setores censitários semelhantes, tendo como base a priorização de ações individuais para localidades de ocupação dispersa e ações coletivas para regiões com aglomerações, além de levar em consideração a proximidade com o ambiente urbano e a possibilidade de expansão de serviços já implantados nas cidades, foram adotados como referência, no PNSR, os agrupamentos apresentados na Tabela 1 (BRASIL, 2018).

Tabela 1 - Agrupamentos de setores, conforme definições do PNSR

Classificação	Agrupamento	Descrição
Urbana	1a	Áreas urbanas
Rural	1b, 2 e 4	Aglomerações próximas do urbano
	3	Aglomerações mais adensadas e isoladas
	5, 6 e 7	Aglomerações menos adensadas e isoladas
	8	Sem aglomerações, havendo proximidade com aglomerações ou não

Fonte: Documento central do PNSR (BRASIL, 2018).

2.2 Etapa Qualitativa

A coleta e a análise dos dados primários encontram-se inseridas no âmbito do projeto “Estudos para concepção, formulação e gestão do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)”, realizado a partir da parceria estabelecida entre a Universidade Federal de Minas Gerais e a Fundação Nacional de Saúde - Funasa. Adotando-se como marco teórico-metodológico a *Grounded Theory*, são abordados no presente artigo três estudos de caso conduzidos na região Nordeste brasileira. A *Grounded Theory* consiste em uma abordagem sistemática, porém flexível, para a coleta e análise de dados qualitativos. Estabelecida no campo da etnografia, destaca-se como principal estratégia dessa teoria a simultaneidade na coleta e análise dos dados (CHARMAZ; MITCHELL, 2001).

Equipes compostas por três pesquisadores permaneceram por cerca de 10 dias em cada localidade de estudo, durante o primeiro semestre de 2016². No decorrer desse período, foram realizadas entrevistas semiestruturadas individuais e coletivas (FLICK, 2011) com moradores e gestores públicos municipais e observação direta, sempre acompanhadas de anotações em cadernos de campo. Como base para a investigação de campo foi utilizado um roteiro contendo ques-

tões relacionadas aos quatro componentes do saneamento básico.

A análise de conteúdo pauta-se em Bardin (2008), sendo adotadas as seguintes categorias: aspectos demográficos (densidade e distribuição espacial dos domicílios), sociais (associativismo comunitário), ambientais (salubridade da água para consumo humano) e culturais (resistência ao tratamento da água e prática da defecação a céu aberto).

Com o intuito de garantir o anonimato dos participantes, cada entrevistado foi identificado por um código, sendo: BO (relativo à comunidade quilombola Barra de Oitis), QU (relativo à comunidade rural de Queimadas) e SN (relativo ao assentamento Serra Negra). Essas comunidades são brevemente descritas a seguir.

2.3 Assentamento Serra Negra - PE

O Assentamento Serra Negra está localizado no município de Floresta, estado de Pernambuco. A população total do município em 2010 era de 29.285 habitantes, com cerca de 32% destes residindo nas áreas rurais (IBGE, 2011b). O Assentamento dista cerca de 60 km da sede municipal e localiza-se às margens de uma rodovia estadual asfaltada, a PE-360. A maior parte das casas

² Atendendo à Resolução 196/96 do Conselho Nacional de Saúde, o projeto de pesquisa que constituiu o Estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal de Minas Gerais, CAE 49966015.5.0000.5149, em 15 de janeiro de 2016.

encontra-se na margem direita da pista (sentido Floresta-Recife), próximas umas das outras, não havendo divisões de terrenos com muros. Do outro lado da pista, na margem esquerda da rodovia, encontram-se a escola, o posto de saúde e a sede da associação comunitária. A comunidade configura-se como uma agrovila onde cada assentado possui um pequeno lote residencial, sendo os maiores destinados à produção agrícola. De acordo com informações do projeto do Assentamento Serra Negra, elaborado pelo INCRA em 1994, sua área total é igual a 1.932 ha.

Conforme os dados do Relatório de Assentamentos da Superintendência Regional Pernambuco - Médio São Francisco (INCRA, s.d.), o Assentamento Serra Negra possui capacidade para 103 famílias, sendo 64 a quantidade de famílias assentadas atualmente. A fonte de sustento das famílias no assentamento provém de trabalhos temporários e da renda de programas de auxílio governamentais, como o Bolsa Família, uma vez que a agricultura, principal atividade das famílias, é constantemente prejudicada pela seca, impossibilitando que se consolide como uma atividade geradora de renda. Além disso, a atividade comercial é quase inexistente, havendo apenas um pequeno armazém no local. Há baixa representatividade de aposentados no assentamento, em cerca de 15% das famílias³.

No que se refere à prestação de serviços públicos, o assentamento Serra Negra possui acesso a um posto de saúde, escola municipal, energia elétrica e sistema coletivo de abastecimento de água. Em 2016, no período da pesquisa de campo, a comunidade estava recebendo casas do Programa “Minha Casa, Minha Vida” e estava em andamento a construção do eixo leste do canal de transposição do rio São Francisco, próximo ao Assentamento.

2.4 Comunidade Quilombola Barra de Oitis - PB

A comunidade quilombola Barra de Oitis está localizada no município de Diamante, estado da Paraíba, a sete quilômetros da sede municipal. O município possui uma população total de 6.616 habitantes, sendo que cerca de 42% se referem à população rural (IBGE, 2011b). Em 2009, Barra de Oitis recebeu a certidão de autodefinição como comunidade remanescente de quilombo pela Fundação Cultural Palmares. Localizada às margens de uma estrada de terra, a rodovia estadual PB-732, a comunidade é composta por núcleos, aglomerados ou dispersos, acomodando aproximadamente 160 famílias. Esses núcleos habitacionais recebem denominações específicas, como Centro de Barra de Oitis, Alto dos Alexandres, Roça Nova, Laurindos, Romeus, dentre outros, em geral batizados com o sobrenome das famílias residentes.

A agricultura consiste na principal ocupação e fonte de renda dos moradores de Barra de Oitis, prevalecendo a produção familiar ou a remuneração da força de trabalho mediante pagamento de diárias. O Programa Bolsa Família é apontado como uma das principais fontes de renda dos moradores e a falta de emprego é crônica, constituindo um problema social. Como consequência, há emigração de homens jovens da localidade em direção ao interior de São Paulo, atraídos pela colheita de cana e o cultivo de laranja⁴. No que se refere à prestação de serviços públicos, a comunidade quilombola de Barra de Oitis possui acesso a posto de saúde, escola de nível básico, energia elétrica, sistema coletivo de abastecimento de água e coleta de resíduos sólidos, sendo os dois últimos serviços prestados apenas na parte central, que apresenta maior aglomeração de domicílios.

³ De acordo com informações da Associação Comunitária de Serra Negra.

⁴ De acordo com informações da Associação Comunitária de Barra de Oitis.

2.5 Comunidade rural de Queimadas - CE

A comunidade rural de Queimadas está localizada no município de Crateús, estado do Ceará. De acordo com dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011b), o município de Crateús possuía, em 2010, uma população total de 72.812 habitantes. Desse contingente, aproximadamente 30% representa a população rural. Desenvolvendo-se às margens da rodovia BR-226, a comunidade dista 25 km da sede municipal, sendo composta por cerca de 190 famílias. A organização espacial da comunidade divide-se em três regiões. A maior parte dos domicílios está localizada em um povoado aglomerado, cujas ruas internas possuem calçamento. É nessa área que se situam as atividades comerciais e de prestação de serviços, como escola, igreja, posto de saúde, cemitério e pequenos comércios locais.

Próximo à área central da comunidade, algumas residências constituem uma região conhecida pelos moradores como “Outro lado”. A 2 km do centro da comunidade, ainda às margens da rodovia BR-226, encontra-se a região denominada “Marinhos”. Ambas são compostas apenas por residências. A principal forma de ocupação dos moradores é o trabalho agrícola. Uma vez que a área ao redor da comunidade é composta por grandes fazendas, os moradores locais não são proprietários de áreas de cultivo, trabalhando habitualmente sob a forma de “arrendamento”, na qual o produtor recebe uma área definida para o plantio naquele ano, responsabiliza-se pelas despesas referentes à produção e, após a colheita, uma parte da sua produção é destinada ao proprietário da terra como forma de pagamento. Outra forma de trabalho comum na comunidade consiste na remuneração da força de trabalho mediante o pagamento de diárias.

Outras fontes de renda identificadas na localidade são provenientes de pequenos comércios, aposentadoria rural e de programas de auxílio governamentais, como o Bolsa Família e o Seguro Safra⁵. No que se refere à prestação de serviços públicos, a comunidade de Queimadas possui acesso à energia elétrica, escola, posto de saúde, sistema coletivo de abastecimento de água e serviço de coleta de resíduos sólidos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Panorama das demandas de saneamento básico no Brasil segundo diferentes ruralidades

As informações censitárias distribuídas segundo regiões mais homogêneas podem revelar as peculiaridades em termos de soluções coletivas ou individuais de saneamento, sobretudo em função dos critérios demográficos que regem o princípio da economia de escala, a densidade demográfica e a proximidade de centros urbanos. Apresenta-se, a seguir, discussão sobre a disponibilidade dos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e manejo de águas pluviais de acordo com os distintos agrupamentos de setores censitários estabelecidos pelo PNSR e descritos anteriormente na Tabela 1.

3.2 Abastecimento de água

No Brasil, o abastecimento de água tem sido historicamente priorizado para investimentos em saneamento (REZENDE; HELLER, 2008), o que explica o notável desenvolvimento do eixo quando comparado aos demais. Em regiões urbanas (setores censitários de código 1a), o maior adensamento populacional favorece a adoção da solução

⁵ De acordo com informações da Associação Comunitária de Queimadas.

coletiva por redes, o que, em adição à priorização, explica o atendimento a quase 93% dos domicílios, havendo consequente redução da utilização de poços ou nascentes (4,8%), de outras formas de

abastecimento (2,2%) e inexpressiva participação de cisternas. A Figura 1 apresenta a distribuição das soluções de abastecimento de água para os diferentes agrupamentos de setores censitários.



Figura 1 - Distribuição dos serviços de abastecimento de água. Fonte: Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011b).

Os setores 1b, 2 e 4 representam aglomerações localizadas em periferias ou curtas distâncias de centros urbanos, ocorrendo, muitas vezes, influência de serviços de saneamento adotados na região urbanizada, com possível expansão. A densidade populacional nesses setores ainda é elevada, portanto redes de abastecimento ainda são dominantes, atendendo a pouco mais de 75% dos domicílios.

O posicionamento periférico dos setores 1b, 2 e 4, com possível desvalorização para o recebimento de investimentos, que tendem a priorizar os centros urbanos, pode atuar como uma barreira para a integração dos serviços, o que poderia explicar a maior atuação de poços e nascentes (16,3%) e outras fontes (8,3%) quando em comparação com os setores 1a. Os setores 3 representam aglomerações mais adensadas, porém isoladas de centros urbanos de densidade populacional ainda superior. Devido ao maior índice de adensamento, soluções coletivas de saneamento são, em geral, altamente viáveis, o que justifica a grande presença de redes (80,7%). Contudo, o isolamento apresenta-se como critério desfavorável, existindo também proporção significativa de outras soluções.

As aglomerações menos adensadas e isoladas, por vezes localizadas perto de empreendimentos rurais com único proprietário, são representadas pelos setores 5, 6 e 7. Nesses locais, são comuns tanto soluções coletivas quanto individuais, que dependem da viabilidade relacionada ao nível de adensamento e da capacidade financeira local e podem, inclusive, coexistir. Redes ainda aparecem como solução dominante, abastecendo 63,4% dos domicílios, enquanto há proporção significativa de atendimento por poços e nascentes (12,6%) e outras fontes (22,2%), sendo as cisternas também significativas (1,8%). A proporção de abastecimento por outras fontes é preocupante, uma vez que não há determinação exata do método ou garantia da qualidade ou quantidade da água fornecida.

Por fim, os setores 8 são, segundo o IBGE, caracterizados pela ausência de aglomerações (IBGE, 2011a). Contudo, durante as pesquisas de campo que ocorreram no âmbito do PNSR, notou-se a presença de pequenas aglomerações nesses locais, havendo algumas aplicações de soluções coletivas (BRASIL, 2018). A ausência de aglomerações favorece a utilização de soluções individuais, como demonstrado pelo predomínio de

poços e nascentes (42,7%) em detrimento de redes (19,9%), mas espera-se aumento do uso de soluções coletivas conforme forem identificadas situações viáveis. Nota-se, também, importante participação das cisternas, que abastecem 4,4% dos domicílios, sendo importante destacar a atuação de programas como o Programa Um Milhão de Cisternas - P1MC, especialmente na região Nordeste. Cabe ressaltar, contudo, que o IBGE admite cisternas como solução principal de abastecimento de água, o que não é adequado considerando critérios básicos de qualidade e, principalmente, quantidade de água, devendo atuar como métodos complementares. Além disso, a qualidade da água de poços e nascentes é muitas vezes questionável, assim como a de outras fontes.

3.3 Esgotamento sanitário

Idealmente, soluções coletivas de esgotamento sanitário tendem a acompanhar a expansão de redes de abastecimento de água, já que as aglomerações que viabilizam o atendimento coletivo para a água tendem a também viabilizar o mesmo tipo de serviço para a coleta e tratamento

de esgotos. Contudo, enquanto as políticas públicas nacionais voltavam-se ao abastecimento de água, o esgotamento sanitário foi inserido em posição de segundo plano, muitas vezes sem direcionamento ou mesmo definição de metas a serem atingidas. Consequentemente, há grande déficit de atendimento a ser superado, tanto no ambiente rural como no urbano.

Em setores 1a, as redes representam a solução adotada em 66,4% dos domicílios, valor baixo quando comparado ao índice de atendimento por redes de água (92,9%). Consequentemente, fossas sépticas aparecem em grande proporção (10,4%), assim como fossas rudimentares (18,3%). Nesse caso a construção é variável, em função do conhecimento e da condição financeira do morador, englobando desde simples buracos, sem qualquer preocupação com a altura do lençol freático, até estruturas melhoradas, porém ainda inadequadas. Há outras soluções (4,4%), que envolvem disposição em valas, rios, lagos e mares, assim como outros meios, geralmente inapropriados. Uma fração muito pequena de domicílios (0,5%) não apresenta banheiro. A Figura 2 apresenta a distribuição das soluções de esgotamento para os diferentes agrupamentos.

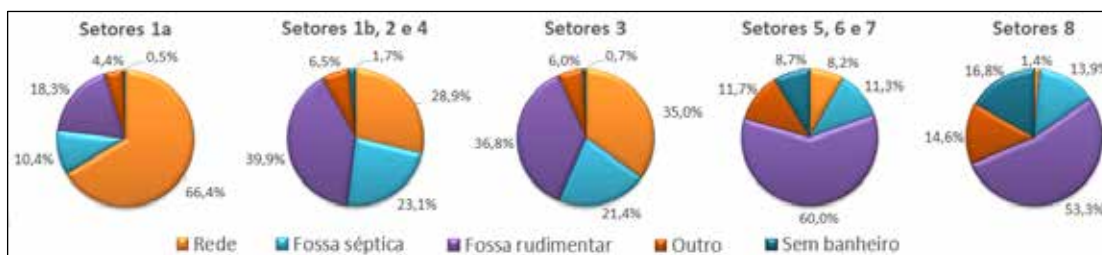


Figura 2 - Distribuição dos serviços de esgotamento sanitário. Fonte: Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011b).

Nas aglomerações de extensão urbana (setores 1b, 2 e 4), o déficit do esgotamento sanitário em comparação com as redes de abastecimento de água torna-se ainda mais evidente, sendo as redes de coleta de esgotos presentes em apenas 28,9% dos domicílios, em comparação a 75,3% de atendimento por soluções coletivas de água, o que ressalta o caráter mais periférico e vulnerável desses locais frente aos centros urbanos. Fossas rudimentares representam a maioria das soluções, com 39,9% de participação, enquanto as fossas sépticas estão presentes em apenas 23,1% dos domicílios. A disposição por outras formas também aparece de maneira considerável (6,5%), assim como o percentual de residências sem banheiro passa a ser mais significativo (1,7%), novamente ressaltando a necessidade de atenção para garantir a expansão de serviços adequados, já implantados nas cidades, a esses locais. A distribuição de soluções em setores de código 3 apresenta semelhanças com a caracterização de setores 1b, 2 e 4, com ligeiro aumento da participação de redes (35%) e menor índice de domicílios sem banheiros (0,7%), o que pode ser explicado pelo maior adensamento típico dessas regiões.

Em setores de códigos 5, 6 e 7, o menor adensamento populacional pode condicionar a viabilidade de soluções individuais, mas soluções coletivas também são interessantes em diversos locais. Nesses setores, o déficit do atendimento coletivo apresenta-se de forma marcante, já que apenas 8,2% dos domicílios possuem ligação à rede de esgotamento sanitário, em comparação com 63,4% de conexões com redes de água. Fossas rudimentares são a maioria, presentes em 60% das residências, e a vulnerabilidade financeira de moradores pode condicionar a construção de estruturas precárias. Fossas sépticas representam pequena fração quando comparadas às fossas rudimentares, alcançando apenas 11,3% dos domicílios. O despejo dos dejetos por outras formas aparece de forma significativa

(11,7%) e a proporção de residências sem banheiro atinge patamar considerável, ocorrendo em 8,7% dos casos.

Por fim, em setores de código 8, espera-se que a ausência de aglomerações favoreça o uso de soluções individuais, embora seja necessária a mesma ressalva sobre a existência de alguns pontos de adensamento. Nesses locais, fossas rudimentares são a solução predominante, mas aparecem em menor proporção do que nos setores de códigos 5, 6 e 7, estando presentes em 53,3% dos domicílios. Essa redução, contudo, ocorre principalmente devido ao aumento da utilização de outras destinações (14,6%), grande redução da utilização de redes (1,4%) e notável aumento da proporção de domicílios sem banheiro, atingindo 16,8% dos casos, e pouco devido ao aumento da utilização de fossas sépticas, que estão presentes em somente 13,9% dos casos.

3.4 Manejo de resíduos sólidos

Em setores de código 1a, a maior densidade populacional característica e a boa estrutura das vias promovem a adoção majoritária de soluções coletivas de coleta direta ou porta a porta de resíduos sólidos. Em locais de baixo adensamento e/ou difícil acesso, a coleta indireta tende a ser utilizada, o que justifica o atendimento a outros 7,2% dos domicílios urbanos. Considerando o amplo acesso aos serviços, percentuais de resíduos queimados, enterrados ou com outra destinação (dispostos em terrenos baldios, logradouros, corpos hídricos ou outros locais) são muito reduzidos. Cabe ressaltar, contudo, a importância de buscar expandir a coleta direta para locais menos acessíveis, de forma a reduzir desigualdades no atendimento. A Figura 3 apresenta a distribuição das soluções de manejo de resíduos sólidos para os diferentes setores censitários.



Figura 3 - Distribuição dos serviços de manejo de resíduos sólidos. Fonte: Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011b).

Nas aglomerações próximas do urbano (setores 1b, 2 e 4), os serviços coletivos nem sempre são expandidos para as áreas periféricas. O atendimento domiciliar por coleta porta a porta (RS coletado diretamente) ainda é dominante (80,1%), e coletas indiretas, também relevantes, estão associadas a 9,2% das residências. Contudo, há elevação do contingente dos demais destinos dos RS em comparação com os setores urbanos, com especial destaque para a queima, solução praticada em 8,2% dos domicílios, resultando principalmente da falta de atendimento por serviços coletivos. A distribuição de soluções nos setores de código 3 apresenta semelhanças com a distribuição nos setores de códigos 1b, 2 e 4, sendo o maior adensamento característico desse grupo um possível promotor da elevação do atendimento por coleta direta (85%), com simultânea redução do índice de queima (4%).

Em aglomerações isoladas, de menor adensamento, representadas pelos setores 5, 6 e 7, soluções individuais tendem a coexistir com as coletivas. Nessas regiões, a coleta direta ainda é solução predominante, com atendimento a 41,3% dos domicílios, sendo a coleta indireta também importante, adotada em 11,3% dos casos. Contudo, a queima aparece em proporção semelhante à da coleta direta, estando presente em 37,5% das residências, o que reforça a preferência por essa solução quando em comparação com o percentual enterrado, de apenas 1,4%. O percentual de disposição em outros locais aumenta considera-

velmente quando comparado aos setores de códigos 1 a 4, o que indica a maior incidência de riscos à saúde pública e poluição ambiental.

Para os setores rurais sem aglomerações, de código 8, a queima prevalece como solução primária, sendo realizada em 63,6% dos domicílios. O ato de enterrar os resíduos também passa a ter maior representação, ocorrendo em 4,1% dos casos. A viabilidade da coleta direta (14,5%) e indireta (5,5%) é reduzida como consequência do menor adensamento populacional, mas a solução pode ser considerada e expandida em alguns locais, tendo em vista que existem algumas aglomerações nesses setores. O percentual de resíduos destinados a outros locais é de 12,2%, superior ao encontrado em setores de códigos 5, 6 e 7. Consequentemente, questões ambientais e de saúde pública são ainda mais preocupantes, tendo em vista que os moradores nem sempre conhecem os riscos envolvidos na disposição inadequada de determinados materiais, como, por exemplo, embalagens de agrotóxicos e medicamentos.

3.5 Manejo de águas pluviais

Os dados disponibilizados no Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011a) se mostram incompletos para a análise do manejo de águas pluviais. O índice de participação de moradores, para cada classe de setores, é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Dados do Censo Demográfico de 2010 para o manejo de águas pluviais

Setor	Com pavimentação	Sem pavimentação	Com boca de lobo ("bueiro")	Sem boca de lobo ("bueiro")	% de respostas
1a	78,0%	17,1%	38,8%	56,4%	95,2%
1b	51,3%	44,4%	20,3%	75,4%	95,7%
2	4,3%	2,5%	1,7%	5,0%	6,7%
3	51,1%	43,4%	24,2%	70,3%	94,5%
4	38,0%	53,9%	15,5%	76,4%	91,9%
5	0,0%	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%
6, 7 e 8	Sem dados	Sem dados	Sem dados	Sem dados	Sem dados

Fonte: Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2011b).

Como é possível observar, as classes de setores 6, 7 e 8 não contêm dados. A classe 5 apresenta percentual não significativo, impossibilitando que seja inferido qualquer tipo de conclusão, assim como a classe 2, que tem maior percentual de respostas coletadas, embora ainda não representativo (6,7%). As classes 1a, 1b, 3 e 4 estão apresentadas com dados muito mais completos, com alcance de mais de 90% dos moradores, mas ainda demonstram percentual considerável de dados não coletados, vulnerabilidade que pode afetar a real aderência com a representação da realidade. No entanto, de acordo com os dados disponíveis, observa-se que a presença de pavimentação e de bueiros é mais comum em áreas urbanas (setores 1a). A falta de dados sobre o manejo de águas pluviais atua como grande barreira para a realização de pesquisas voltadas ao setor, assim como impede o adequado direcionamento de políticas públicas para a resolução de problemas nas áreas mais atingidas pelo déficit de infraestrutura.

3.6 A inter-relação entre ruralidade e saneamento básico: um olhar sobre três comunidades do semiárido nordestino

No que se refere à prestação dos serviços de saneamento, as três localidades possuem sistema coletivo de abastecimento de água, constituído por poço, reservatório e rede de distribuição, sendo a operação realizada pelos moradores. As cisternas de captação de água de chuva são comuns

nos domicílios. Com relação ao esgotamento sanitário, constata-se a forte presença de soluções individuais, como as fossas, em geral construídas pelos próprios moradores, sem realização de tratamento do lodo residual. E no tocante à coleta de resíduos sólidos domiciliares, apenas parte dos moradores de Queimadas e de Barra de Oitis são contemplados pelo serviço. Dentre os contemplados, há a coexistência das duas formas de coleta: direta e indireta. Os demais praticam a queima como forma de destinação final dos resíduos.

Um aspecto da ruralidade que condiciona as ações sanitárias presentes nas comunidades em estudo consiste na distribuição espacial dos domicílios. Sabe-se que uma característica das áreas rurais, em geral, é a baixa densidade populacional, embora essa variável, de forma isolada, seja incapaz de definir um conceito universal de rural, conforme discutido por Abramovay (2000). É sabido que a viabilidade econômica de serviços de saneamento básico está associada com a escala do empreendimento. Dessa forma, é comum que, em localidades que apresentam domicílios dispersos, sejam adotadas soluções individuais, sendo os sistemas coletivos aplicados diante da ocorrência de maior aglomeração de domicílios. Ressalta-se que as soluções individuais não caracterizam acesso inadequado aos serviços de saneamento, desde que cumpram critérios de qualidade e segurança. No entanto, devido à ausência de atuação do poder público (legalmente definido como titular dos serviços), observa-se nas áreas rurais a

precariedade das soluções ou até mesmo a ausência de prestação dos serviços.

Assim, as desigualdades no acesso aos serviços de saneamento básico se mostram presentes nos estudos de caso em análise. Em Barra de Oitis, os domicílios situados nos núcleos dispersos não são ligados ao sistema coletivo de abastecimento de água, que atende apenas a parte central e mais adensada da comunidade. Sendo assim, há necessidade de deslocamento dos moradores até o centro da comunidade para ter acesso à água:

“Nós somos da comunidade Barra de Oitis, quilombolas. A prefeitura (sic) fez o encanamento da água pra Barra, mas não subiu até aqui. Então quer dizer que a gente ficou isolado, sem água. (...) Se aqui tivesse água encanada você acha que eu ia me deslocar da minha casa até lá [centro de Barra de Oitis] pra lavar roupa? Eu vou pegar minha água da cisterna pra lavar as trouxas de roupa? Não! Porque vai fazer falta pro consumo da casa. Vou na casa da minha nora pegar a água lá” (BO30).

A falta de acesso à água encanada impacta diretamente os hábitos da população relacionados ao esgotamento sanitário, uma vez que, embora tenham banheiro em casa, os moradores deixam de utilizá-lo para praticar a defecação a céu aberto, economizando a água que foi trazida de longe para usos mais nobres.

“Pra melhorar o banheiro primeiro tem que ter água, né? (...) [O banheiro da casa] já teve chuveiro, mas está desativado, porque não tem água encanada. (...) Então pega um balde de água, toma banho, se seca e pronto. O vaso, quando a gente usa, também dá descarga com o balde de água, mas quem usa mais é só a bebezinha, pra fazer xixi de madrugada. (...) Pra fazer cocô, xixi, usa o mato mesmo” (BO30 e BO31).

Em Queimadas, o projeto inicial do sistema de abastecimento de água, financiado via parceria entre o governo estadual e um banco internacional, previa a instalação de rede de distribuição de

água apenas na área central da comunidade. As regiões conhecidas como “Marinhos” e “Outro lado” não foram contempladas devido ao pequeno número de habitantes a serem beneficiados e à maior extensão da rede para o atendimento das localidades. Somente dois anos após a instalação da rede original, os moradores de Queimadas conseguiram captar recursos para estender o abastecimento de água até as duas localidades não contempladas inicialmente.

É essencial destacar que o acesso ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário é reconhecido como direito humano pela Organização das Nações Unidas - ONU. Sendo assim, como defendido por Hall e Lobina (2013), o critério financeiro de recuperação dos custos não deve ser o único balizador para a prestação dos serviços pelo poder público, que deve garantir progressivamente o acesso universal à população de forma equânime e sem discriminação. Além disso, critérios como qualidade e segurança, disponibilidade, acessibilidade física e financeira, aceitabilidade, privacidade e dignidade devem ser considerados (ALBUQUERQUE, 2014; ONU, 2010a, 2010b).

A questão demográfica relativa à organização espacial das comunidades também condiciona a prestação de serviços de coleta de resíduos sólidos domiciliares. Em Queimadas, onde as ruas apresentam calçamento, há coleta porta a porta na parte central da comunidade, realizada por um caminhão. Por sua vez, as regiões “Outro lado” e “Marinhos”, afastadas da região central da comunidade, são atendidas por coleta ponto a ponto. O mesmo ocorre em Barra de Oitis, onde o caminhão de coleta da prefeitura transita apenas por algumas ruas da parte central da comunidade. No entanto, em Barra de Oitis não existem pontos de coleta indireta. Os moradores rurais reclamam da baixa frequência de coleta (uma vez por semana, em ambas as localidades), enquanto um gestor público de Diamante, por sua vez, alega que as

distâncias percorridas inviabilizam a realização de coleta de resíduos sólidos nas áreas rurais.

“O caminhão passa na sexta-feira. Aí também a gente não tem canto pra botar todo o lixo pra esperar o caminhão, porque ele só passa na sexta... Aí a gente joga no mato! Quando [o lixo] tá muito [acumulado], a gente queima. Mas quando é sexta, que o caminhão passa, a gente bota pro caminhão” (BO26).

“Não tem condições [de fazer a coleta de resíduos na área rural], não. Tem comunidades aqui que não tem como ir. Teria que passar um mês pra fazer do município todinho... Porque a gente tem comunidade aqui (...) a 24 km. (...) É um dia só pra ir lá” (BO07).

Embora o modo de vida da população rural acarrete em uma menor geração de resíduos sólidos domiciliares, uma vez que os resíduos orgânicos não são considerados lixo, sendo usualmente reaproveitados, a ausência de coleta leva à adoção de soluções proibidas e não definitivas que podem até mesmo ser prejudiciais à saúde, como a queima (BERNARDES; GUNTHER, 2014; ROCHA et al., 2012). Prática comum nas áreas rurais, a queima, além de ser proibida pelo artigo 47 da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), não promove uma destinação final a certos tipos de resíduos, como vidros e metais, que ficam espalhados no entorno das residências, podendo contribuir para a proliferação de doenças, como as arboviroses.

Outro aspecto da ruralidade que pode ser associado à prestação de serviços de saneamento diz respeito à organização comunitária. Alguns autores defendem que o conceito de rural, além de aspectos demográficos, é definido também por condições socioeconômicas e territoriais relacionadas com os modos de reprodução social (WANDERLEY; FAVARETO, 2013; ABRAMOVAY, 2000). Nas três comunidades em estudo, a associação comunitária representa uma forte organização social que promove a união dos moradores e cumpre o papel de buscar direitos e benefícios para a localidade que

não são assegurados pelo poder público. Além disso, nas áreas rurais é presente e difundido o sentido de pertencimento a uma comunidade, sendo comum a união de famílias para o compartilhamento de insumos, dentre eles, a água.

Na área de saneamento básico, diante da ausência da prestação dos serviços pelo poder público, as organizações comunitárias assumem a construção, operação e manutenção das soluções adotadas. Nos três estudos de caso, os sistemas de abastecimento de água foram implementados a partir de recursos externos (públicos ou privados) e, como contrapartida financeira, as comunidades forneceram mão de obra para a sua execução. Em Barra de Oitis, o sistema é totalmente operado pela associação comunitária, que cobra uma taxa mensal dos moradores, utilizada para o pagamento de um funcionário, energia elétrica consumida pela bomba e fundo de reserva para reparos.

Já em Serra Negra, a operação do sistema é de responsabilidade de um morador local, remunerado pela prefeitura, não sendo realizadas manutenções. Observa-se, em ambos os casos, o baixo envolvimento do poder público com o serviço de abastecimento de água nas comunidades rurais, onde os próprios moradores se encarregam da gestão do sistema, podendo levar a inadequações técnicas e ao comprometimento da qualidade da água consumida.

A ausência do poder público se torna mais evidente no caso do esgotamento sanitário. Cabe mencionar que foram identificadas nos estudos de caso algumas soluções provenientes de programas governamentais, como as Melhorias Sanitárias Domiciliares (MSD), implementadas pela Funasa. Entretanto, prevalecem nas três comunidades rurais as soluções individuais construídas pelos próprios moradores, que também se responsabilizam pela manutenção e a destinação final das águas residuárias e do lodo gerado. Como consequência, caso essas operações não sejam realizadas

adequadamente, podem ocasionar danos ao meio ambiente e impactos à saúde da população.

Estudos apontam que a abordagem da gestão comunitária, comum nas áreas rurais, contribui para a sustentabilidade dos serviços (SENBETA; SHU, 2019; HUTCHINGS et al., 2015; MADRIGAL; ALZÍPAR; SCHLUTER, 2011). Contudo, a autogestão é criticada pelos autores, uma vez que retira a responsabilidade do poder público, repassando-a para o cidadão. Mesmo que a comunidade se envolva em etapas da prestação dos serviços de saneamento, é necessário suporte contínuo do prestador para a gestão eficiente do sistema. É o que ocorre em Queimadas, onde o sistema de abastecimento de água é administrado pelo Sistema Integrado de Saneamento Rural - SISAR⁶.

Um aspecto ambiental importante, característico do semiárido nordestino, que afeta as ações de abastecimento de água implementadas nas áreas rurais e, conseqüentemente, a relação dos moradores com a água, é a elevada salubridade da água subterrânea. Em Queimadas, Barra de Oitis e Serra Negra, o sistema de abastecimento de água local utiliza como fonte a água subterrânea proveniente de poços. Sendo assim, a água distribuída aos moradores é salobra, em diferentes níveis, sendo imprópria para consumo humano. A baixa qualidade da água disponível aliada à forte presença de cisternas de água de chuva leva à composição de múltiplas fontes e à hierarquização do uso da água pelos usuários. A multiplicidade de fontes de água e seus usos pela população rural são apontados no estudo de Raid (2017), ao analisar 15 comunidades rurais brasileiras. Em Queimadas, embora o SISAR ofereça água tratada e canalizada para todas as residências, prevalece a utilização da água de chuva para o consumo humano.

“O problema maior [do sistema de abastecimento de água do SISAR] é só que a água não é muito boa pro consumo humano, (...) porque tem um pouco de sal. Mas, em compensação, tem a água da chuva que ajuda” (QU18).

“Não tem coisa melhor que a água da chuva que Deus manda. Muito bom” (QU06).

“[A água da cisterna] dura, porque a gente tira mesmo só pra beber e cozinhar (...) por causa da água aí [do sistema de abastecimento de água do SISAR], que não cozinha” (QU19).

De acordo com Reed e Reed (2005), a hierarquização da água está relacionada à cultura de cada população e pode se diferenciar de acordo com as necessidades individuais. Entretanto, de modo geral, as águas de melhor qualidade são destinadas às demandas menores e essenciais (como beber e cozinhar), enquanto as águas de pior qualidade são usadas para demandas maiores, como serviços domésticos e atividades agrícolas. O reúso da água também é uma prática comum. Observou-se que, nas comunidades em estudo, diante da utilização de instalações hidrossanitárias com veiculação hídrica, apenas as águas residuais provenientes do vaso sanitário são destinadas às fossas. As águas cinzas provenientes de banho, pia, cozinha, lavagem de roupa e limpeza doméstica, em geral, são direcionadas para os quintais, evitando o enchimento das fossas e sendo reaproveitadas para regar árvores frutíferas e plantas.

Aspectos culturais também condicionam as ações sanitárias e impactam as relações dos moradores rurais com os serviços de saneamento. Conforme já discutido, nas áreas rurais os cidadãos encontram-se mais envolvidos com a construção,

⁶ O SISAR/CE é uma confederação de associações comunitárias responsáveis pela gestão dos sistemas de abastecimento de água (SAA) rurais nas comunidades filiadas. Cada comunidade assume as atividades locais, como a operação do SAA, e o SISAR/CE dá suporte a essas ações, além de realizar manutenção nos sistemas filiados, análises de qualidade da água e fornecer insumos necessários para o pleno funcionamento dos sistemas (CRUZ, 2015).

operação e manutenção das soluções de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Uma etapa essencial do fornecimento de água potável consiste no seu tratamento. Com exceção de Queimadas, onde a água canalizada chega até as residências já tratada (tratamento realizado por um operador local associado ao SISAR), nas demais comunidades em estudo o tratamento deve ser realizado pelo próprio morador em seu domicílio. Nesse caso, os relatos de resistência à utilização de hipoclorito de sódio para a realização do tratamento da água são comuns. Estudos apontam a oposição ao gosto do cloro, a crença na adequada qualidade da água in natura e a desconfiança com relação aos efeitos do cloro no organismo humano (SOARES; CARMO; BEVILACQUA, 2017; CARMO; BEVILACQUA; BARLETTTO, 2015).

Dessa forma, torna-se essencial a realização de práticas educacionais em conjunto com as ações sanitárias. Em Serra Negra, a forte e constante atuação dos agentes comunitários de saúde promove a conscientização dos moradores locais quanto à importância do tratamento da água para consumo humano. O uso do hipoclorito de sódio é difundido e bem aceito pela comunidade, com os moradores associando a ausência de tratamento da água à ocorrência de doenças.

“Antes de beber a água, tem que botar cloro. (...) O agente de saúde distribui e explicou como coloca: a cada litro de água coloca dois pingos [de hipoclorito de sódio]” (SN15).

“Muita gente hoje tá usando [hipoclorito de sódio]. E a gente vai também falando: vamos usar o cloro, porque isso evita a diarreia. Água suja é complicado” (SN25).

Outro aspecto cultural comumente identificado nas áreas rurais é a prática da defecação a céu aberto, seja devido à ausência de banheiro nas residências, à precariedade das construções (ausência de água encanada, mau odor, falta de ventilação etc.), ou mesmo por hábito pessoal, o que leva

à não apropriação do banheiro (ABUBAKAR, 2018; RODRIGUES, 2006). Reconhece-se, portanto, que a construção de um banheiro não garante o seu uso. Conforme exposto por Galvin (2015, p. 12): “o banheiro pode ser sólido tecnicamente, mas a mudança social não se dá naturalmente”.

A baixa densidade populacional e a organização espacial dispersa dos domicílios facilitam a prática da defecação a céu aberto nas comunidades rurais. Em Queimadas, Barra de Oitis e Serra Negra, o assunto é tratado com naturalidade. No entanto, é importante ressaltar as questões associadas ao gênero no que se refere a essa prática, uma vez que muitas mulheres relatam desconforto decorrente da falta de privacidade, do medo de serem surpreendidas, além de questões fisiológicas relacionadas à manutenção da higiene.

“É desconfortável. Se tivesse [banheiro] aqui no assentamento, seria melhor, muito mais fácil. É porque ficar saindo, para as mulheres, é difícil. Problema é mais para mulher. (...) É pior agora no período da chuva. E para ir muito no meio do mato também é longe, aí é mais complicado ainda” (SN03).

“Os homens ainda dá para ir [no mato], que dá para andar um bocado para poder achar um lugar preservado, mas mulher desabar nesse meio da caatinga, só” (SN27).

“Às vezes a gente vê as pessoas descendo, aí a gente espera. Se for homem, a gente espera os homens voltarem. (...) Depois, na hora que juntar duas, três [mulheres], aí vai. É assim. Não vai uma só não, junta as três e vai. Uma está fazendo, a outra está olhando se vem homem. Por isso que a gente já vai logo de turminha” (SN13).

A ausência de instalação sanitária é apontada por alguns estudos como um dos fatores que impactam, sobremaneira, a vida das mulheres (HULLAND et al., 2015; KWIRINGIRA et al., 2014). Além disso, devido às divisões de trabalho usualmente adotadas nas áreas rurais – onde o homem

é responsável pelo trabalho agrícola e o sustento da casa, e a mulher é a responsável pelo trabalho doméstico –, as mulheres se envolvem mais com as ações sanitárias, sendo as responsáveis pelo acesso à água e sua gestão cotidiana no nível domiciliar e pela queima dos resíduos sólidos. Uma vez empoderadas, as mulheres se tornam capazes de desencadear ações na esfera domiciliar que geram impactos na saúde e bem-estar do próprio domicílio e da comunidade (SILVA, 2017b).

Assim, observa-se que o setor de saneamento básico apresenta interfaces com diferentes esferas, como a educação, saúde, políticas de gênero, dentre outras. A ruralidade consiste em um dos fatores que influenciam a realização de ações de saneamento, tendo em vista que a precariedade do atendimento ou a sua ausência variam conforme as diferentes características do rural e se diferem fortemente dos serviços prestados nas áreas urbanas.

4 CONCLUSÕES

Enquanto as regiões urbanas brasileiras, tipicamente adensadas, são marcadas por maior utilização de soluções de saneamento coletivas, predominando altas taxas de atendimento, especialmente para o abastecimento de água, localidades rurais são caracterizadas por complexa interação entre características climáticas e geográficas, densidade populacional, interação com áreas urbanas e disponibilidade financeira, que condicionam soluções muito variáveis.

A ruralidade é, portanto, tema de ampla interface com o saneamento básico. O poder público deve ser capaz de conceber e implementar soluções compatíveis com cada realidade, buscando alcançar a universalização dos serviços com equidade e integralidade. Tendo em vista que o isolamento de domicílios (com pouca ou nenhuma aglomeração) e a maior distância de centros urbanos caracterizam atendimento precário, os moradores desses

locais encontram-se em situação de maior vulnerabilidade e demandam especial atenção.

Dados quantitativos apresentam intrínsecas limitações para análise que não tratam apenas da indisponibilidade ou insuficiência representativa (algo detectado na pesquisa), mas também da incapacidade de traduzir algumas características das distintas realidades por meio de números.

Aspectos da ruralidade que influenciam a adoção de soluções sanitárias (como aqueles relacionados à cultura e às diferenças de gênero) não são captados por análises quantitativas e dependem de análises qualitativas para serem considerados em pesquisas e políticas públicas, podendo alterar completamente o contexto.

Os estudos de caso demonstram que, além dos aspectos demográficos, evidenciados mais fortemente nas análises quantitativas, aspectos sociais, ambientais e culturais podem afetar consideravelmente a prestação dos serviços de saneamento básico nas áreas rurais. O associativismo comunitário, a qualidade da água disponível para consumo humano, a resistência ao tratamento da água com hipoclorito de sódio e a prática comum de defecação a céu aberto foram alguns dos fatores identificados como influenciadores. É necessário desenvolver um sistema de informações que consiga abarcar as múltiplas dimensões e sentidos do ambiente rural.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem às equipes responsáveis pela elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR, da UFMG e da Funasa, e a todos que colaboraram com a construção do referido Programa, em especial os moradores das comunidades rurais visitadas; à Funasa, à CAPES e ao CNPq pelo aporte financeiro para a realização da pesquisa.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAMOVAY, R. **Funções e medidas da ruralidade no desenvolvimento contemporâneo**. Texto para discussão n. 702. Rio de Janeiro: IPEA, 2000.
- ABRAMOVAY, R. **O futuro das regiões rurais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2009.
- ABUBAKAR, I. R. Exploring the determinants of open defecation in Nigeria using demographic and health survey data. **Science of the Total Environment**, v. 637-638, p. 1455-1465, 2018.
- ALBUQUERQUE, C. **Realising the human rights to water and sanitation: a handbook by the UN special rapporteur. Introduction**. Portugal, 2014. Disponível em: <<https://www.ohchr.org/EN/Issues/WaterAndSanitation/SRWater/Pages/Handbook.aspx>>. Acesso em: ago. 2018.
- ANDRADE, A. S.; SALES, B. M.; ROLAND, N.; REZENDE, S. C. Análise comparativa de tipologias de rural e suas implicações nas políticas públicas de saneamento. In: ENCONTRO NACIONAL DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM PLANEJAMENTO URBANO E REGIONAL, XVII, 2017. São Paulo. **Anais...** São Paulo: ANPG, 2017.
- ARRUDA, C. A. M.; PESSOA, V. M.; SOARES, R. A. S.; CARNEIRO, F. F.; MATOS, A. da S. Lutas, direitos e Estado brasileiro: diálogo entre as políticas públicas para as populações do campo, da floresta e das águas. In: CARNEIRO, F. F.; PESSOA, V. M.; TEIXEIRA, A. C. de A. **Campo, floresta e águas: práticas e saberes em saúde**. Brasília: Editora UnB, 2017.
- BARDIN, L. **Análise de conteúdo**. 5. ed. Lisboa: Edições 70, 2011. 281 p.
- BERNARDES, C.; GUNTHER, W. M. R. Generation of domestic solid waste in rural areas: case study of remote communities in the Brazilian Amazon. **Human Ecology Magazine**, v. 42, n. 4, p. 617-623, 2014.
- BRASIL. **Lei Federal Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Brasília, 2010.
- BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2013.
- BRASIL. **Portaria nº 2.311, de 23 de outubro de 2014**. Altera a Portaria nº 2.866/GM/MS, de 2 de dezembro de 2011, que institui, no âmbito do Sistema Único de Saúde (SUS), a Política Nacional de Saúde Integral das Populações do Campo e da Floresta (PNSIPCF). Ministério da Saúde, 2014.
- BRASIL. **Termo de Execução Descentralizada nº 01 de 13 de fevereiro de 2015**. Estudos para concepção, formulação e gestão do Programa Nacional de Saneamento Rural. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2015.
- BRASIL. **Documento Central do Programa Nacional de Saneamento Rural – Versão para consulta pública**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2018. Disponível em: <<http://pnrs.desa.ufmg.br/consulta/>>. Acesso em: set. 2018.
- BRITO, F. Brasil, final do século: a transição para um novo padrão migratório?. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS POPULACIONAIS, XII, 2000. Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABEP, 2000.
- BRITTO, A. L.; REZENDE, A. C. A política pública para os serviços urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil: financeirização. Mercantilização e perspectivas de resistência. **Cadernos Metrôpole**, v. 19, n. 39, p. 557-581, 2017.
- CARMO, R. F.; BEVILACQUA, P. D.; BARLETTO, M. Social representations of drinking water: subsidies for water quality surveillance programmes. **Journal of Water and Health**, v. 13, n. 3, p. 671-679, 2015.
- CHARMAZ, K.; MITCHELL, R. G. Grounded Theory in Ethnography. In: ATKINSON, P.; COFFEY, A.; DELAMONT, S.; LOFLAND, J.; LOFLAND, L. (Org.). **Handbook of ethnography**. Londres: Sage Publications, 2001.
- DIRVEN, M.; ECHEVERRI PERICO, R.; SABALAIN, C.; RODRÍGUEZ, A.; CANDIA BAEZA, D.; PEÑA, C.; FAIGUENBAUM, S. **Hacia una nueva definición de “rural” con fines estadísticos en América Latina**. Documento de proyecto n. 397. Santiago de Chile: CEPAL, 2011. 109 p.
- FLICK, U. **Introdução à Pesquisa Qualitativa**. Porto Alegre: Artmed, 2011. 405 p.
- GALIZONI, F. M. **Rural e ruralidades: reflexões para o Programa Nacional de Saneamento Rural**. Relatório técnico do projeto Estudos para concepção, formulação e gestão do Programa Nacional de Saneamento Rural. 2019. No prelo.
- GALVIN, M. Talking shit: is Community-Led Total Sanitation a radical and revolutionary approach to sanitation? **Wiley Periodicals**, v. 2, p. 9-20, 2015.
- HALL, D.; LOBINA, E. Políticas públicas e financiamento de sistemas de esgotos. In: HELLER, L.; CASTRO, J. E. (Org.). **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Ed. Ampliada. Belo Horizonte: Editora UFMG, Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2013. p. 156-178.
- HELLER, L.; CASTRO, J. E. Política pública de saneamento: apontamentos teórico-conceituais. **Eng. Sanit. Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 284-295, 2007.
- HULLAND, K. R. S.; CHASE, R. P.; CARUSO, B. A.; SWAIN, R.; BISWAL, B.; SAHOO, K. C.; PANIGRAHI, P.; DREIBELBIS, R. Sanitation, stress, and life stage: a systematic data collection study among women in Odisha, India. **Plos One**, v. 10, n. 11, p. 1-17, 2015.
- HUTCHINGS, P.; CHAN, M. Y.; CUADRADO, L.; EZBAKHE, F.; MESA, B.; TAMEKAWA, C.; FRANCEYS, R. A systematic review of success

- factors in the community management of rural water supplies over the past 30 years. **Water Policy**, v. 17, n. 5, p. 963-983, 2015.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011a.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011b.
- INCRÁ. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. **Relatório de Assentamentos da Superintendência Regional Pernambuco – Médio São Francisco**. Disponível em: <http://painel.incra.gov.br/sistemas/index.php>. Acesso em: jun. 2019.
- KWIRINGIRA, J.; ATEKYEREZA, P.; NIWAGABA, C.; GUNTHER, I. Gender variations in access, choice to use and cleaning of shared latrines; experiences from Kampala Slums, Uganda. **BMC Public Health**, v. 14, n. 1, p. 1-11, 2014.
- MADRIGAL, R.; ALPÍZAR, F.; SCHLÜTER, A. Determinants of Performance of Community-Based Drinking Water Organizations. **World Development**, v. 39, n. 9, p. 1663-1675, 2011.
- MIRANDA, C.; SILVA, H. (Org.) **Concepções da ruralidade contemporânea: as singularidades brasileiras**. Série Desenvolvimento Rural Sustentável, v. 21. Brasília: IICA, 2013. 476 p.
- NEUMAN, M. Regional design: recovering a great landscape architecture and urban planning tradition. **Landscape and Urban Planning**, v. 47, n. 3-4, p. 115-128, 2000.
- ONU. **Human rights and access to safe drinking water and sanitation**: Resolution adopted by the Human Rights Council 15/9. New York, 2010a.
- ONU. **The human right to water and sanitation**: Resolution adopted by the General Assembly 64/292. New York, 2010b.
- RAID, M. A. M. **Soluções técnicas de abastecimento de água e modelos de gestão: um estudo em quinze localidades rurais brasileiras**. 2017. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- REED, B.; REED, B. **Minimum water quantity needed for domestic use in emergencies**. Technical Notes for Emergencies. WEDC; WHO, 2005. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/emergencies/qa/emergencies_qa5/en/>. Acesso em: mai. 2019.
- REZENDE, S.; HELLER, L. **O saneamento no Brasil: políticas e interfaces**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008. 387 p.
- RIGOTTI, J. I. R.; HADAD, R. PNSR: **A delimitação das áreas rurais brasileiras**. Relatório técnico do projeto Estudos para concepção, formulação e gestão do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). 2019. No prelo.
- ROCHA, A. C.; CERETTA, G. F.; BOTTON, J. S.; BARUFFI, L.; ZAMBERLAN, J. F. Gestão de resíduos sólidos domésticos na zona rural: a realidade do município de Pranchita – PR. **Revista de Administração da UFSM**, v. 5, n. 4 - Edição Especial, p. 699-714, 2012.
- RODRIGUES, J. C. **Tabu do Corpo**. 7. ed. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2006. 154 p.
- ROLAND, N.; TRIBST, C.; DANTAS, M.; RODRIGUES, H.; REZENDE, S. Inovação social e educação ambiental na coleta seletiva de resíduos sólidos como meios de empoderamento: o caso da comunidade rural de Queimadas – CE. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 10, 2016. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABESR-RS, 2016.
- SALES, B. M. **Caracterização dos determinantes da exclusão sanitária nos domicílios rurais brasileiros**. 2018. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- SENBETA, F. M.; SHU, Y. Project implementation management modalities and their implications on sustainability of water services in rural areas in Ethiopia: are community-managed projects more effective? **Sustainability**, v. 11, n. 1675, p 1-19, 2019.
- SILVA, A. G. **Proposição de técnicas e modelos de gestão para o esgotamento sanitário em áreas rurais brasileiras**. 2017a. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- SILVA, B. B. **As relações de gênero e o saneamento: um estudo de caso envolvendo três comunidades rurais brasileiras**. 2017b. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- SILVA, J. A. A. **Práticas e estruturas sanitárias na aldeia Hala-taikwa, Terra Indígena Enawene-Nawe/MT**. 2018. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- SOARES, A. C. C.; CARMO, R. F.; BEVILACQUA, P. D. Saberes sociais e a construção da preferência pela água de consumo humano. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3215-3223, 2017.
- SPAROVEK, G.; LEONELLI, G. C. V.; BARRETTO, A. G. O. P. A linha imaginária. In: SANTORO, P.; PINHEIRO, E. (Org.). **O município e as áreas rurais**. São Paulo: Instituto Pólis (Cadernos Pólis 8), 2004. p. 14-24.
- WANDERLEY, M. N. B.; FAVARETO, A. A singularidade do rural brasileiro: Implicação para as tipologias territoriais e a elaboração de políticas públicas. In: MIRANDA, C.; SILVA, H. (Org.). **Concepções da ruralidade contemporânea: as singularidades brasileiras**. Série Desenvolvimento Rural Sustentável, v. 21. Brasília: IICA, 2013. p. 413-476.

Saneamento rural no planejamento municipal: lições a partir do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)

Rural sanitation in the municipal planning: lessons from the Rural Sanitation National Program

• **Data de entrada:**
10/05/2019

• **Data de aprovação:**
10/08/2019

Luis Augusto Figueiredo Ferreira / Priscila Soraia da Conceição Ribeiro / Izabel Cristina de Matos Andrade / Rebeca Martins Guides / Luciane de Oliveira Leite Santos / Luana Mattos de Oliveira Cruz / Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos / Sonaly Rezende*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.054>

Resumo

Diante do elevado déficit de serviços de saneamento básico em áreas rurais, esse estudo toma por princípio que, para alcançar a universalização, é necessário que todos os atores envolvidos sejam protagonistas na concepção e implementação das ações e atuem na gestão. Assim, o objetivo deste trabalho era analisar se a integração de papéis dos diversos atores nos serviços de saneamento desenvolvida no PNSR tem potencial para favorecer o protagonismo e se os instrumentos de educação e participação social seriam capazes de garantir o empoderamento dos atores, favorecendo a criação participativa dos planos municipais de saneamento. Foi realizada revisão bibliográfica, análise documental e consulta a órgãos públicos municipais para verificar como o rural tem sido incorporado aos Planos Municipais de Saneamento Básico e, foi observado que o PNSR é peça fundamental na promulgação e incentivo à integração de visão dos diferentes atores em relação aos serviços de saneamento em áreas rurais.

Palavras-chave: Participação social. Planos municipais de saneamento. Controle social. Programa nacional de saneamento rural. Educação em saneamento.

Abstract

Given the high deficit of basic sanitation services in rural areas, this study predicts that to achieve universalization it is necessary that all actors involved are protagonists in the conception and implementation of actions and act in different ways in management. Thus, it analyzes whether the perspective of integrating the roles of the various actors in the sanitation services developed in the PNSR has the potential to favor the protagonism and if the instruments of education and social participation are able to guarantee the actors empowerment, favoring the participatory creation of the sanitation municipal plan. For this, a not systematized literature review, documents and consulting with municipal public agencies was made to verify how the rural has been incorporated into the Sanitation Municipal Plans. It is showed that the PNSR is a fundamental piece promulgating and encouraging different actors' vision integration regarding sanitation services in rural areas.

Keywords: Public participation. Municipal sanitation plans. Social control. Country sanitation national program. Sanitation education.

Luis Augusto Figueiredo Ferreira – Graduando em Engenharia Civil pela UFMG.

Priscila Soraia da Conceição Ribeiro – Professora da UTFPR. Engenheira Ambiental e Mestre em Engenharia Civil pela UFV. Doutoranda pela UFMG.

Izabel Cristina de Matos Andrade – Professora da Escola de Engenharia de Minas Gerais - EMGE. Bióloga. Mestre e Doutoranda pela UFMG.

Rebeca Martins Guides – Graduanda em Engenharia Ambiental pela Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas.

Luciane de Oliveira Leite Santos – Tecnóloga em Saneamento Ambiental. Graduanda em Engenharia Ambiental e mestranda em Tecnologia pela Unicamp.

Luana Mattos de Oliveira Cruz – Professora Doutora da FEC/Unicamp. Mestre e Doutora em Engenharia Civil pela FEC/Unicamp.

Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos – Professora Doutora da FEC/Unicamp. Atua na área de gestão em saneamento e planejamento ambiental.

Sonaly Rezende – Professora do DESA da UFMG. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e Doutora em Demografia, pela UFMG.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Avenida Antônio Carlos, 6.627, Pampulha, CEP 31270-010 - Belo Horizonte, MG. Telefone: (31) 3409-1014. E-mail: srezende@desa.ufmg.br.

1 INTRODUÇÃO

A abordagem ao planejamento de ações voltadas para o saneamento básico em áreas rurais enfrenta vários desafios que impõem dificuldades a sua consolidação e obstáculos a sua incorporação nas agendas locais. O principal desafio é que o planejamento municipal tem enfoque predominantemente construído sob uma perspectiva urbanística, voltada a áreas urbanas, deixando aspectos de planejamento ambiental e de outras políticas setoriais, especialmente nas áreas rurais, sem a devida atenção (SANTOS E RANIERI, 2018).

Na vertente da priorização de ações coletivas, padronizadas, pautadas no princípio da economia de escala, a maior parte dos governos locais não alcança uma visão que particularize as soluções técnicas, ajustando-as às demandas específicas, e, concomitantemente, coletivize alguns elementos da gestão. Um aspecto usualmente utilizado para justificar a desatenção dos governantes a seus espaços rurais está relacionado à falta de clareza sobre a quem cabe a competência de planejar, gerir e tributar os espaços rurais, especialmente quando há diferença de valor e de gestor do imposto pago em propriedades rurais e em propriedades em áreas urbanas (SANTORO; COSTA; PINHEIRO, 2004; MESQUITA; FERREIRA, 2017).

Em sentido oposto a essa situação, com a elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) (BRASIL, 2019), ações voltadas para as áreas rurais dos municípios adquirem outra conotação no planejamento em saneamento. Estimula-se o desenvolvimento de ações capazes de atender a distintas demandas, individuais e coletivas. Para isso, o PNSR desenvolveu uma matriz tecnológica pautada em elementos estruturantes de gestão, educação e participação social. Cada técnica está associada a um mecanismo próprio de funcionamento, que gera múltiplas funções e deve ser conduzido por distintos atores. Para que os diversos atores se apropriem adequadamente de suas funções, o PNSR aponta a importância de

integrar os requisitos de gestão, educação e participação social em todo o território municipal, entendendo a importância de se buscar uma visão regional que possibilite uma melhor interpretação das diversas realidades rurais.

Os objetivos do PNSR estão sintonizados com os princípios da Lei No 11.445/2007 (BRASIL, 2007) e do Plansab (BRASIL, 2013), voltando-se para a promoção e o desenvolvimento de ações de saneamento básico em áreas rurais com vistas à universalização do acesso, por meio de estratégias que garantam a equidade, a integralidade, a intersetorialidade, a sustentabilidade dos serviços, em presença de participação e de controle social. Tais objetivos conduzem a marcos referenciais que estão ancorados no saneamento básico como direito humano e como elemento essencial para a erradicação da extrema pobreza, para a promoção da saúde e para o desenvolvimento rural solidário e sustentável, em consonância com posturas que reflitam a relação entre o saneamento e a preservação ambiental (BRASIL, 2019).

Para que o PNSR alcance seus objetivos, é necessário que o planejamento das ações de saneamento no âmbito municipal abranja o território rural em sua multidimensionalidade, criando condições para que os atores envolvidos sejam integrados e possam atuar de forma cooperativa, com vistas à sustentabilidade e perenidade das referidas ações e aos ganhos na saúde e na qualidade de vida da população.

Com base no exposto, a hipótese de estudo prevê que, para se alcançar o planejamento integrado das ações de saneamento de maneira efetiva, é necessário que os atores envolvidos neste planejamento sejam protagonistas na concepção destas ações, sejam proativos em sua implementação e atuem de distintas maneiras na gestão. Logo, o objetivo do presente estudo é analisar se a perspectiva de integração de papéis dos diversos atores locais (usuários, técnicos e gestores)

nos serviços de saneamento, desenvolvida no âmbito do PNSR, favorece o seu protagonismo e se os instrumentos de educação e participação social, defendidos pelo Programa, garantem o empoderamento dos referidos atores, favorecendo a criação de canais legais para a construção conjunta dos planos municipais de saneamento básico.

Este artigo entende que a análise das matrizes tecnológicas do PNSR revela atribuições aos diversos atores, necessárias ao bom funcionamento das diferentes técnicas. Busca, então, aprofundar o entendimento dessas atribuições por meio de revisão de literatura, a fim de explorar aspectos formais que lhes deem respaldo e possibilitem a sua integração, fortalecendo assim as bases do planejamento. Utiliza-se também de levantamento de dados secundários em publicações oficiais, além da análise de planos municipais de saneamento, desenvolvidos segundo a perspectiva de bacias hidrográficas, no Estado de São Paulo.

1.1 Perspectivas de saneamento básico em municípios brasileiros

De acordo com a Constituição Federal de 1988 (CF 88), artigo 30, inciso V, compete ao município, considerado titular dos serviços de saneamento, “organizar e prestar, diretamente ou mediante permissão ou concessão, os serviços públicos de interesse local” (BRASIL, 1988). Por sua vez, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007), que corresponde à Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB), traz obrigações como o estabelecimento de planejamento em longo prazo pelo prestador dos serviços de saneamento, por meio de planos de saneamento básico nas esferas federal, estadual e municipal.

Os planos devem apresentar o diagnóstico da situação; objetivos e metas de curto, médio e longo prazo, que permitam soluções graduais e

progressivas; compatibilização de programas e projetos com planos plurianuais e de bacias hidrográficas; e a programação dos mecanismos de avaliação das ações. As revisões dos estudos que compõem o plano municipal de saneamento devem se tornar periódicas, sendo submetidas a audiências ou consultas públicas, antes de sua aprovação. Já a verificação da pertinência do plano é de responsabilidade da entidade reguladora. A regulação e a fiscalização deverão ser executadas por entidade independente, com autonomia administrativa, financeira e decisória, e com forte capacitação técnica para essa finalidade. Conforme as diretrizes da Política Nacional de Saneamento, a finalidade do poder regulatório exercido por uma agência reguladora é o de atender ao interesse público, mediante as atividades de normatização, fiscalização, controle, mediação e aplicação de sanções nas concessões e permissões de prestação dos serviços públicos, cuja delegação a ela foi atribuída (BRASIL, 2007; LIMA, 2012).

Trabalhando a escala local, a Lei Federal nº 11.445 (BRASIL, 2007), no artigo 9º, inciso I, determina a elaboração do plano municipal de saneamento básico como instrumento de planejamento para a prestação dos serviços públicos de saneamento básico, segundo os princípios fundamentais ali estabelecidos, ficando sob responsabilidade das prefeituras assumirem sua elaboração e edição (BRASIL, 2007). Desde então, tem ocorrido o condicionamento da liberação de investimentos em saneamento, oriundos do Governo Federal, à existência do plano municipal. Por sua vez, os municípios com variadas dificuldades para estabelecer as próprias bases de planejamento, não conhecem a própria demanda e não conseguem conceber novas formas de gestão para atendê-la. Trata-se de um círculo vicioso, no qual a limitação dos municípios em elaborar planos perpetua a descontinuidade e a fragmentação das ações de saneamento, mantendo-as em um patamar inaceitável.

Os planos municipais de saneamento básico são importantes instrumentos da gestão municipal, e dependem de informações precisas, transparência, ética, debate de visões conflitantes, vontade de negociar e de buscar soluções que sejam aceitáveis para toda a sociedade (OLIVEIRA, 2006). Nessa arena de negociações, estão presentes os atores do saneamento: de um lado, o poder público municipal, ente responsável pelo atendimento das demandas, de outro, os usuários, aos quais a PNSB garante formas de participação e controle social, prevendo sua atuação na formulação das políticas, no planejamento das ações e na avaliação dos resultados. A PNSB prevê ainda um conjunto de mecanismos e procedimentos que assegurem à sociedade informações, representações técnicas e a noção de direitos, deveres e penalidades (BRASIL, 2007; HELLER, 2012). Entretanto, a participação social não tem se mostrado ativa nos processos de planejamento das ações de saneamento nos municípios. Ainda há pouco interesse dos usuários em participar, pouca comunicação, informação e transparência por parte do gestor, a despeito da relevância da participação social no planejamento e na incorporação das demandas sociais. Vale ressaltar que a democratização do acesso às informações de saneamento é um requisito básico para a superação dos entraves tecnológicos, políticos e gerenciais que impedem a expansão dos seus benefícios a toda a população residente no município, seja em áreas urbanas ou nas rurais (FUNASA, 2006).

O planejamento é um ato indelegável que só o titular dos serviços, no caso os municípios, pode executar. Portanto, nos termos da PNSB, o plano de saneamento básico é um marco no exercício de planejar, corroborando com o Plano Diretor municipal, o instrumento maior do planejamento municipal.

No Brasil, após a promulgação da Constituição Federal de 1988, deu-se início ao processo de

regulamentação dos artigos 182 e 183 sobre a política urbana, que veio culminar com a promulgação da Lei Federal nº 10.257 (BRASIL, 2001), denominada Estatuto da Cidade.

De acordo com Moraes (2009, p.42), o Estatuto da Cidade contempla:

(...) a questão do controle social do uso e ocupação do solo urbano; conceitua de forma ampla o direito a cidades sustentáveis, incluindo o direito ao saneamento ambiental; define a gestão democrática da cidade, explicitando a participação popular na formulação, execução e acompanhamento de planos, programas e projetos de desenvolvimento urbano; inclui a preocupação de evitar e corrigir os efeitos negativos do crescimento urbano sobre o meio ambiente como um dos objetivos do planejamento local, abrangendo as áreas urbanas e rurais e todo o território do município; dispõe sobre a integração e complementaridade entre as atividades urbanas e rurais, conduzindo os municípios a adotarem uma nova abordagem para o planejamento das cidades; induz a uma nova prática de planejamento e gestão local visando a adoção de padrões de produção e consumo de bens e serviços e de expansão urbana compatíveis com os limites da sustentabilidade ambiental, social e econômica, e estabelece os instrumentos da política urbana, dentre outros aspectos importantes.

1.2 Contribuições de distintas racionalidades de planejamento para a consolidação da estrutura dos planos municipais

Conforme afirmam Heller et al. (2012), planejar não é um ato neutro, nem na escolha do método, nem na escolha do conteúdo. Ao contrário, o planejamento é orientado pela visão de mundo de quem o concebe e, sendo assim, diversas são as possibilidades de planejar a ação governamental.

Conforme aponta Silveira (2012), existem interpretações das distintas racionalidades do planejamento: uma ligada ao mercado, que coloca o indivíduo acima da coletividade, e outra, de conotação social, centrada no coletivo, considerando que o indivíduo possui uma identidade autônoma derivada do grupo ao qual pertence. A racionalidade de mercado foi introduzida por Adam Smith e seus seguidores, que defendiam que a pobreza e a miséria desapareceriam com o crescimento econômico, desde que governos e indivíduos se comportassem de forma racional, não obstruindo as tendências dos interesses individuais. Os que adotam essa racionalidade consideram que “a mão invisível do mercado” tudo resolve, atribuindo pouca relevância ao papel do planejamento público. A racionalidade social, por sua vez, assume que os interesses coletivos formulados devem ser perseguidos pelas ações individuais, necessitando de um planejamento centralizado (FRIEDMAN, 1987). Dentro dessa racionalidade, destacam-se duas tradições, a mobilização social e a aprendizagem social.

Segundo a tradição da mobilização social, a sociedade civil tem o direito de determinar seu próprio destino e o planejamento está centrado em transformar estruturalmente a sociedade. Essa tradição ainda possui ramificações, destacando-se o materialismo histórico e o anarquismo social, ambos discutidos por Friedman (1987), sendo que a primeira contribuiu para a prática de uma economia planejada, e a segunda foi importante para o planejamento nos níveis local e regional, tendo sido um dos precursores do movimento contemporâneo cidades-jardim (SILVEIRA, 2012). Na tradição aprendizagem social, no planejamento, são consideradas as experiências de vida do ator e a educação formal, sendo que se destacam duas linhas de pensamento, a progressiva e a progressista, onde se ressalta a educação libertadora, concebida por Paulo Freire (SILVEIRA, 2012).

Assumida a visão de mundo que norteará a elaboração de um plano, diversos métodos estão disponíveis para o planejamento público, que fornecem diretrizes para a condução do processo. O Planejamento Normativo, também chamado de Modelo Tradicional, muito adotado no Brasil, foi disseminado na América Latina pela Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (CEPAL). É fundamentado em teorias tecnicistas, positivistas e economicistas, busca a verdade objetiva e científica, e propõe que o sujeito que planeja, detentor do poder, tem controle da realidade econômica e social, além disso, acredita que as ações dos diversos atores são previsíveis e atendem perfeitamente a leis de teorias sociais conhecidas, não havendo entre eles, heterogeneidade de forças ou dissonância de interesses (PEREIRA, HELLER, 2015; SILVA, 2012; HELLER et al., 2012). Trata-se de um modelo proposto em duas etapas sequenciais, elaboradas por especialistas e com contornos bem delineados, formulação e implementação, não contemplando uma etapa de revisão. Na fase de formulação, um único cenário possível é admitido para o futuro, uma vez que este representaria a máxima otimização.

Outra destacada corrente metodológica é representada pelo Planejamento Estratégico Situacional, que surgiu a partir da segunda metade da década de 1970, quando os países da América Latina passaram a superar os regimes políticos de exceção, e a metodologia normativa passou a ser questionada. O enfoque estratégico, que tem como característica a inclusão da questão social em seu foco, foi pensado, primeiramente, para o setor de saúde, mas, posteriormente, estendeu-se a outros setores da administração pública (HELLER et al., 2012).

Na área de saúde, três abordagens são apresentadas por Heller et al. (2012) para o planejamento estratégico: Programação em Saúde, do argentino Juan José Barrenechea e do colom-

biano Emiro Trujillo Urbe; Pensamento Estratégico em Saúde, do sanitarista argentino Mario Testa; e o Planejamento Estratégico Situacional (PES), idealizado pelo economista chileno Carlos Matus, que alcançou destaque no planejamento na América Latina. Matus, crítico severo do planejamento normativo, defende que o planejamento não é um ato neutro, ao contrário, ao priorizar um problema em detrimento de outro, imprime uma visão de mundo (SILVA, 2012). Para esse autor, na abordagem normativa, o governo planeja sem considerar a viabilidade política do plano, uma vez que não considera oponentes aos seus objetivos propostos. Assim, Matus defende a premissa de que quem governa, planeja, mas deve fazê-lo considerando as diversas visões dos atores envolvidos no processo social. Com isso, quem planeja estará inserido na realidade, entendida como uma arena de contradições, conflitos e incertezas (SILVEIRA, 2012; PEREIRA; HELLER, 2015; HELLER et al., 2012).

A metodologia do Planejamento Estratégico Situacional é composta por quatro momentos não estanques e dinâmicos: o explicativo, o normativo, o estratégico e o tático-operacional. O momento explicativo equivale à realização do diagnóstico; o momento normativo, também chamado de normativo-prescritivo, é aquele em que se faz o desenho do “deve ser”; o momento estratégico é o de análise e construção da viabilidade política; por fim, o momento tático-operacional é caracterizado pelas tomadas de decisão e implantação das ações (SILVEIRA, 2012; PEREIRA; HELLER, 2015; HELLER et al., 2012). Como se pode observar, a metodologia é complexa e, como o planejamento está sempre se auto alimentando, tornando o processo de difícil alcance, existem metodologias adaptadas e simplificadas de apropriação do PES.

Quanto ao Planejamento Baseado em Cenários, também conhecido por Prospectiva Estratégica, este busca uma visão de longo prazo, fundamen-

tada na construção de cenários futuros que orientarão na definição de estratégias, tendo como objetivo principal diminuir os riscos ligados às incertezas (HELLER et al., 2012). Nessa corrente metodológica, diversas abordagens foram desenvolvidas, sendo subdivididas em métodos flexíveis e intuitivos, como a metodologia desenvolvida pela Global Business Network (GBN), e métodos formais e analíticos, como a metodologia da escola francesa, vinculada ao LIPSOR.

Os modelos anteriormente expostos precedem a Lei nº11.445 (BRASIL, 2007) que, em seu texto, faz várias menções ao planejamento, conferindo um capítulo inteiro ao tema e destacando a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) que, como instrumento de universalização do acesso, deve contemplar também as áreas rurais, de forma democrática e descentralizada, possibilitando a participação social. A partir do estabelecimento do marco legal e seu instrumento de planejamento, diversos esforços vêm sendo desenvolvidos, objetivando oferecer orientações para elaboração dos planos municipais de saneamento (BRASIL, 2005; BRASIL, 2006; BRASIL, 2009; BRASIL, 2010; BRASIL, S.D.).

O documento intitulado “Política e Plano Municipal de Saneamento Ambiental: experiências e recomendações” (BRASIL, 2005), resultado de um esforço conjunto entre o extinto Ministério das Cidades e a Organização Pan-Americana de Saúde, explicita que a política municipal de saneamento deve ser formulada respeitando, dentre outras considerações, o desenvolvimento rural, tendo a finalidade de promover e melhorar as condições de vida urbana e rural.

No “Guia para a Elaboração de Planos Municipais de Saneamento” (BRASIL, 2006), também do Ministério das Cidades, existe uma breve menção direta ao rural, quando apresenta a necessidade de cômputo de sua população para o diagnóstico do sistema de abastecimento de água.

Quanto à “Resolução Recomendada Nº 75” (BRASIL, 2009), aprovada em 02 de julho de 2009 pelo Conselho das Cidades, estabelece orientações relativas ao conteúdo mínimo dos planos de saneamento básico. E, para o âmbito rural, esclarece que o plano deve estabelecer mecanismos para “o atendimento da população rural dispersa, inclusive mediante a utilização de soluções compatíveis com suas características sociais e culturais”.

Sobre o documento “Diretrizes para a definição da política e elaboração do plano de saneamento básico” (BRASIL, 2010), explicita o rural ao afirmar que, para a elaboração do plano municipal de saneamento básico, o diagnóstico da situação do saneamento básico e de seus impactos nas condições de vida da população deve abranger todo o território do município, incluindo o rural, tomando como base informações bibliográficas, inspeções de campo, dados secundários coletados em órgãos públicos e, na ausência ou incompletude desses, dados primários obtidos diretamente para esse fim.

Importante destacar o “Termo de referência para elaboração de planos municipais de saneamento básico e procedimentos relativos ao convênio de cooperação técnica e financeira da Fundação Nacional de Saúde”, elaborado pela Fundação Nacional de Saúde (BRASIL, s.d.) que, ao orientar quanto ao Plano de Mobilização Social, apresenta como acréscimo aos outros documentos a necessidade de estabelecimento de estratégias de divulgação da elaboração do PMSB e dos eventos a todas as comunidades, incluindo a rural.

Entende-se, pois, que esforços estão sendo realizados no sentido de prestar auxílio aos gestores municipais na construção de um plano municipal de saneamento que atenda ao estabelecido na Lei 11.445 (BRASIL, 2007). Contudo, é inegável a necessidade de uma orientação mais específica para contemplar a magnitude e as especificidades do mundo rural brasileiro nesses documentos.

1.3 Os planos municipais de saneamento básico nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá e do rio Paraíba do Sul (porção paulista)

Para que o planejamento das ações ligadas ao saneamento rural alcance seus objetivos, é necessário o envolvimento dos diferentes atores, o acesso à informação e a compreensão e compromisso do município em olhar para este território e reconhecer suas especificidades ao estabelecer diretrizes para estas áreas. Assim, antes de seguir com a discussão sobre a integração dos papéis dos diferentes atores locais nos serviços de saneamento, é apresentado aqui um levantamento acerca de como o rural vem sendo incorporado aos Planos Municipais de Saneamento Básico, tomando como exemplo os municípios pertencentes às bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) e do Rio Paraíba do Sul em sua porção paulista.

A escolha dessas bacias como estudos de caso se deu pelo fato de terem comitês da bacia bem estruturados e altamente atuantes em relação aos municípios abrangidos, além de estarem ligadas ao abastecimento de três das principais regiões metropolitanas do Brasil (Região Metropolitana de São Paulo, Região Metropolitana de Campinas e Região Metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte), regiões caracterizadas por alta industrialização e renda.

Os resultados obtidos inicialmente demonstram que, apesar da obrigatoriedade de elaboração do PMSB estabelecida pela PNSB com prazo inicial até 2014, em levantamento apresentado pelo Ministério das Cidades em janeiro de 2017, apenas cerca de 30% dos municípios brasileiros possuíam um plano finalizado. Além disso, de acordo com o levantamento, a atenção e abordagem dadas às áreas rurais pelos planos ainda se mostram discretas e desatentas às especificidades dessas áreas. Este cenário se mostra um pouco diferente a partir do levantamento e análise dos

PMSB dos municípios das bacias PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiaí) e dos municípios da bacia do Rio Paraíba do Sul em sua porção paulista.

A partir do levantamento e análise realizados, a Tabela 1 apresenta a síntese dos números obtidos estabelecendo um paralelo entre as duas bacias.

Tabela 1 - Síntese do levantamento dos PMSB realizado para as bacias PCJ e Paraíba do Sul porção paulista.

Bacias	Número de municípios	Número de PMSB acessados	Número de PMSB que ao menos caracterizam o rural
PCJ	76	56	56
Paraíba do Sul	35	35	34

Considerando os números apresentados, pode-se observar que todos os PMSB dos municípios da bacia do Paraíba do Sul na porção paulista se encontram elaborados e acessíveis e deve-se ressaltar que houve auxílio financeiro do Comitê de Bacia, bem como a elaboração dos planos foi realizada por uma mesma empresa contratada pela Agência de Bacia. Complementar aos números apresentados na tabela, temos que, ao analisar os planos, apenas um PMSB não aborda a área rural do município. Dentre os que o fazem, quatorze planos apenas citam o meio rural, sem propor alternativas de saneamento, estando entre eles o município de Paraibuna. Com 30% de urbanização, o plano de saneamento de Paraibuna ao tratar as áreas rurais não apresenta propostas para tratamento da água dos poços artesianos, enquanto o esgotamento é realizado por fossas sépticas e lançamento direto nos mananciais. Isso demonstra a falta de atenção especial deste plano frente às demandas do município.

Dentre as medidas propositivas identificadas para o meio rural, podem ser mencionadas alternativas individuais para o abastecimento e esgotamento, apesar de, em alguns casos, o meio rural ser parte amparado por ETA e parte por me-

das individuais. Em menor proporção, há ainda atendimento por ETE, sendo que, na maioria dos planos, as medidas de esgotamento citadas foram: fossas sépticas, rudimentares e lançamentos diretos nos mananciais, não sendo estas disposições finais adequadas. Muitos desses planos identificam a existência de reservatórios clandestinos e poços rasos, mais suscetíveis à contaminação, sem tratamento para o abastecimento. De modo geral, a maioria dos planos propõe a expansão das redes coletoras de esgoto e melhorias estruturais nas alternativas de abastecimento já implantadas.

Já para as bacias PCJ, não se pode afirmar sobre a existência de PMSB para todos os municípios, seja por não estar disponível e acessível, seja por falta de informação fornecida pelo próprio órgão público gestor. Entretanto, ao observar os planos acessados, estes citam o meio rural ao menos de forma introdutória, diagnosticando e caracterizando a situação atual.

Neste caso, além da caracterização, a maioria dos planos propõe ações para mudar a realidade rural, por exemplo: Campinas, que propõe 100% de coleta de resíduos no meio rural; Rio Claro, que propõe cadastro e implantação de esgotamento sanitário na área rural e Artur Nogueira, que propõe ampliação do monitoramento e fiscalização dos equipamentos na área rural, referente a vazamentos e contaminação de solo. Essas propostas são detalhadas e incluem prazos e metas estipulados.

De modo geral, diferentemente dos planos analisados referentes à bacia do Paraíba do Sul, elaborados por uma mesma empresa de consultoria, nas bacias PCJ não há um padrão de elaboração ou mesmo de divulgação e acesso aos PMSB, que, por sua vez, em sua maioria, abordam o rural de forma propositiva. É perceptível que a elaboração dos planos em massa, como na bacia Paraíba do Sul, não considera a especificidade

de cada local, em especial, de cada área rural, as quais têm diversidade social, cultural, ambiental e econômica. Esse fato sugere ainda a não inclusão dos valores sociais, ou seja, sem uma participação ativa da população na elaboração dos planos, deixando de incluir seu olhar e suas demandas nesse processo, construído predominantemente sob um olhar técnico.

Esses pontos levam à conclusão de que, embora a maioria dos PMSB caracterizem o rural, é importante perceber que essas áreas não têm destaque em seus planos de saneamento, sendo apenas caracterizadas e indicadas soluções pouco adequadas, por exemplo, as fossas rudimentares para tratamento de esgoto. É importante que não só a área urbana e o saneamento centralizado sejam considerados, mas também as áreas afastadas do centro com soluções descentralizadas. Para isso, como apontado em outros itens, é importante que os atores locais possam ter espaço para que sejam mais proativos no planejamento e implementação dos serviços de saneamento.

1.4 Instrumentos de gestão participativa e sustentabilidade de ações de saneamento em realidades rurais

No Brasil, as ações de saneamento têm sido priorizadas nos centros urbanos, privilegiando determinados espaços em detrimento de outros, sendo reconhecida a histórica dívida social do Estado brasileiro com populações que habitam áreas rurais (povos originários, comunidades tradicionais, camponeses, extrativistas, pescadores, etc.) e que se distribuem no território, em aglomerações nas periferias dos centros urbanos, ou em aglomerações de maneira isolada (BRASIL, 2011). De acordo com o PNSR, estima-se a população rural do Brasil em 39,9 milhões de pessoas (BRASIL, 2019), população equivalente ao total de habitantes da região sul do país. Nas áreas rurais, há grande diversidade

social, cultural, ambiental e econômica, e atender às respectivas demandas requer estratégias específicas, fundamentadas em abordagens diferenciadas no que tange às tecnologias empregadas, aos modelos de gestão e às práticas de educação e mobilização social (FUNASA, 2011).

Vale ressaltar que os ambientes urbanos e rurais resultam de um processo de organização e desenvolvimento social. De acordo com os princípios da coletivização do bem-estar (ELIAS, 1994), aos aglomerados populacionais (também conhecidos como cidades, vilas, metrópoles etc.) é intrínseco um maior compartilhamento de benefícios e de adversidades, no espaço e no tempo. Tais condições levam à criação e consolidação de direitos e deveres que se reproduzem na sociedade, em maior ou menor medida, impactando sua qualidade de vida (SILVA, 2008).

Nas áreas rurais, as noções de direitos e deveres em relação ao saneamento são resignificadas com o aumento das dimensões das propriedades privadas em relação ao espaço público. A menor presença física do poder público no território (por meio de órgãos de apoio a ações públicas e de manutenção de infraestruturas) tende a minorar a noção de direitos e deveres em um meio social. Por se tratar de uma área contemplada pelo poder público apenas no período recente, padece com ações e políticas instáveis e descontínuas, estando as suas populações distantes de alcançar legitimidade de representação em uma arena desequilibrada entre os diferentes grupos de interesse (SILVA, 2017).

Um dos princípios legais relativos ao saneamento que estabelece uma abordagem na qual são destacadas as especificidades sociais, inclusive referentes às áreas rurais, corresponde ao Controle Social. Na Lei No 11.445/2007, esse princípio é um dos fundamentos da gestão de saneamento (BRASIL, 2007), cuja definição é a seguinte:

“conjunto de mecanismos e procedimentos que garantem à sociedade informações, representações técnicas e participação nos processos de formulação de políticas, de planejamento e de avaliação relacionados com os serviços públicos de saneamento básico” (BRASIL, 2007).

Nessa perspectiva, surge o conceito de “desenho institucional participativo”, um dos pilares do controle social. Basicamente, pode-se entender instituição como fruto de um planejamento dotado de regras, estruturas, mecanismos, arranjos, processos e sistemas amplos e complexos. Tal planejamento é conhecido como desenho institucional (GUIMARÃES, 2016). Para caracterizá-lo como participativo, este deve ser capaz de incorporar cidadãos e associações da sociedade civil no âmbito das deliberações políticas (AVRITZER, 2008). Então, entende-se o desenho institucional participativo como um mecanismo por meio do qual se concebe a participação. A abordagem ao envolvimento dos atores no processo não é única e varia, entre outras coisas, segundo a sua capacidade democratizante, na dependência do sistema político e na efetividade (AVRITZER, 2008).

Independentemente do método a ser utilizado, o desenho deve ser compatível com os desejos, crenças e oportunidades dos atores responsáveis dentro do contexto ao qual estão inseridos. Assim, almeja-se a construção coletiva, com poder e responsabilidades compartilhadas pelos atores, das regras do desenho desde a elaboração, implementação, até o controle das ações (GUIMARÃES, 2016). Logo, o sucesso do desenho participativo em prover meios para tornar os atores envolvidos protagonistas nos processos decisórios vai depender de como eles se articulam no âmbito do próprio desenho institucional, bem como do nível de engajamento e organização da sociedade civil e da vontade política de se implementar desenhos participativos (AVRITZER, 2008).

Dentro da definição legal adotada para controle social aparece o conceito de participação social. A Lei, porém, não aprofunda nesse tópico, deixando um vazio que precisa ser mais bem descrito, dado que não propõe diretrizes para os processos a serem realizados com o intuito de efetivar a participação social e nem para tornar essa etapa bem-sucedida em seu propósito, o que leva à necessidade de definição de parâmetros e etapas que, quando concretizados, revelem serviços, de fato, participativos.

Sob o ponto de vista teórico, diversos autores discorrem sobre o tema, contribuindo cumulativamente para o assunto. Rousseau defende que a participação provoca um efeito psicológico nos atores, criando uma relação contínua entre o funcionamento das instituições com os indivíduos que interagem dentro dela (VEIGA, 2007). John Stuart Mill desenvolve a teoria de que a participação tem caráter educativo e favorece a apropriação das decisões pelos atores, resultando em maior integração da comunidade (VEIGA, 2007).

Juan Bordernave interpreta a participação como uma instituição sustentada pelo equilíbrio entre dois pilares: as bases afetivas e instrumentais. A primeira é associada ao prazer em se tornar um ator do processo participativo, enquanto a segunda está ligada à efetividade da participação (SOUZA, 2016). Gohn (2005; p.30) traduz sua visão da essência do conceito:

[...] um processo de vivência que imprime sentido e significado a um grupo ou movimento social, tornando-o protagonista de sua história, desenvolvendo uma consciência crítica desalienadora, agregando força sociopolítica a esse grupo ou ação coletiva e gerando novos valores e uma cultura política nova.

Silva (2012) questiona diretamente os atores envolvidos em processos participativos, como seria esse processo ideal, e suas respostas, em geral,

indicam o equilíbrio entre o diagnóstico técnico e social e o bom diálogo entre os dois tipos de conhecimento (popular e técnico-científico), um plano com estímulo à participação, que resulte em empoderamento, e um bom diagnóstico dos serviços de saneamento. Além disso, as respostas revelam outros aspectos considerados importantes pelos próprios participantes: uma boa equipe, uma boa apuração dos dados, infraestrutura adequada e recursos financeiros suficientes para gerar mecanismos de envolvimento da população (SILVA, 2012).

A participação abarca em si um conjunto amplo e variado de fatores relevantes ao processo de comunicação, informação, empoderamento e inclusão, que permeiam a construção do processo participativo. Segundo Mello (2010), Pateman classificou a participação em: pseudoparticipação (população é meramente consultada pelos governantes); participação parcial (a comunidade é envolvida nos processos participativos, mas as decisões cabem a um grupo); participação plena (grupos distintos possuem igual peso nas decisões finais).

A “Escada de Arnstein”, ferramenta capaz de aferir o grau da participação com seus oito degraus, iniciando com a manipulação, configurando a “não-participação” e terminando com o controle dos cidadãos e, conseqüentemente, “poder para o cidadão”, mostra que, para se atingir o ápice da escada, é preciso embasamento dos atores por meio de informação, abertura à consulta, engajamento nas representações, responsabilidade compartilhada, poder e controle dos cidadãos nos processos decisórios (MELLO, 2010).

As etapas de ascensão na escala de Arnstein traduzem, de certa forma, a ideia de empoderamento da população, que pode ser resumido como um processo pelo qual indivíduos, organizações e comunidades angariam recursos que lhes permitam ter voz, visibilidade, influência e capacidade

de ação e decisão (HOROCHOVSKI e MEIRELLES, 2007). Os atores que necessitam e buscam empoderar-se não possuem recursos suficientes para participar desse processo de maneira autônoma e independente, e por isso necessitam de auxílio externo (SILVA, 2012).

Apesar do acervo legislativo apresentar algumas fragilidades na abordagem do controle social, com relação ao tema educação, a situação é ainda mais crítica. Os marcos legais ligados ao saneamento têm apontado a relevância da educação no contexto de aprimoramento das ações de saúde, sem aprofundar na questão. A busca por estratégias de educação, sob as modalidades de educação formal e não formal na elaboração de planos municipais de saneamento, surge da necessidade de ampliar seu escopo, ressignificando seu papel nas políticas com as quais tem grande interface, como a de saneamento, para o processo formativo dos atores.

A Lei nº 8.080/1990 criou o Sistema Único de Saúde (SUS) e a ele instituiu a obrigação de promover, proteger e recuperar a saúde, englobando a promoção de ações de saneamento básico e de vigilância sanitária. A saúde é traduzida como uma condição que depende da exposição a fatores ligados à alimentação, moradia, trabalho, renda, educação, transporte, lazer e acesso aos bens e serviços essenciais. Trata-se de um instrumento que integra a educação e as ações de saneamento, embora não aprofunde nessa relação.

Mesmo num plano mais específico, o da educação ambiental, os princípios da Lei No 9.795/1999, que institui a Política Nacional de Educação Ambiental, não têm se mostrado capazes de fomentar a participação social no planejamento das ações coletivas e individuais nos municípios (BRASIL, 1999). Já a Lei Nº 9.433/1997, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos, tem como objetivo a garantia da disponibilidade de água para gerações futuras, mas não faz ne-

nhuma alusão à educação e participação da população para alcançá-lo.

A Lei Nº 11.445/2007, por sua vez, a despeito de adotar princípios de universalidade, equidade e integralidade, que evocam a necessidade de fomento à educação e à participação social, ao tratar do tema, especificamente, refere-se à educação meramente para tratar da economia de água pelos usuários (BRASIL, 2007). O Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) (BRASIL, 2013) aborda perspectivas da educação em diversas partes de seu conteúdo, destacando a importância da articulação intersetorial para que a educação se torne parte integrante da formação em saneamento.

1.5 Integrando as etapas de planejamento: como os atores se tornam responsáveis pelo saneamento?

Com vistas a proporcionar uma maior integração dos sujeitos que demandam soluções de saneamento e que devem se tornar atores do planejamento, o PNSR apresenta elementos de Gestão, Educação e Participação Social com o intuito de fortalecer o caráter democrático desse planejamento. Esses elementos, juntos ao eixo Tecnologias, formam a base do referido Programa, refletindo a importância dessas ferramentas na composição do planejamento e na prestação dos serviços de saneamento básico. O conceito de controle social para o PNSR está embutido nas práticas de Gestão e tem caráter obrigatório na elaboração de planos municipais de saneamento básico. Por conseguinte, é a etapa da participação social que assume posição de destaque dentro do Programa.

A naturalização do modelo institucional estabelecido pelo antigo Planasa costuma gerar uma grande desorientação sobre quais são os atores intervenientes no saneamento básico e quais funções estes desempenham ou devem necessariamente exercer na prestação dos serviços.

Deste modo, dificulta-se a compreensão da estrutura do setor e acaba conduzindo a equívocos conceituais (COUTINHO et al., 2006).

Relativamente à participação e ao controle social, atendendo aos interesses das classes dominantes de minimizar a influência das subalternas, podem ser citados como exemplo alguns mitos ideológicos: (1) a participação não muda por si só a realidade (ideia que despolitiza a participação ao desconsiderar a existência de indivíduos contrários às mudanças e a correlação de forças, que se organiza em torno de interesses diversos); (2) a sociedade não está preparada para participar como protagonista das políticas públicas (ideia que justifica a tutela do Estado sobre a sociedade civil); (3) a sociedade não pode compartilhar da governabilidade (ideia que restringe a participação ao momento da eleição, sem que caiba aos eleitores qualquer possibilidade de interferência nas ações do governo eleito) (MORONI, 2009).

A Lei Nº11.445 enfatiza o apoio à sociedade para a participação e o exercício democrático do controle social. Tendo em vista que o saneamento básico tem função original de prevenção e promoção à saúde humana (HELLER; CASTRO, 2007), não envolver a população nos processos de gestão e de tomadas de decisões é reproduzir o paradigma técnico-científico e econômico do setor, sem se preocupar com a efetividade, eficiência e eficácia das ações de saneamento realizadas, e, conseqüentemente, sem promover qualidade de vida da população (PITERMAN; HELLER; REZENDE, 2013).

A Participação Social assume a evidência no PNSR devido a sua relevância para integrar os atores, tanto os usuários das áreas rurais quanto técnicos e gestores nos serviços de saneamento, no processo de planejamento. Visando cumprir as exigências legais e elevar os níveis de qualidade de vida tangíveis ao saneamento básico, surge a necessidade de tornar esses atores pro-

tagonistas também nas etapas de planejamento nos municípios. Para que isso ocorra deve-se, primeiramente, elaborar o processo pelo qual se dará a participação. O método onde os atores exercerão esse direito é definido pelo desenho institucional participativo. Além do desenho institucional, o PNSR coloca a transparência, accountability, agentes implementadores e comunicação pública como ferramentas para promover o controle social.

Todavia, garantir o canal e o modelo institucional da participação não é, por si só, suficiente para a eficiência dessa atividade. Para que os distintos grupos envolvidos tenham iguais direitos de decisão e que a “Escada de Arnstein” alcance um degrau satisfatório, o empoderamento prévio é pré-requisito, pois só assim a sociedade civil alcançará capacidade de ação, decisão e influência nas discussões acerca das oportunidades de escolha (HOROCHOVSKI; MEIRELLES, 2007).

Sendo assim, as ações e decisões dos participantes devem refletir uma manifestação consciente do próprio indivíduo, livre de manipulações dos interesses “técnico-científicos e econômicos”, cujas ponderações finais sejam baseadas tanto na satisfação das necessidades individuais, tendo cada sujeito demandas particulares que merecem ser avaliadas, quanto nos interesses coletivos de promoção de saúde e qualidade de vida comunitária.

Paulo Freire defende que para se alcançar a emancipação e conter processos que inibem a manifestação consciente da liberdade individual é necessária uma pedagogia crítica, que promova o embasamento necessário para essa emancipação (GLASS, 2007; GLASS, 2013). O Plansab estabelece o papel central da educação e da participação social no Programa Nacional de Saneamento Rural, colocando a educação junto à participação social como um de seus eixos estratégicos (BRASIL, 2010).

Portanto, surge a necessidade de se agregar práticas de educação crítica, libertadora e emancipatória ao processo participativo da construção de um Plano Municipal. A educação deve tornar-se aliada inseparável do planejamento, como uma prática social que recomenda não só a mudança paradigmática de hábitos, práticas e atitudes culturalmente enraizados, mas também a construção de novos conhecimentos, e, principalmente, deve provocar mudanças sobre a maneira de os indivíduos se portarem, por meio do sentimento, pensamento e ação, na perspectiva de métodos pedagógicos participativos e problematizadores. Assim, “educar e aprender tornam-se um processo contínuo de indagação, reflexão, questionamento e, principalmente, de construção coletiva e compartilhada” (MOISÉS et al., 2010, p. 2582).

Com o objetivo de alcançar êxito nos serviços de saneamento, desde a sua concepção até o final do horizonte, torna-se imprescindível o uso de estratégias sobre diferentes processos educativos, no escopo do Plano Municipal. A atuação conjunta e alinhada dos processos de educação formal e não-formal deve contribuir com a construção do conhecimento para todos os atores envolvidos, de forma universal e democratizante. Conseqüentemente, uma vez promovido o devido empoderamento dos atores, torna-se viável a legitimação de suas vozes que, associados ao canal participativo democrático é capaz de protagonizar os atores na elaboração do Plano.

2 CONCLUSÕES

A legislação brasileira, especialmente no que tange às políticas nacionais regulamentadas após a promulgação da Constituição Federal de 1988, tende a incentivar e valorizar a participação pública nos processos de planejamento e gestão, indo contra um perfil histórico que se baseava na construção de planos sob um olhar pre-

dominantemente técnico-científico. Entretanto, a capacitação, os espaços, abertura e momentos de participação pública, ainda são escassos.

A compreensão potencialmente fornecida pela educação além do reconhecimento de responsabilidades da sociedade, mas enquanto conscientização em relação a seu poder e importância de atuação, vem sendo revelada e suas discussões ampliadas, mas ainda necessita organização efetiva, especialmente no que tange o interesse do poder público e o lidar com o interesse coletivo, sem deixar de lado algumas demandas e percepções individuais.

A dificuldade em acessar alguns PMSB e a desinformação identificada dentro do próprio órgão público em alguns casos é indicativo de como o acesso à informação e a consequente falha no processo participativo e de controle social ainda são realidade, além da constatação de que o rural é tratado de forma menos detalhada e atenta às suas especificidades por estes planos. Ao mesmo tempo, a elaboração dos PMSB por demanda sugere uma predominância do atendimento a uma regra que restringe acesso a recursos federais, levando à elaboração de planos em massa, do que uma consciência real da importância de planejar e tratar a questão do saneamento básico, o que se mostra ainda mais deficiente ao olhar para as áreas rurais.

Considerando que o objetivo do estudo foi avaliar se os elementos gestão, educação e participação social defendidos pelo PNSR são capazes de promover a integração e protagonismo dos diferentes atores na construção participativa dos planos municipais de saneamento básico, defende-se que o Programa aparece como peça fundamental na promulgação e incentivo à integração de visão dos diferentes atores no que tange os serviços de saneamento básico, resgatando e reforçando a relevância sobre a educação e participação social no processo de planejamento e gestão

destes serviços, especialmente nas áreas rurais, predominantemente ocupadas por propriedades privadas e onde a atuação do poder público é não só menor do que nas áreas urbanas, mas ainda cercada de incertezas.

3 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à equipe responsável pela elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR, cujos estudos de caso contribuíram para a elaboração deste artigo; à Fundação Nacional de Saúde - Funasa; aos moradores das comunidades rurais visitadas, que receberam os pesquisadores, cederam seu tempo e contribuíram com a pesquisa; aos demais integrantes das equipes de campo, que participaram da etapa de coleta dos dados; à Universidade Federal de Minas Gerais; ao Programa de Iniciação Científica e Tecnológica do CNPq pelas bolsas concedidas às pesquisadoras de Iniciação Científica da Universidade Estadual de Campinas; aos funcionários das prefeituras municipais consultadas sobre os Planos Municipais de Saneamento Básico; à FAPESP, pelo recurso concedido, Processo 18/03140-1.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, M.P.; ZVEIBIL, V.Z. A relação titular-prestador nos serviços de Saneamento Básico. In: **Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e a gestão dos serviços públicos**. Livro III: Prestação dos serviços públicos de saneamento básico. Livro III. Brasília, 2009, 711 p.

AVRITZER, L. Instituições participativas e desenho institucional: algumas considerações sobre a variação da participação no Brasil democrático. **Opinião Pública**, v. 14, n. 1, p. 43-64, jun. 2008.

BARROSO, L.R. Saneamento Básico: competências constitucionais da União, Estados e Municípios. **Revista Eletrônica de Direito Administrativo Econômico**. n. 11. Bahia, 2007.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado, 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constitui%C3%A7ao.htm. Acesso em: 24 abr. 2019.

BRASIL. **Lei 9.795**, de 27 de abril de 1999. Política Nacional de Educação Ambiental, 1999. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9795.htm>. Acesso em: 13 jun. 2019.

BRASIL. **Lei Federal nº 10.257**, de 10 de julho de 2001. Regula os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União - DOU de 11.7.2001.

BRASIL. **Lei nº 11.107**, de 06 de abril de 2005. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Brasília, DF, 2007.

BRASIL. (2010). **Decreto nº 7.217**, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7217.htm>. Acesso em: 24/05/2019.

BRASIL. **Lei 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 13 jun. 2019.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Organização Pan-Americana de Saúde. Política e Plano Municipal de Saneamento Ambiental: experiências e recomendações**. Organização Pan-Americana de Saúde; Ministério das Cidades, Programa de Modernização do Setor de Saneamento. Brasília: OPAS, 2005. Elaboração: Luiz Roberto Santos Moraes e Patrícia Campos Borja.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Guia para a Elaboração de Planos Municipais de Saneamento**. Brasília: Ministério das Cidades, 2006. Organizadores: Ricardo Silveira Bernardes, Martha Paiva Scárdua e Néstor Aldo Campana.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diretrizes para a definição da política e elaboração do plano de saneamento básico**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2010.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Panorama dos Planos Municipais de Saneamento Básico no Brasil**. Interáguas: Programa de desenvolvimento do setor de águas. Brasília: Ministério das Cidades, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. FUNASA. **Termo de referência para elaboração de planos municipais de saneamento básico e procedimentos relativos ao convênio de cooperação técnica e financeira da Fundação Nacional de Saúde**. Brasília: FUNASA, s.d.

BRASIL. Ministério da Saúde. Organização Pan-Americana da Saúde. **Avaliação de impacto na saúde das ações de saneamento: marco conceitual e estratégia metodológica**. Brasília: Ministério da Saúde, 116p, 2004. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/eng_impacto.pdf>. Acesso em: 8 mai. 2019.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, 2007.

BRASIL. **Panorama do Saneamento Básico no Brasil**. Brasília: Ministério das Cidades, 2011. 88 p.

BRASIL. **Decreto nº 8.211**, de 21 de março de 2014. Diretrizes nacionais de saneamento básico, março 2014. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Decreto/D8211.htm>. Acesso em: 21 maio 2019.

COUTINHO, D. R. et al. Poder concedente e marco regulatório no saneamento básico. **Cadernos Direito GV**, v. 2, p. 1-74, São Paulo, FGV, 2006.

ELIAS, Norbert. **A sociedade dos indivíduos**. Rio de Janeiro: Jorge Zahar Eds., 1994. p. 204.

FUNASA. Fundação Nacional da Saúde. **Manual de Saneamento**. Brasília: FUNASA, 2006.

FUNASA. Fundação Nacional da Saúde. Boletim Informativo. **O desafio de universalizar o Saneamento Rural**, Ed.10, Brasília, 2011.

GLASS, R. D. **On Paulo Freire's Philosophy of Praxis and the Foundations of Liberation Education**. Educational Researcher, v. 30, n. 2, p. 15-25, 2007.

GLASS, R. D. **Revisitando os fundamentos da educação para a libertação: o legado de Paulo Freire**. Educação & Realidade, v. 38, n. 3, p. 831-851, set. 2013.

GOHN, Maria da Glória. **O protagonismo da sociedade civil: Movimentos sociais, ONGs e redes solidárias**. São Paulo: Cortez, 2005.

GUIMARÃES, L. Z. **Participação Democrática e Desenho Institucional: Uma Abordagem Teórica**. Direito Iazabela Hendrix, v. 13, n. 13, p. 92-100, 2016.

HELLER, L.; CASTRO, J. E. Política pública de saneamento: apontamentos teórico-conceituais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 284-295, set. 2007.

HELLER, L.; CASTRO, J.E. **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Belo Horizonte: Ed. UFMG; Rio de Janeiro: Ed. Fio-cruz, 2013.

HELLER, P. G. B. **Modelos de Prestação dos Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário: Uma Avaliação Comparativa do Desempenho no Conjunto dos Municípios Brasileiros**. 2012. 139 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Sa-

nitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

HELLER, L.; BRAGA, R.; RODRIGUES, L.; LISBOA, S. Planejamento em saneamento básico. In: Heller, L. **Saneamento básico, saúde ambiental e políticas públicas. Novos paradigmas para a América Latina e Caribe**. Washington DC: Pan-American Health Organization. 2012.

HOROCHOVSKI, R. R.; MEIRELLES, G. Problematizando o conceito de empoderamento. In: II Seminário Nacional: Movimentos Sociais, Participação e Democracia, **Anais...** p. 485–506, 2007.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010**. 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 12 de mai. 2019.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento Básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, v. 45, n. 2, p.331-48, 2011.

MELLO, M. C. C. DE. **O Conselho Municipal De Saneamento de Belo Horizonte: História, Funcionamento e Perspectivas**. 2010.

MESQUITA, A. P.; FERREIRA, W. R. O município e o planejamento do território rural no Brasil. **Revista Geográfica de América Central**, n. 58, p. 331-355, 2017.

MOISÉS, M. et al. A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 15, n. 5, p. 2581–2591, ago. 2010.

MONTENEGRO, M.H.F. Potencialidade da regionalização da gestão dos serviços públicos de Saneamento Básico. In: **Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e a gestão dos serviços públicos**. Livro I: Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília, 2009, 711p.

MORAES, L.R. dos S. Política e plano municipal de saneamento básico: aportes conceituais e metodológicos. In: MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Livro 1 – Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de Saneamento Básico**. Brasília: Editora, 2009. Capítulo 1, p. 31-53.

MORAES, L.R. dos S.; BORJA, P.C. **Política e plano municipal de saneamento ambiental: experiências e recomendações**. Organização Panamericana da Saúde; Ministério das Cidades, Programa de Modernização do Setor de Saneamento. Brasília: OPAS, 2005. 89p.

MORONI, J. A. O direito à participação no governo Lula. In: AVRITZER, L. (Org.). **Experiências nacionais de participação social**. São Paulo: Cortez, 2009. p. 107-141.

OLIVEIRA, J. A. P. Desafios do planejamento em políticas públicas: diferentes visões e práticas. **Revista de Administração Pública**, v. 40, n. 1, p. 273-288, 2006.

PITERMAN, A.; HELLER, L.; REZENDE, S. C. (A falta de) Controle social das políticas municipais de saneamento: Um estudo em quatro municípios de Minas Gerais. **Saúde e Sociedade**, v. 22, n. 4, p. 1180–1192, 2013.

PEREIRA, T.S.T.; HELLER, L. Planos municipais de saneamento básico: avaliação de 18 casos brasileiros. **Eng Sanit Ambient**, 2015 jul -set;20(3):395-404.

REZENDE, S. C.; HELLER, L. **O saneamento no Brasil: políticas e interfaces**. 2. ed. rev. e ampl. Belo Horizonte: UFMG, 2008. 387 p.

REZENDE, S.C. Investimentos em saneamento básico: análise histórica e estimativa de necessidades. In: _____ (Org.). **Cadernos temáticos**. 1. ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2014. (Panorama do Saneamento Básico no Brasil, v. 5).

SANTORO, P.; COSTA, C.; PINHEIRO, E. Introdução. In: SANTORO, P.; PINHEIRO, E. (Org.). **O município e as áreas rurais**. São Paulo: Instituto Pólis, 2004, p. 5-13. (Cadernos Pólis 8).

SANTOS, M. R. R.; RANIERI, V. E. L. Deficiências e desafios do planejamento territorial de áreas rurais no Brasil. **Revista Rural & Urbano**, Recife. v. 03, n. 01, p. 02 – 21, 2018.

SILVA, C. H. D. da. **Plano diretor: teoria e prática**. São Paulo: Saraiva, 2008. 181p.

SILVA, F.J.A. (2012) **A natureza dos planos municipais de saneamento é influenciada pelas instituições elaboradoras? Um estudo comparativo em três municípios de Minas Gerais**. (Dissertação) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 139 f.

SILVA, S.P. Participação social e políticas públicas de desenvolvimento rural: uma análise da percepção dos conselheiros do CONDRAF. **Estudos Sociedade e Agricultura**, outubro de 2017, vol. 25, n. 3, p. 591-615.

SILVEIRA, R.B. (2012) **Princípios no planejamento em saneamento básico: estudo comparativo de três experiências brasileiras** (Dissertação) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 188 f.

SOUZA, C. M. N. Participação dos cidadãos e saneamento básico: panorama da legislação nacional. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, n. 63, p. 141, 2016.

VEIGA, B. G. A. DA. **Participação social e políticas públicas de gestão das águas: olhares sobre as experiências do Brasil, Portugal e França**. Centro de Desenvolvimento Sustentável, p. 320, 2007.

Saneamento básico em contextos de agricultura familiar

▶ **Data de entrada:**
10/05/2019

▶ **Data de aprovação:**
31/07/2019

Water supply and sanitation in a family farming context

Bárbara Batista Porto | Bárbara Marques Sales | Sonaly Rezende*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.055>

Resumo

O presente estudo foi desenvolvido no contexto da elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural. Devido à diversidade da população rural, optou-se por investigar o saneamento no contexto da agricultura familiar, grupo que representa 84% dos estabelecimentos rurais brasileiros e tem grande importância social, econômica e cultural. Foram realizados quatro estudos de caso, e o *corpus* da pesquisa se desenvolveu segundo princípios da Grounded Theory, com a obtenção de dados a partir da aplicação simultânea de técnicas qualitativas distintas e posteriormente submetidos à análise de conteúdo. Os resultados são indicativos da relevância de aspectos socioculturais sobre as práticas sanitárias, revelando a consciência da importância da preservação da natureza com as noções de risco de contaminação da água por águas residuárias e resíduos sólidos. Isso tem influência direta em práticas vigentes, como a separação de resíduos sólidos e o manejo adequado das águas pluviais.

Palavras-chave: Saneamento rural. Agricultura familiar. Políticas públicas em Saneamento Rural.

Abstract

The present study was developed within the National Rural Sanitation Program elaboration context. Due to the rural population diversity, we decided to investigate sanitation in family farming context, a group that represents 84% of Brazilian rural establishments and has great social, economic and cultural importance. Four case studies were performed and the research corpus was developed according to Grounded Theory principles, obtaining data from the simultaneous application of different qualitative techniques. and subsequently submitted to content analysis. The results are indicative of the relevance of sociocultural aspects to sanitary practices, revealing awareness to the importance of nature preservation, with notions of water contamination by wastewater and solid waste risks, which has a direct influence on current practices, such as solid waste separation and proper stormwater management.

Keywords: Rural Sanitation, Family Farming, Public Policies on Rural Sanitation.

Bárbara Batista Porto – Engenheira Ambiental pela UFV. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

Bárbara Marques Sales – Engenheira Civil e Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

Sonaly Rezende – Professora do DESA/UFMG. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e Doutora em Demografia pela UFMG.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Avenida Antônio Carlos, 6.627, Pampulha, CEP 31270010 - Belo Horizonte, MG. Telefone: (31) 3409-1014. E-mail: srezende@desa.ufmg.br.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o déficit em serviços de saneamento mantém-se concentrado em áreas rurais e periferias de centros urbanos, territórios ocupados pelas populações mais pobres. Esse padrão histórico de reprodução da situação sanitária vigente se deve, em grande medida, à supremacia da política pública voltada para o desenvolvimento de áreas urbanas, adotada durante a década de 1970. Nesse contexto, os governos militares instituíram o Planasa, um plano cujas ações priorizaram o abastecimento de água e se limitaram aos centros urbanos de economia mais dinâmica; nestes, direcionadas a áreas específicas, de interesse prioritário.

A Política Nacional de Saneamento Básico é recente, tendo sido instituída a partir da criação do Ministério das Cidades, em 2003, e da promulgação da Lei Nº 11.445/2007. A partir daí, novos paradigmas são expressos em relação às diretrizes para o saneamento básico, passando o rural a figurar em lugar de destaque, graças à priorização de ações desta natureza, instrumentalizadas no Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), por meio do Programa Nacional de Saneamento Rural.

O Plansab caracteriza o déficit e o atendimento adequado aos serviços de saneamento básico, sendo que este último corresponde às seguintes situações: i) ao fornecimento de água potável por rede de distribuição ou por poço, nascente ou cisterna, com canalização interna, em qualquer caso, sem intermitências; ii) à coleta de esgotos, seguida de tratamento, e uso de fossa séptica; e iii) à coleta direta ou indireta com frequência mínima de uma vez por semana e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos (BRASIL, 2013). As situações que diferem das referidas ações de saneamento são consideradas déficit (precariedade ou ausência) de soluções.

Em áreas rurais, em geral, há predominância de ações não constituídas e/ou mantidas pelo poder público. Dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011) apontam que cerca de 55% dos domicílios rurais brasileiros possuíam como formas principais de abastecimento os poços ou as nascentes, em geral a cargo dos próprios usuários. Em cerca de 28% dos domicílios rurais havia ligação à rede de distribuição, forma de abastecimento que denota maior atuação do poder público, pela economia de escala inerente a essa solução. Em relação ao tipo de escoadouro dos esgotos, a presença de fossas rudimentares era predominante e alcançava um patamar de aproximadamente 64% do total de domicílios rurais, e as fossas sépticas, cerca de 16%. As redes coletoras de esgotos não ultrapassam 5% do atendimento domiciliar, revelando a fraca atuação do poder público na oferta de serviços de esgotamento sanitário. No que se refere aos resíduos sólidos, a maioria dos domicílios rurais tinha como destino principal a queima (58%). A coleta atendia a 30% dos domicílios rurais, provavelmente nas áreas rurais de extensão urbana, mais facilmente integradas às rotas de coleta, e a áreas aglomeradas mais adensadas, nem sempre reconhecidas como núcleos urbanos (IBGE, 2011).

Quanto ao manejo de águas pluviais, dadas as suas particularidades, os dados disponíveis são insuficientes para caracterizar a situação vigente (BRASIL, 2019). A natureza das ações de saneamento nas áreas rurais reflete a fraca atuação do poder público, que está ligada, em geral, à oferta de serviços coletivos, caracterizados por rede de água, rede de esgotos, coleta de resíduos e existência de infraestrutura de drenagem (pavimento e boca de lobo).

Uma abordagem mais específica ao atendimento por soluções de saneamento em áreas rurais do Brasil, pautada nas características do domicílio e das pessoas que nele residem, foi realizada por Sales (2018), que mostrou como

há perfis preferenciais de domicílios com menor chance de possuir atendimento adequado. Por exemplo, domicílios que têm menor renda domiciliar, condições de habitação mais precárias e responsáveis com baixa escolaridade, de cor preta ou parda, têm maior probabilidade de exclusão sanitária (SALES, 2018). No Brasil, em 2010, um domicílio rural cuja renda agregada era inferior a 1,5 salário mínimo tinha duas vezes mais chance de não ter acesso a serviços de abastecimento de água do que um domicílio cuja renda era superior a três salários mínimos (SALES, 2018). Já um domicílio cujo responsável não tivesse instrução apresentava quatro vezes mais chances de não ter esgotamento sanitário adequado quando comparado a um domicílio cujo responsável tivesse ensino superior (SALES, 2018). Essas diferenças mostram que, em meio ao significativo contingente de domicílios com atendimento precário ou sem atendimento, há determinantes socioeconômicos e demográficos que interagem com outros fatores, ambientais e culturais, por exemplo, e conduzem os mais pobres e menos escolarizados a situações sanitárias bem piores.

O passivo em termos de cobertura dos serviços de saneamento em áreas rurais tem sido apontado como resultado da limitada iniciativa governamental direcionada a essas áreas, de falhas relativas ao monitoramento da qualidade dos serviços, de baixa capacidade técnica e de captação de recursos, de falhas legislativas, além do desconhecimento por parte dos formuladores de políticas públicas acerca da população rural (KAYSER et al., 2015; RIBEIRO, GALIZONI, 2003). No Brasil, as organizações públicas voltadas ao desenvolvimento regional têm sido historicamente marcadas pela centralização das iniciativas e pela falta de articulação real com as experiências vividas pelos atores locais, destacando-se a pouca atenção às verdadeiras demandas da população (TEIXEIRA, 2013; BEDUSCHI FILHO; ABRAMOVAY, 2004).

O Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) (BRASIL, 2019) inova ao vislumbrar ações que sejam capazes de integrar as demandas rurais e urbanas, prevendo a gestão em diversos níveis, instrumentalizada por elementos de base educacional e de participação social. Traduz o saneamento como parte da promoção do desenvolvimento rural solidário e sustentável, como um instrumento capaz de erradicar a pobreza extrema e promover a saúde e a salubridade ambiental, estando pautado nos princípios de direitos humanos ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário (DHAES) estabelecidos pela ONU (BRASIL, 2019). A ampliação do debate e a busca de um novo entendimento do que é rural no Brasil foram motivadas pela necessidade de alcançar uma caracterização mais fiel da realidade do saneamento rural no Brasil.

Em meio às distintas faces do rural, há espaços altamente diversos e variados, nas perspectivas ambiental, social, cultural e demográfica. O aspecto econômico também impacta essas realidades e tem grande peso nas migrações internas do país, fortemente motivadas por fatores econômicos, vinculados ao lugar de destino, e pelas condições de vida desfavoráveis no lugar de origem (OGIMA, 2013). Em meio a grupos variados de pessoas que residem, de distintas formas, nas áreas rurais, encontra-se um grupo significativo, ligado à agricultura familiar. Esse universo é composto de grupos com interesses particulares, estratégias próprias de sobrevivência e de produção e que reagem de maneiras distintas a desafios, oportunidades e restrições semelhantes (BUAINAIN; DI SABATTO; GUANZIROLI, 2004). Os agricultores familiares guardam ainda uma relação muito particular com os recursos naturais (RIBEIRO e GALIZONI, 2003) e, justamente por estarem fortemente relacionados a esses recursos, envolvem-se em situações de conflitos em diversos níveis e com distintos atores (ZHOURI e LASCHEFSKI, 2010).

No que tange a definições conceituais necessárias à compreensão dos domínios da agricultura familiar, segundo Wanderley (2003), existe uma certa dificuldade no Brasil, do ponto de vista teórico, em se convergir para um conceito objetivo, dada a sua grande diversidade, refletindo na variação de posições estabelecidas por diferentes teóricos. Para alguns, o conceito de agricultura familiar se confunde com a definição considerada para fins de execução do Pronaf¹, ou seja, como função da capacidade de produção do agricultor. Para outros, esse tipo de agricultura é praticada por um grupo de agricultores capaz de se adaptar às mais recentes exigências do mercado, permeados por habilidades empreendedoras e alta dependência do capital, em oposição aos demais “pequenos produtores”, estes incapazes de acompanharem tais modificações. São os chamados agricultores “consolidados”, aqueles que têm condições, no curto prazo, de se estabelecer dentro da estratégia produtiva do mercado. Há ainda uma terceira linha teórica, que aborda a agricultura familiar na perspectiva descritiva das transformações do campesinato.

Sob a perspectiva legal, considera-se agricultor familiar e empreendedor familiar rural aquele que pratica atividades no meio rural, atendendo, simultaneamente, aos seguintes requisitos (BRASIL, 2006):

I - não detenha, a qualquer título, área maior do que 4 (quatro) módulos fiscais;

II - utilize predominantemente mão de obra da própria família nas atividades econômicas do seu estabelecimento ou empreendimento;

III - tenha renda familiar predominantemente originada de atividades econômicas vinculadas ao próprio estabelecimento ou empreendimento;

III - tenha percentual mínimo da renda familiar originada de atividades econômicas do seu estabelecimento ou empreendimento, na forma definida pelo Poder Executivo; (Redação dada pela Lei nº 12.512, de 2011)

IV - dirija seu estabelecimento ou empreendimento com sua família.

O segmento populacional de áreas rurais que se dedica à agricultura familiar tem sido alvo de políticas públicas de desenvolvimento agrário, devido à sua grande representatividade no cenário produtivo brasileiro, compondo 84,4% dos estabelecimentos rurais, de acordo com os dados do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006). Dessa forma, a agricultura familiar consiste na mais numerosa forma social de produção agrícola no Brasil, sendo a propriedade e o trabalho intimamente ligados à família (SOUZA; BRANDENBURG, 2012). O conhecimento a respeito desse grupo é capaz de proporcionar o delineamento de objetivos, estratégias e instrumentos em ações que objetivem seu desenvolvimento, principalmente por meio das políticas públicas (BUAINAIN; DI SABATTO; GUANZIROLI, 2004).

Com o objetivo de interpretar as condições de saneamento básico, no contexto de domicílios onde residem famílias ligadas à agricultura familiar, o presente trabalho busca explorar as contradições que levam as famílias a reproduzirem determinados padrões de conduta, frente a demandas associadas ao abastecimento de água, ao esgotamento sanitário, ao manejo dos

¹ O Pronaf – Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar – tem como objetivo o financiamento à implantação, ampliação ou modernização da estrutura de produção, beneficiamento, industrialização e de serviços no estabelecimento rural ou em áreas comunitárias rurais próximas, visando à geração de renda e à melhora do uso da mão de obra familiar.

resíduos sólidos e das águas pluviais. Foi desenvolvido no contexto da elaboração do Projeto de pesquisa intitulado “Estudo para a concepção, implantação e gestão do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)”, coordenado pela Funasa e UFMG. A elaboração do PNSR pautou-se na análise das experiências de campo, em 15 comunidades rurais do país, e fomentou, no âmbito deste estudo, a análise de quatro comunidades rurais, cuja atividade principal é a agricultura familiar.

2 METODOLOGIA

A referência metodológica da pesquisa de campo é a *Grounded Theory* (GT), conjunto de técnicas que prevê a coleta e a pré-análise de dados ocorrendo simultaneamente. Partiu-se da composição de um desenho inicial das realidades a serem exploradas, por meio de dados secundários. Em campo foram aplicadas as técnicas de observação direta, com registros em caderno de campo, coleta e análise documental, e realização de entrevistas semiestruturadas (FLICK, 2009). No contexto da pesquisa realizada, destaca-se a importância da atenção a temas emergentes, a partir de análises primárias, visando à descoberta de processos sociais que expliquem a relação entre a prática da agricultura familiar e as condições sanitárias das populações rurais. A construção indutiva de temas e categorias que explicitam e sintetizam essas relações é fundamental nesse tipo de abordagem e, em geral, expressa

aspectos presentes no marco teórico mobilizado (CHARMAZ E MITCHELL, 2001).

Na presente pesquisa, a coleta de dados foi realizada até o ponto de saturação teórica dos dados, uma vez que a continuidade da pesquisa não aportaria novas informações (BAUER; GASKELL, 2003). Por se tratar de pesquisa envolvendo seres humanos, foram observadas as diretrizes definidas pela Resolução Nº 466/12, do Conselho Nacional de Saúde, com a aprovação do Conselho de Ética em Pesquisa da Universidade Federal de Minas Gerais (COEP/UFMG).

Antes das viagens às comunidades, houve uma oficina com a equipe de pesquisadores de campo do PNSR, com o objetivo de expor as questões de interesse, os conceitos importantes para a interpretação de distintas realidades e as técnicas de coleta e análise de dados. Um estudo piloto foi realizado na comunidade rural de Pastorinhas, em Minas Gerais, cujos residentes se dedicam, em grande medida, à agricultura familiar. Os pesquisadores estiveram naquela comunidade durante um período curto e conseguiram informações relevantes para a compreensão da situação sanitária local. Tais resultados subsidiaram a construção do roteiro de investigação, permitindo o alcance das singularidades das quatro comunidades estudadas, além de Pastorinhas (MG), Vargem Bonita (Capanema, PR), Nova Alemanha (Imbuia, SC) e São Roque (Praia Grande, SC), apresentadas na Figura 1.

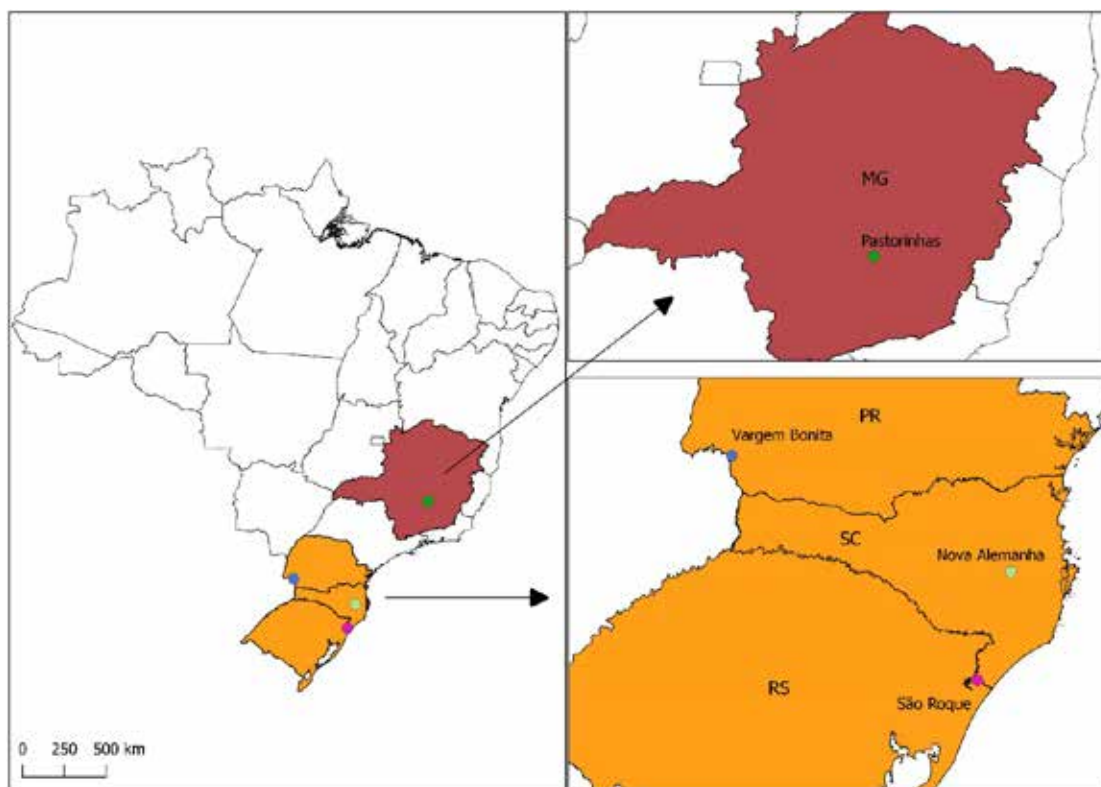


Figura 1 – Mapa com a localização das comunidades de Pastorinhas (Brumadinho, MG), Vargem Bonita (Capanema, PR), Nova Alemanha (Imbuia, SC) e São Roque (Praia Grande, SC). Fonte: Elaboração própria.

A equipe esteve em cada local por 10 dias, totalizando aproximados 40 dias em campo, incluindo-se o tempo entre as campanhas, no qual a equipe descansou e prosseguiu na análise dos dados, na elaboração de memorial descritivo dos dados obtidos e estruturação do relatório de campo. As informações obtidas eram discutidas entre os pesquisadores de campo, motivados na busca pela profundidade acerca das questões sanitárias, e por novas formas de abordá-las.

O guia da pesquisa envolveu questões relativas às condições sanitárias domiciliares das famílias residentes nas comunidades e a gestão das infraestruturas, bem como as respectivas condições socioeconômicas e culturais. Adicionalmente foram levantados aspectos sobre as melhorias desejadas. Por se tratar de famílias que se dedicam de forma prioritária à agricultura familiar, foram estabelecidas algumas questões

fundamentadas nesse tema, a fim de interpretar como é a realidade sanitária dessas famílias, e se há alguma característica sociocultural que influencie a relação entre a referida prática ocupacional e as condições de saneamento.

O conjunto de dados, previamente analisado, e o conteúdo transcrito das entrevistas foram submetidos à análise de conteúdo, de acordo com as recomendações de Bardin (2009). A análise foi conduzida a partir de macrotemas representados pelas quatro componentes do saneamento básico – abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo dos resíduos sólidos e manejo das águas pluviais. Em relação a cada tema foram analisadas categorias que denotaram influência ou impacto sobre as ações sanitárias, tais como os aspectos demográficos, econômicos e socio-culturais, com especial interesse nesses últimos, que se mostraram intrinsecamente relacionados

à herança, material e cultural, ou formas variadas de transferências intergeracionais, que influenciam a relação das famílias com a terra, o “viver da terra”, que, historicamente também lhes impõe situações de conflito, muitos de natureza ambiental. A análise das condições domiciliares de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos, e para o peridomicílio, o manejo das águas pluviais, para esse grupo, em particular, levou à priorização de categorias que apareceram com maior intensidade nos resultados. Os participantes foram identificados de acordo com a comunidade de referência e uma ordem numérica, preservando-se, assim, suas identidades.

2.1 Descrição das comunidades

O assentamento Pastorinhas é formado por 20 famílias, que ocupam uma área de 154 ha, altamente preservada, no município de Brumadinho (MG). As principais atividades laborais dessas famílias estão ligadas à agricultura familiar. Há produção de hortaliças para comercialização em feiras locais e o abastecimento de escolas públicas atendidas pelo Programa de Aquisição de Alimentos, do Governo Federal. Alguns moradores praticam a agroecologia e estão em processo de cessação do uso de defensivos agrícolas na produção. A atuação de lideranças femininas na comunidade é destacada e coexiste com uma organização social que busca inovações socio-técnicas para aumentar a sustentabilidade das soluções, em presença constante de conflitos.

A comunidade de Vargem Bonita está localizada no município de Capanema (PR). É composta de 20 famílias distribuídas espacialmente às margens do Rio Iguaçu. A principal atividade econômica do local é a agricultura familiar de pequeno e médio portes, preferencialmente a produção de soja, milho, tabaco e leite, além da produção para consumo da própria família (criações de animais,

hortaliças, frutas, ovos etc). As famílias que residem na comunidade serão atingidas pela construção de uma usina hidroelétrica e não se sabe ao certo quando, e em que lugar, serão reassentadas. Dada essa condição, não há interesse em melhorias de qualquer natureza, pelo poder público.

Durante a estadia na comunidade de Vargem Bonita, a equipe se hospedou na casa de uma família de moradores antigos e conseguiu maior aprofundamento para a interpretação de assuntos cotidianos da comunidade, seus conflitos, rotina, cultura. A Figura 2 apresenta o tipo de moradia mais comum no local.



Figura 2 – Moradia típica da comunidade de Vargem Bonita. Fonte: Acervo fotográfico PNSR (fevereiro de 2016).

Nova Alemanha, comunidade pertencente ao município de Imbuia (SC), foi a maior comunidade visitada, com aproximadamente 150 famílias. A região foi originalmente habitada por descendentes

diretos de alemães, os colonos, os quais constituem a maior parte da sua população. A atividade principal praticada nesta comunidade é a agricultura, em geral em áreas de cultivo de 20 a 25 ha, em região montanhosa (Figura 3), predominando

o cultivo de tabaco, milho e cebola, além da produção de subsistência (criações de animais, hortaliças, frutas, ovos etc). Notou-se o uso intensivo de agrotóxicos, sendo relatadas pelos moradores doenças associadas a essa prática.



Figura 3 – À esquerda, vista da área onde se localiza a comunidade e à direita um tipo comum de moradia dentro da comunidade. Fonte: Acervo fotográfico PNSR (fevereiro de 2016).

Na segunda comunidade visitada, Nova Alemanha, a mediação do contato da equipe de campo do PNSR com os moradores foi feita por uma pessoa de fora da comunidade, o que restringiu a observação direta das rotinas das famílias da comunidade e estabeleceu momentos pré-definidos para as entrevistas e atividades em grupo. Apesar da distância que se estabeleceu entre pesquisadores e comunidade, a equipe foi surpreendida com a disponibilidade dos moradores em participar das entrevistas e da atividade em grupo realizada ao final.

Em São Roque, a questão da identidade quilombola vem sendo reforçada diante do contexto de luta no qual ela está envolvida desde 2002. Segundo os moradores, trata-se de uma comunidade que existe desde o tempo de seus bisavós, o que pode chegar a mais de 200 anos. O território

da comunidade estava em processo de regulamentação fundiária no momento da visita, e seus moradores enfrentavam conflitos com o poder público por residirem em área do Parque Nacional de Aparados da Serra Geral, em sua zona de amortecimento (Figura 5), e com fazendeiros da região, que ocuparam parte das terras consideradas pelos moradores da comunidade de São Roque como suas. Eram, em 2016, 63 famílias remanescentes de quilombo cadastradas; no entanto, apenas 26 delas permaneciam na comunidade no momento da visita. Com as atividades econômicas limitadas pelos conflitos existentes, as principais fontes de renda dessas famílias são as aposentadorias, recursos do Programa Bolsa Família e o trabalho em atividades informais, em regime de diárias. A Figura 4 apresenta também um tipo comum de moradia no local.



Figura 4 – À esquerda, vista da área onde se localiza a comunidade; à direita, um tipo de moradia comum na comunidade de São Roque. Fonte: Acervo fotográfico PNSR (fevereiro de 2016).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Abastecimento de água

A escolha da forma de abastecimento de água nas comunidades é guiada pela disponibilidade de fontes, recaindo sobre a de melhor qualidade e maior proximidade. As águas de nascentes, também chamadas de grotas, são as preferidas para a ingestão, preparo de alimentos e higiene pessoal. Desse modo, a maior parte das famílias capta água para o abastecimento doméstico em

nascentes ou poços, sendo a distribuição realizada por mangueiras (Figura 5). Existem relatos que revelam a interrupção do abastecimento de água após a ocorrência de chuvas de maior intensidade, que “sujam” a água das nascentes. Há também alusões ao enchimento das fossas durante a estação chuvosa, quando a descarga sanitária é mais demorada, fato que não é associado à contaminação da água nas comunidades estudadas.



Figura 5 - Captação em nascente (esquerda) e captação em poço (direita) nas comunidades visitadas. Fonte: Acervo fotográfico PNSR (fevereiro de 2016).

A priorização das fontes de abastecimento de água em função da percepção da sua qualidade é uma característica discutida por Ribeiro e Galizoni (2003), envolvendo agricultores do Vale do Jequitinhonha, Minas Gerais. Os autores discutem a avaliação qualitativa da água como uma referência fundamental para a população rural, mesmo em situação de escassez. A qualidade da água, associada à fonte, resulta na hierarquização das fontes: a água “fina” é obtida em cacimbas bem localizadas, olhos d’água, nascentes com vegetação de entorno preservada ou sob rochas, conhecidas como grotas. Tais fontes são interpretadas como recurso de valor inestimável, por serem puras e intocadas (RIBEIRO; GALIZONI, 2003). De fato, o reconhecimento da necessidade de conservar a qualidade da água e a preservação das nascentes foi amplamente observado nas narrativas e na forma de as famílias lidarem com a água.

A busca por menor custo também pauta a escolha dos moradores. A captação em nascente é priorizada quando possível não só pela sua qualidade, mas também pela forma como a água é conduzida ao domicílio, por gravidade, sem custos com energia. Já a captação em poço demanda instalação e funcionamento de equipamentos eletrônicos, como as bombas, opção onerosa quando comparada à captação em nascente com adução por gravidade. Por outro lado, os custos com energia são capazes de evitar o desperdício de água, uma vez que, nessas condições, o uso de bombas, e, conseqüentemente, o consumo de água, são controlados com maior rigidez.

Estudos reforçam o quanto os custos dos sistemas condicionam as escolhas (TEIXEIRA, 2013; MARA, 2003). Em um estudo realizado no Vale do Jequitinhonha, Laschefski e Zhouri (2011) relatam a situação da comunidade de “Peixe Cru”, que foi atingida pela construção de uma barragem e reassentada à beira de uma rodovia, em meio a plantações de eucalipto. A nova forma de

acesso à água no local de reassentamento constituiu, naquele momento, um ponto de conflito bastante expressivo entre a comunidade e o poder público, tendo em vista que o novo sistema não correspondia ao esperado pelas famílias. Além de não apresentar, inicialmente, qualidade compatível com os padrões de potabilidade, a nova fonte de água era distante da comunidade e em cota mais baixa, requerendo bombeamento, gerando ônus financeiro e demandando uma fonte de energia e um operador. Além disso, a água tinha significados para a comunidade que não foram considerados na ação realizada pelo poder público, limitando a reprodução social tradicional do grupo.

A situação observada na comunidade de Vargem Bonita também é reveladora de conflitos. A comunidade se encontra num patamar de indefinições e provisoriades que leva os agricultores a interromper suas atividades laborais e evitar investimentos em melhorias residenciais, porque, como aparece na narrativa de um morador, “a gente também precisa e gostaria de fazer uma casa nova, mas a gente não tá construindo (...) em função da construção da usina” VB1. O poder público tem restringido sua atuação na comunidade, não havendo investimentos e ações em saneamento. O distrito sede de Capanema, município onde se localiza a comunidade de Vargem Bonita, possui 100% de sua população abastecida com água tratada, captada em poço e distribuída por rede geral, desde 2012. No entanto, esse serviço não se estendeu à comunidade de Vargem Bonita. Além da precarização das infraestruturas, as conseqüências econômicas negativas relacionadas à redução das práticas agrícolas e a falta de perspectivas de desenvolvimento local, observa-se também a grande preocupação com a perda das raízes, dos laços familiares, entre outras perdas – não somente materiais – que se apresentam nos percursos do conflito. De fato, o agricultor, justamente por ser familiar, guarda laços profundos – de ordem social e simbólica –

com a tradição “camponesa” que recebeu de seus antepassados (WANDERLEY, 2000).

As narrativas sobre a necessidade de se conservar a qualidade da água foram amplamente observadas nos contatos realizados com as famílias das comunidades. A menção à preservação da fonte revelou-se emblemática na maior parte dos discursos proferidos quando o assunto era o abastecimento de água. Em algumas famílias notou-se a crença de que medidas de proteção das fontes são capazes de evitar a contaminação da água por agrotóxicos, além de manter a qualidade da água em épocas de “chuvarada”. Foram observadas melhorias realizadas neste sentido segundo as possibilidades dos agricultores, como, por exemplo, o uso de garrafas PET perfuradas, assumindo o papel de crivos acoplados às mangueiras, nos pontos de captação.

Observou-se elevada resistência ao uso do cloro, e não é costume o tratamento domiciliar da água com desinfetantes à base desse produto, seja porque as pessoas consideram que a água fica com gosto ruim; seja pela crença de que a prática não é necessária (“a água é purinha”); em alguns casos, onde a água é corrente, e não há reservação, há relatos de que “não dá pra colocar o cloro”. Baixa aceitação do cloro também foi identificada por Candiotto, Souza e Casaril (2015) entre agricultores familiares do Paraná. Seus resultados mostraram que em quatro comunidades rurais onde a rede de distribuição de água estava disponível, a população fazia uso dessa água (devidamente tratada e clorada) apenas para a limpeza. Ainda assim, há interpretação dos pesquisadores de campo de que existe a percepção da necessidade do tratamento da água, em parte à segurança atribuída à água tratada, ou pela potencial redução na ocorrência de diarreias.

Em uma das comunidades foi observado um contexto de potencial contaminação dos cursos de água por agrotóxicos. Ali, as narrativas sobre a

necessidade do tratamento de água demonstram que há expectativa de que o tratamento seja capaz de remover os agrotóxicos, o que não ocorre, dado que a efetiva remoção de contaminantes orgânicos em água para consumo humano se faz com tecnologias avançadas, distintas daquelas presentes em Estações de Tratamento de Água convencionais, como a adsorção em carvão ativado e a filtração por membranas (osmose reversa e nanofiltração) (FERNANDES NETO; SARCINELLI, 2009).

Apesar do receio da contaminação, os agricultores familiares apresentaram nítida satisfação com as próprias fontes de água, descrevendo as suas características desde a origem e por todo o percurso até chegar ao domicílio. Água que “vem da grota. É a melhor água que nós temos” (SR4).

Há menções sobre a proteção das nascentes que descrevem cuidados importantes dos usuários, como revelam diálogos de pessoas de uma mesma família com o entrevistador: “Eu acho que eu estou muito satisfeito com a água que eu tenho” (NA7- 1). Outra pessoa que reside no domicílio concorda: “Eu também, porque a gente protegeu bem a nascente, assim, não entra, nem água da chuva assim, sabe de enxurrada, não entra água, só se for por baixo da terra, né?” (NA7- 2). E, na sequência, o primeiro interlocutor revela a própria ação: “E dá mais de meio hectare que eu cerquei em roda, né, [...] Daí pra mais” (NA7-1).

Vale ressaltar que, apesar de considerarem a água boa, os agricultores revelaram que gostariam de receber mais informações sobre alguns parâmetros de qualidade da água. Foram relatados eventos de coletas de água de suas fontes, para a realização de análises, porém demonstrou-se desconhecimento dos resultados sobre a qualidade da água coletada. Diante da falta de informação sobre tal aspecto, percebe-se certa frustração, como evidencia VB5, que relata a chegada de técnicos que “vieram, coletaram a

água e nunca trouxeram o resultado.(...) Pode ser que ela era boa, porque se tivesse algum problema...”. Na concepção desse entrevistado, os técnicos que coletaram as amostras de água teriam retornado com melhorias.

Muitas vezes, pautados em informações incompletas sobre a qualidade de suas águas, mas também considerando-se o conhecimento da origem da água consumida em casa, os moradores ficam vulneráveis às alterações que a qualidade da água possa sofrer. Como ocorreu no caso de um entrevistado que se mostrava satisfeito com a qualidade da água consumida, porém a água se encontrava turva, e observou-se a presença de baratas no reservatório do domicílio.

3.2 Esgotamento sanitário

As soluções individuais para os esgotos sanitários são predominantes, não tendo sido observada nenhuma disposição a céu aberto. Já as águas servidas (provenientes da cozinha e área de serviço) eram, na maioria das residências, dispostas no peridomicílio, escoando pelo terreno e infiltrando no solo (Figura 6). As soluções mais comuns para as excretas são as fossas rudimentares, seja como um buraco escavado, sem revestimento, nas proximidades do banheiro (chamadas de fossa ou poço negro, talvez uma alusão à contaminação do aquífero); seja um buraco cercado de bananeiras denominado fossa de bananeira; ou ainda, soluções adequadas, como a fossa séptica seguida de filtro biológico e sumidouro.



Figura 6 – Escoamento de águas cinzas pelo terreno de uma das casas visitadas. Fonte: Acervo fotográfico PNSR (fevereiro de 2016).

Em relação às soluções chamadas de fossa ou poço negro, um dos relatos menciona que *“já é de família, assim, uma prática da população, né, em toda casa tem que ter uma caixa de depósito de dejetos” (VB1)*. A interpretação de que *a terra absorve os dejetos* e de que é preciso proteger as águas é parte da transferência intergeracional das heranças culturais. O cuidado com a terra e a preservação ambiental estão presentes nos discursos dos entrevistados, como valores aprendidos com os antepassados, mantidos pelos antigos e transmitidos por eles aos mais jovens. A herança, para o camponês, é fator preponderante na manutenção de sua condição (MOURA, 1986).

Via de regra, nas comunidades visitadas, as soluções compostas de fossa séptica, filtro biológico e sumidouro estão instaladas em domicílios cujas famílias possuem melhores condições financeiras, sendo capazes de pagar pela aquisição da infraestrutura e pela sua manutenção; também são encontradas em domicílios cujas famílias são aptas a receberem benefícios de programas governamentais.

As informações do Censo Demográfico de 2010 estão alinhadas com a situação sanitária encontrada nas comunidades estudadas. Em termos financeiros, observa-se que 77,5% dos chefes de domicílios rurais brasileiros, que poderiam ser enquadrados como agricultores familiares, de acordo com as categorias do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011), possuem renda mensal inferior a um salário mínimo e 19% possuem renda de um a três salários mínimos. Sales (2018) observou que a renda é um fator condicionante do acesso a serviços de saneamento; quanto maior a renda familiar, maior a chance de domicílios rurais possuírem soluções consideradas adequadas. Na região sul do país, por exemplo, um domicílio cuja renda domiciliar mensal é inferior a 1,5 salários mínimos tem 2,4 mais chances de não ter acesso a serviços de esgotamento sani-

tário adequado do que um domicílio cuja renda seja superior a três salários mínimos.

Foram identificadas duas iniciativas relacionadas a programas governamentais, um projeto municipal de doação de banheiros, no qual está incluído o tratamento dos esgotos por fossa séptica seguida de filtro biológico e sumidouro; e o Programa Nacional de Habitação Rural (PNHR). Para se ter acesso ao PNHR é necessária a apresentação de projetos habitacionais dotados de infraestrutura básica com, no mínimo, soluções de abastecimento de água, energia e esgotamento sanitário (BRASIL, 2018). De acordo com os moradores que acessaram o benefício, a instalação do sistema de esgotamento sanitário tem sido realizada por eles próprios, com o intuito de reduzir o custo da obra. Como consequência, o sistema, em geral, é construído de forma inadequada, sendo o erro mais comum a inexistência de laje de fundo impermeável para a fossa séptica. Por outro lado, as exigências do PNHR condicionam o financiamento à construção de soluções eficientes para o tratamento dos esgotos, em propriedades com histórico de efluentes sanitários despejados no rio ou em fossas antigas, sem garantia de funcionamento adequado.

A defecação a céu aberto não é uma prática comum devido às atuais condições sanitárias locais, principalmente a existência de banheiros, salvo em situações particularmente precárias, onde os moradores não têm outra opção. Os entrevistados veem a utilização do banheiro como um processo de adaptação, e declararam não ser esse um problema. Ou seja, praticar a defecação a céu aberto, quando julgam necessário, é natural.

Mara et al (2010) chamam a atenção para os riscos de contaminação da água e solo em decorrência da defecação a céu aberto. Em uma das comunidades visitadas, a situação de escassez hídrica foi mencionada como razão da prática de defecação a céu aberto. Quando não há água

suficiente para consumo, utilizar a descarga caracteriza desperdício, e por isso a prática se mantém, de acordo com um dos entrevistados. A utilização de banheiros secos como alternativa neste contexto se adequaria às preocupações dos agricultores, surgindo como alternativa viável ao desperdício de água e manejo de recursos hídricos, além da possibilidade de aproveitamento do resíduo gerado. Trata-se de uma solução que prevê a compostagem de excretas, papel higiênico e, eventualmente, restos de cozinha, transformando-os em um composto que pode ser utilizado para nutrir o solo, a se observarem os tipos de cultura que permitem o seu reúso, bem como os padrões sanitários de referência (PILZ; SATLER, 2004). Muitos trabalhadores passam grande parte do tempo na “roça”, e como, em geral, é relativamente longa a distância do local de trabalho até o banheiro, costumam defecar no mato, nas proximidades das lavouras. Soluções simples, suportadas por ações de promoção da saúde para mudanças de comportamento, poderiam atender à demanda de sanitários para os lavradores, buscando a redução de riscos à saúde.

3.3 Manejo de Resíduos Sólidos

As práticas relativas ao manejo de resíduos sólidos nas comunidades estudadas, ressaltam, em primeiro lugar, o conceito de lixo para as famílias entrevistadas. Para muitas delas, o resíduo orgânico não é rejeito, sendo utilizado em hortas, após passar por processos não controlados de formação de composto orgânico. Também é usado na alimentação de animais. Os demais resíduos são destinados à coleta ou à queima – esta última bastante usual e praticada concomitantemente à coleta. Sabe-se que a queima, mesmo quando realizada em escala domiciliar, libera gases tóxicos, com potencial de provocar doenças respiratórias e cutâneas, além de estar relacionada às alterações climáticas. Ademais, não é capaz de eliminar todos os resíduos (LO-

PES; BORGES; LOPES, 2012). Apesar disso, os entrevistados não veem riscos nessa prática.

Os riscos associados à queima dos resíduos podem ser ainda maiores quando a percepção de sua periculosidade é baixa. Em algumas entrevistas ficou evidente a queima de diversos materiais considerados perigosos ou potencialmente perigosos, como lâmpadas e madeiras tratadas quimicamente. Ainda em matéria de periculosidade, as embalagens de agrotóxicos são comuns, entretanto, foi amplamente relatada a prática da logística reversa para a sua destinação. As embalagens vazias são recolhidas pelas cooperativas ou entregues em locais pré-estabelecidos, com frequências anuais ou semestrais. Durante o período de acumulação, as embalagens de agrotóxicos são acomodadas em locais apropriados, construídos exclusivamente para o armazenamento das mesmas.

A falta de orientação a respeito da destinação adequada de resíduos sólidos e também sobre o serviço de coleta constitui uma das principais reclamações dos entrevistados em relação ao tema. De acordo com pesquisa realizada com produtores rurais do município de Itaqui, Rio Grande do Sul, identificou-se a necessidade de uma orientação mais profunda para este público acerca do tema “resíduos sólidos” (PEDROSO, 2010).

Sales (2018) afirma que o nível educacional do responsável pelo domicílio pode influenciar nas soluções sanitárias adotadas, onde, por exemplo, um domicílio cujo responsável é considerado sem instrução tem 2,64 mais chances de não ter acesso a serviços de manejo de resíduos sólidos adequados do que um domicílio cujo responsável possui graduação.

3.4 Manejo de Águas Pluviais

Foram citadas como práticas mais comuns associadas ao manejo das águas pluviais a construção de valas e murunduns, que, além de prote-

gerem as “roças”, evitando prejuízos à produção, acabam protegendo também as casas a jusante. Para a implementação dessas técnicas, foi mencionado o apoio da prefeitura, que fornece o maquinário necessário. Outra prática identificada, apenas no caso de propriedades próximas a pequenos cursos d’água, foi a dragagem. Na comunidade onde as chuvas apresentaram-se como problema maior, os entrevistados demonstraram sentimento de impotência quanto às consequências dos eventos. Dizem que não há o que fazer, e que enchentes, deslizamentos de terra e mudanças de curso dos rios devido às chuvas “são coisas da natureza”. Não foram observadas medidas preventivas, nem mesmo em uma das comunidades onde são recorrentes os grandes eventos de chuva e consequentes inundações, de forma que as ações relatadas foram corretivas, em situações de desastres.

4 CONCLUSÕES

Com os resultados apresentados, cumpre-se o objetivo do trabalho em compor visões das condições de saneamento básico dentro do contexto da agricultura familiar, em quatro comunidades rurais, cujos residentes se dedicam, em grande medida, a essa ocupação. Foram observadas condições inadequadas do ponto de vista sanitário; entretanto, a interpretação de grande parte dos moradores é a de que não há problemas nesse sentido. No entanto, essa satisfação pode estar relacionada à acomodação e ao desconhecimento de outras soluções, que poderiam trazer melhorias e mais segurança às famílias.

Na escolha das formas de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e manejo de águas pluviais, o conhecimento vem dos antepassados, e as melhorias implementadas variam de acordo com as condições financeiras dos moradores. Os custos e o conhecimento sobre saneamento foram os

principais condicionantes das soluções adotadas pelas famílias.

Foram então exploradas as circunstâncias que levam as famílias a reproduzir determinadas condutas diante das demandas associadas ao saneamento. Dentro do contexto da agricultura familiar, identificou-se em aspectos relacionados à herança, cuidados com a terra e identificação com o lugar, grande interface com as práticas em saneamento. Esses aspectos podem ser relacionados a elementos intrínsecos à situação sanitária, como a consciência da importância da preservação da natureza para a preservação da qualidade da água, que se revelou pela hierarquização das fontes de água em função da sua qualidade presumida, pelas noções de risco de contaminação desse recurso, sobretudo por agrotóxicos, e pelas práticas de separação de resíduos sólidos e manejo adequado de águas pluviais. Esses apontamentos confirmam, então, a hipótese levantada de que a particular relação do agricultor familiar com a terra, as questões relacionadas à herança, os laços intimamente traçados nesse contexto configuram maior disposição para ações sanitariamente adequadas. Por outro lado, observaram-se também condições de limitações, privações e conflitos comuns aos pequenos produtores, o que acaba refletindo nas condições infraestruturais e de acesso a políticas públicas, e consequentemente nas condições sanitárias, resultando em situação de vulnerabilidade para esses agricultores familiares. Ações de saneamento e orientações acerca do tema mostraram pouca expressão na presente análise, indicando a ausência de políticas ou ações de acompanhamento dos agricultores no que tange às condições sanitárias.

Os resultados desta pesquisa apontam, portanto, a vulnerabilidade sanitária dos agricultores familiares como resultado de condições de limitação, no que diz respeito ao acesso a ações promovidas pelo poder público, instrumentali-

zadas por políticas públicas capazes de atender a população e garantir-lhe direitos básicos. As condições observadas evidenciam a necessidade de ações de saneamento direcionadas ao grupo social estudado, revelando ainda que o conhecimento das características socioculturais inerentes à agricultura familiar, que apresentam maior relação com saneamento, podem tornar as ações mais eficientes.

No âmbito da elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural, os achados desta pesquisa foram capazes de contribuir com as premissas do programa que objetiva o avanço da cobertura dos serviços de saneamento respeitando as particularidades, as demandas específicas, do rural brasileiro e os grupos que o constituem.

5 AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem, em primeiro lugar, aos moradores das comunidades visitadas, à equipe responsável pela elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR, da UFMG e da Funasa, e a todos os que colaboraram com a construção do referido Programa. À Funasa, à CAPES e ao CNPq pelo aporte financeiro para a realização da pesquisa.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARDIN, L. **Análise de Conteúdo**. Edições 70, p. 224. 2009.
- BAUER, M. W.; GASKELL, G. **Pesquisa qualitativa com texto, imagem e som: um manual prático**. Petrópolis: Editora Vozes, 2003. 516 p.
- BEDUSCHI FILHO, L. C.; ABRAMOVAY, R. Desafios para o desenvolvimento das regiões rurais. **Nova Economia**, v. 14, n. 3, p. 35–70, 2004
- BUAINAIN, A. M.; DI SABATTO, A.; GUANZIROLI, C.E. Agricultura Familiar: Um estudo de focalização regional. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL. **Anais...** Cuiabá, 2004.
- BRASIL. **Lei Nº 11.326**, de 24 de Julho de 2006. Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11326.htm
- BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico** - PLANSAB. Brasília: Ministério das Cidades, 2013.
- BRASIL. **Portaria nº 366**, de 7 de junho de 2018. Brasília: Ministério das Cidades, 2018. Disponível em http://imprensa.nacional.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/21057745/do1-2018-06-08-portaria-n-366-de-7-de-junho-de-2018-21057536
- BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural – Documento Central**. Brasília: Ministério da Saúde, Funasa, 2019 (no prelo).
- CANDIOTTO, L. Z. P.; SOUZA, L. C. de; CASARIL, K. B. P. B. Análise da qualidade microbiológica da água em unidades de produção e vida familiares orgânicas do município de Verê-PR. **Boletim Gaúcho de Geografia**, v. 42, n.2: 649-671, maio, 2015. Versão online disponível em: <<http://www.seer.ufrgs.br/index.php/bgg/article/view/51860/34041>>
- CHARMAZ, K.; MITCHELL, R. G. **Grounded theory in ethnography. Handbook of ethnography**, p. 160-174, 2001.
- FERNANDES NETO, M. de L.; SARCINELLI, P. de NOVAES. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.1 p. 69-78 jan/mar, 2009.
- FLICK, U. **Introdução à pesquisa qualitativa**. 3a. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. p. 405.
- GALVÃO JUNIOR, A. C. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Revista Panamericana de Salud Publica/ Pan American Journal of Public Health**, v. 25, nº 6, p. 548–556, 2009.
- GIBBS, G. **Análise de dados qualitativos**. Tradução Roberto Cataldo Costa. Artmed, Porto Alegre, 198 p. 2009.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010 – Características gerais da população, religião e pessoas com deficiência**. Resultados gerais da amostra. Rio de Janeiro, 2012.
- IBGE. **Censo Agropecuário – Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação**. Rio de Janeiro, 2006.
- KAYSER, G. L. et al. Drinking water quality governance: A comparative case study of Brazil, Ecuador, and Malawi. **Environmental Science & Policy**, v. 48, p. 186–195, abr. 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1462901114002470>>. Acesso em: 17 fev. 2015.
- KLEEMEIER, E. The impact of participation on sustainability: an analysis of the Malawi Rural Piped Scheme Program. **World Development**. V. 28, nº 5, p. 929-944. 2000.

LOPES, K. C. S.; BORGES, J. R. P.; LOPES, P. R. Condições de vida e qualidade do saneamento ambiental rural como fator para o desenvolvimento de práticas agroecológicas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.7, p.39-50, 2012.

MARA D.; LANE J.; SCOTT B.; TROUBA D. Sanitation and Health. **PLoS Medicine**, novembro, 2010. DOI:10.1371/journal.pmed.1000363

MARA, D. D. Water, sanitation and hygiene for the health of developing nations. **Public health**, v. 117, n. 6, p. 452–6, nov. 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14522162>>. Acesso em: 22 jul. 2014. 15 Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

MARKS, S. J.; DAVIS, J. Does User Participation Lead to Sense of Ownership for Rural Water Systems? Evidence from Kenya. **World Development**. V. 40, Nº. 8, p. 1569–1576, 2012.

OJIMA, R. Urbanização, dinâmica migratória e sustentabilidade no semiárido nordestino: o papel das cidades no processo de adaptação ambiental. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, v. 15, n. 29, pp. 35–54, jan/jun 2013.

PEDROSO, E. F. H. **Destinação e armazenagem de resíduos sólidos em propriedades rurais**. 2010. 45 f. Trabalho de conclusão de curso (graduação). Escola de Administração – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010.

PILZ, S. E.; SATTLER, M. A. Banheiros compostáveis: uma solução mais sustentável evitando a geração de águas negras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Anais...** Costão do Santinho – Florianópolis – Santa Catarina, 2004

RIBEIRO, E. M.; GALIZONI, F. M. Água, população rural e políticas de gestão: o caso do vale do Jequitinhonha, Minas Gerais. **Ambiente & Sociedade**, v. VI, n° 1, p. 129–146, 2003.

RÍOS-CARMENADO, I. DE LOS; GUILLÉN-TORRES, J.; HERRERA-REYES, A.-T. Complexity in the Management of Rural Development Projects: Case of LASESA (Spain)*. **Cuadernos de Desarrollo Rural**, v. 10, p. 167–186, 2013.

SALES, B. M. Caracterização dos determinantes da exclusão sanitária dos domicílios rurais brasileiros. 155 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), UFMG. Belo Horizonte, 2018.

SOUZA, O.T.; BRANDENBURG, A. Políticas públicas, trajetórias de desenvolvimento rural e reprodução social da agricultura familiar. In: FERREIRA, A.D.D. [et. al.],(orgs.). **Do rural invisível ao rural que se reconhece: Dilemas Socioambientais na Agricultura Familiar**. Curitiba: UFPR, p. 255–314, 2012.

TEIXEIRA, J. B. **Saneamento Rural no Brasil**. Cadernos temáticos para o Panorama do saneamento no Brasil. Brasília: Ministério das Cidades, 2013. p. 237–296.

WANDERLEY, M de N. B. Agricultura familiar e campesinato: rupturas e continuidade. **Estudos Sociedade e Agricultura**, Rio de Janeiro, 21, Outubro, 2003: pg.42–61.

ZHOURI, A.; LASCHEFSKI, K. **Conflitos Ambientais**. Texto Analítico. GESTA – Grupo de Estudos em Temáticas Ambientais, 2010. Disponível em: <http://conflitosambientaismg.lcc.ufmg.br/producao-academica/categoria/textos-analiticos-do-mapa-de-conflitos-ambientais/page/2/>

Evidenciando experiências positivas em saneamento básico: visões do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)

Highlighting positive experiences in basic sanitation: visions from the Rural Sanitation National Program

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
20/08/2019

Bárbarah Brenda Silva | Clara Demattos Nogueira | Megarom Andrade | Rogério Braga Silveira | Sonaly Rezende*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.056>

Resumo

Em meio às desigualdades em relação ao acesso a soluções de saneamento existem experiências promissoras na busca do atendimento adequado em diferentes contextos rurais do Brasil. Este artigo apresenta algumas delas, buscando evidenciar realidades nas quais a participação social é uma estratégia entre as ações de gestão. Tal visão é importante para que os aspectos positivos dessas soluções inspirem outras experiências e contribuam para avanços no saneamento rural. Motiva, também, reflexões sobre a participação dos atores locais e do poder público na construção das soluções e sua consolidação. A hipótese do estudo é a de que existem soluções de saneamento que representam avanços importantes no atendimento das demandas das áreas rurais, que merecem ser divulgadas e replicadas. Por meio da apresentação de estudos de caso, este artigo revela a importância de técnicas que possam ser apropriadas, sustentáveis e manejadas na perspectiva de uma parceria entre o poder público e o ente comunitário.

Palavras-chave: Saneamento rural. Tecnologia social. Gestão. Participação social.

Abstract

In the exacerbated scenario of unequal access related to appropriate water and sanitation solutions, there are promising experiences in seeking proper attendance in different rural contexts in Brazil. This paper presents some of these experiences, seeking to highlight realities where social participation consists in a relevant management strategy. This perspective is important so positives aspects in these solutions can inspire other experiences and contribute to advances in rural sanitation. It also motivates reflections about the participation of local actors and government in the construction and consolidation of these solutions, especially in more vulnerable regions. The hypothesis that guides this study is that in different rural contexts there are sanitation solutions that represent important advances in addressing demands in rural areas and that should be disclosed and replicated. Through the presentation of three case studies, analyzed qualitatively, this work discloses the relevance of techniques that can be appropriate, sustainable and adequately managed in a partnership between the government and the community - premises of social technologies.

Keywords: Rural sanitation. Social technology. Management. Social participation.

Bárbarah Brenda Silva – Cientista Socioambiental. Mestre e Doutoranda pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG.

Clara Demattos Nogueira – Graduanda em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Megarom Andrade – Graduando em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Rogério Braga Silveira – Engenheiro Eletricista pela PUC. Doutor e Pós-doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG.

Sonaly Rezende – Professora do DESA / UFMG. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos e Doutora em Demografia, pela UFMG.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Avenida Antônio Carlos, 6.627. Pampulha, CEP 31270010 - Belo Horizonte, MG. Telefone: (31) 3409-1014. E-mail: srezende@desa.ufmg.br.

1 INTRODUÇÃO

Ao se avaliar a situação sanitária nas áreas rurais do Brasil, a partir dos dados do último Censo Demográfico (2010), torna-se evidente a condição de precariedade em que vive uma parcela considerável desta população. Em 2010, havia um contingente significativo de domicílios rurais com canalização interna de água proveniente de rede geral (23,3%) e de poço ou nascente (37,5%). Entretanto, cerca de 29% dos domicílios rurais brasileiros não possuíam água canalizada. Existe também uma variação ampla nas condições de acesso a serviços de saneamento entre as macrorregiões. Enquanto no Norte e Nordeste 52% e 44% dos domicílios não contam com água canalizada internamente ou no peridomicílio, nas outras macrorregiões mais de 85% dos domicílios possuem canalizações de água em pelo menos um cômodo. Aproximadamente 30% dos domicílios rurais brasileiros não possuem banheiros, notadamente nas macrorregiões Norte e Nordeste, nas quais se notam percentuais superiores a 50% dos domicílios sem instalações hidrossanitárias. Sobre as formas de escoadouro de esgotos, as fossas rudimentares predominam em todas as macrorregiões, servindo a 62% dos domicílios rurais brasileiros (IBGE, 2011).

As desigualdades no acesso a soluções adequadas de saneamento básico representam a realidade dos domicílios rurais brasileiros. Aspectos socioeconômicos, demográficos e regionais têm relevância quando se busca interpretar os condicionantes da ausência de soluções adequadas de saneamento (SALES, 2018). O enfrentamento das desigualdades não tem se mostrado efetivo no Brasil, e até então, um panorama de exclusão sanitária generalizado impõe às populações rurais piores condições de saúde e qualidade de vida. Em meio à fraca atuação dos poderes públicos locais existem experiências que têm se revelado capazes de fazer frente à precariedade sanitária, em diferentes contextos rurais. Tais experiências ex-

trapolam a dimensão técnica do saneamento ao reconhecerem como fundamental, dentre as suas estratégias de gestão, a dimensão da participação social. Essas iniciativas mostraram-se capazes de promover melhorias sanitárias e, consequentemente, na qualidade de vida das populações por elas contempladas, reforçando a importância de buscar entendê-las, interpretá-las à luz de sua inserção nas próprias realidades, delineando a sua capacidade de favorecer a incorporação de novas condutas com potencial de tornar as ações apropriáveis e duradouras.

A lógica da construção das Tecnologias Sociais, que incorpora a integração entre atores, em uma perspectiva de participação social, vem contribuindo para a instalação de soluções de saneamento sustentáveis. Nessa perspectiva, entende-se que soluções técnicas que emergem em contextos locais marcados por empoderamento comunitário devem ser divulgadas e valorizadas, podendo ser replicadas em outros contextos e gerar mudanças importantes do ponto de vista sanitário. Trata-se, portanto, de exemplos que contribuem para a criação de soluções apropriáveis pela população e com capacidade de serem sustentáveis e duradouras.

1.1 Ações locais de interesse global: Programas e ações em saneamento básico rural em âmbito federal e regional

O saneamento rural, especialmente em países de dimensões continentais como o Brasil, é marcado por desafios inerentes à ampla diversidade sociocultural e ambiental, modos de ocupação de seu território, apresentando singularidades nas distintas práticas sanitárias. Há um grande número de atores nos lugares rurais, sendo muito importante a busca da compreensão dos seus múltiplos interesses, recursos e papéis e, ainda, da complexidade de se alcançar melhorias sanitárias em áreas rurais, em ausência de informações de-

talhadas sobre as comunidades que as compõem, requerendo abordagens próprias para a contemplação das suas necessidades e especificidades.

As ações de saneamento são um potencial instrumento de redução da vulnerabilidade socioambiental, pois estabelecem condições para que os territórios habitados se consolidem como territórios saudáveis e sustentáveis (MACHADO et al., 2017), fomentando o fortalecimento dos vínculos entre as pessoas e os lugares que habitam. Contudo, o quadro de exclusão sanitária atinge uma parcela significativa da população brasileira que é constituída, especialmente, de pessoas que se encontram às margens das cidades formais e em áreas rurais, entre os quase 39,7 milhões de pessoas, o equivalente a 21% da população brasileira no ano de 2010¹ (BRASIL, 2018).

A presença ativa do poder público nesses territórios, conduzindo ações em parceria com as comunidades, constitui importante estratégia a fim de garantir efetividade para as ações de saneamento. Todavia, um ponto que merece atenção é a dificuldade do poder público em atender as áreas rurais. Embora a titularidade na prestação dos serviços de saneamento seja do município (Lei 11.445/07), não são raras as situações em que a atuação do poder público se dá de forma tênue ou é ausente. Esse quadro se torna mais complexo quando outros níveis federados passam a promover programas focais em determinados lugares, muitas vezes sobrepostos à atuação de outros órgãos federados, sem qualquer anuência do município, não resultando em ações duradouras, capazes de melhorar a vida dos chamados beneficiários². Diante dessa rea-

lidade, a população estabelece formas mais ou menos efetivas de suprir suas necessidades relacionadas ao abastecimento de água, destinação dos seus efluentes sanitários e manejo dos seus resíduos. De outra parte, existem programas governamentais e projetos de pesquisa e extensão de universidades que vêm promovendo iniciativas que, de forma gradual e diversa, são assimiladas pela população, pela natureza integradora de questões ambientais e sociais. Tais iniciativas abarcam as dimensões tecnológica, de gestão e educação e participação social, como preconizado no PNSR (BRASIL, 2018).

A identificação de diferentes iniciativas voltadas para o atendimento das demandas sanitárias dispersas no território brasileiro, que representam avanços na superação de problemas relativos ao saneamento precário, mostra que é possível ampliar ações capazes de melhorar as condições de vida das diversas comunidades rurais (originais, tradicionais e as modernas) distribuídas pelo território brasileiro. Vale, portanto, identificar potencialidades em iniciativas brasileiras, implementadas em diferentes biomas, e realizadas por uma diversidade de atores que desempenham múltiplos papéis e criam soluções tecnológicas, de gestão e de educação e participação social.

Algumas experiências ganharam maior destaque nacional e internacional tendo em vista sua forma de gestão, abrangência espacial e número de contemplados. A macrorregião Nordeste, por exemplo, tendo em vista o seu contexto socioambiental, foi origem de desenvolvimento de várias ações de enfrentamento à seca (CARVALHO et al., 2017; COSTA, 2013) e de disposição de efluentes

¹ O Programa Nacional de Saneamento Rural propõe uma nova classificação para o rural brasileiro que se difere da abordagem feita pelo IBGE. Mais informações sobre essa metodologia estão disponíveis no Capítulo 3 da versão do Documento central submetida à consulta pública entre setembro e novembro de 2018.

² É reconhecida a pulverização de recursos em Programas de distintos órgãos do governo federal que atuam em questões semelhantes, mas, de forma independente. A exemplo, os Programas Cisternas (Ministério do Desenvolvimento Social e Agrário), Água Doce (Ministério do Meio Ambiente), Água para todos (Ministério do Interior), etc.

(SOUZA et al., 2005). Embora muitas experiências estejam espacialmente localizadas nesta macrorregião, são constatadas, em todas as macrorregiões brasileiras, experiências onde podem ser identificados aspectos inovadores e/ou exitosos. O “Estudo para a concepção, implementação e gestão do PNSR”, formulado entre os anos de 2015 e 2018 por meio da parceria entre a UFMG

e a Funasa (BRASIL, 2018), identificou 29 experiências relacionadas ao saneamento aplicadas no território brasileiro apresentadas, na **Figura 1**. Tais experiências ocorrem em consonância com os Marcos Referenciais³ do Programa e são exemplos que podem inspirar outras iniciativas ou ser ampliadas por meio da obtenção de novos recursos.



Figura 1 - Mapa das experiências identificadas pelo Programa Nacional de Saneamento Rural. Fonte: BRASIL (2018, p. 198).

Dentre outras, também muito relevantes, podem ser citadas: o Programa Um Milhão de Cisternas (P1MC), o Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR), o Programa Água Doce e o Projeto

Territórios Saudáveis e Sustentáveis. Essas experiências vêm chamando a atenção da comunidade acadêmica, que se dedica a estudá-las, notadamente, investigando a sua efetividade nos

³ Os Marcos Referenciais são apresentados no Capítulo 2 do Programa Nacional de Saneamento Rural (BRASIL, 2018).

territórios contemplados (ALEIXO, 2015; GOMES, 2012; FONSECA, 2012; ROCHA, 2013). Embora também sejam apontados desafios a serem superados, os estudos sinalizam avanços advindos dessas experiências que são relacionados, sobretudo, à gestão participativa e às aproximações com as Tecnologias Sociais.

As referidas experiências evidenciam a necessidade fundamental de abordagens multidisciplinares, intersetoriais, multiculturais e participativas, a fim de apresentarem o envolvimento dos diversos públicos e atores sociais, para que os membros dessas comunidades também participem das definições de soluções de saneamento rural. Abordagens que trabalhem em sintonia com as comunidades, as organizações da sociedade civil e com as equipes governamentais de diferentes esferas e competências, com atenção aos conhecimentos locais, à cultura e aos princípios difundidos nas comunidades, devem embasar o planejamento de soluções para universalizar o saneamento rural, de forma integrada e equânime. Em todas essas experiências destacam-se impactos positivos na qualidade de vida dos contemplados. Notam-se avanços em relação ao aumento da participação local, ao maior interesse da população pelas decisões locais, e ao maior empoderamento e poder transformador da realidade.

1.2 O uso de Tecnologias Sociais no saneamento: o que são e como essas tecnologias podem contribuir para soluções de saneamento mais eficientes e duradouras?

O termo Tecnologia Social (TS) deriva da preocupação de buscar um novo modelo de intervenção social capaz de superar as limitações de um conceito que o antecede, o de Tecnologia Apropriada - TA (FRAGA, 2011). Atualmente, a TS é fruto de uma articulação política que tem se esforçado para promover estratégias de transformação social frente às demandas crescentes da população. Dentre as instituições

envolvidas e financiadoras das Tecnologias Sociais são órgãos e instituições de esferas variadas: o Ministério do Desenvolvimento Social; a Fundação Banco do Brasil; a Petrobras; o Sebrae - Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas; o Finep, o Ministério do Trabalho e Emprego; Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação; a Finep; a Caixa Econômica Federal; a Rede GTA - Grupo de Trabalho Amazônico e a ASA Brasil - Articulação no Semiárido (SCHWAB; FREITAS, 2016).

A definição de Tecnologias Sociais (TS) tem seu arcabouço teórico definido por variadas instituições públicas, ONGs e institutos de pesquisa. TS pode ser definida como um *“conjunto de técnicas, metodologias transformadoras, desenvolvidas e/ou aplicadas na interação com a população e apropriadas por ela, que representam soluções para inclusão social e melhoria das condições de vida”* (ITS BRASIL, 2004). Dentre os seus princípios entende-se que: aprendizagem e participação são processos que caminham juntos; transformação social implica compreender a realidade de maneira sistêmica; transformação social ocorre na medida em que há respeito às identidades locais; e todo indivíduo é capaz de gerar conhecimento e aprender (ITS BRASIL, 2004).

A proposta da Tecnologia Social, por sua própria natureza, tem como elemento constitutivo o empoderamento e a participação dos usuários na concepção e na gestão de instrumentos e metodologias capazes de melhorar suas condições de vida, reconhecendo e dando maior visibilidade a soluções locais para os problemas vivenciados. São, portanto, soluções criadas na interação com a população, como resposta aos problemas que ela enfrenta, levando em conta suas tradições, seus arranjos organizacionais, os saberes locais, o potencial natural da região, sua realidade histórica, econômica, social e cultural (ITS, 2011). Buscam articular as participações da sociedade civil organizada, e nesta, grupos marginalizados, de gestores públicos, pesquisadores, acadêmicos ou não, todos em prol de métodos e técnicas que

permitam impulsionar processos de empoderamento das representações coletivas da cidadania para habilitá-las a disputar, nos espaços públicos, as alternativas de desenvolvimento que se originam das experiências inovadoras e que se orientam pela defesa dos interesses das majorias e pela distribuição de renda (BAVA, 2004, p.116).

O empoderamento comunitário tratado neste artigo remete ao apresentado por Wallerstein (2006, p.8), como *“um processo de ação social pelo qual indivíduos, comunidades e organizações adquirem domínio sobre suas vidas no contexto de mudança de seu ambiente social e político, para melhorar a equidade e a qualidade de vida”*. Ainda segundo o autor, empoderamento e participação já são reconhecidos, na literatura, como fundamentais para projetos na área da saúde e meio ambiente.

Segundo o Instituto de Tecnologia Social (ITS Brasil), as tecnologias sociais possuem quatro dimensões. A dimensão relativa ao conhecimento, à ciência e à tecnologia, que classifica os problemas sociais como o ponto de partida da tecnologia social, afirma que a mesma deve ser feita com organização e sistematização, além de introduzir ou gerar inovação nas comunidades. Outra dimensão, a da participação, cidadania e democracia, diz que a tecnologia enfatiza a cidadania e a participação democrática, que adota a metodologia participativa nos processos de trabalho e também impulsiona por si só sua disseminação e reaplicação. Na dimensão da educação, realiza um processo pedagógico por inteiro, desenvolve-se num diálogo entre saberes populares e científicos e é apropriada pelas comunidades, que ganham autonomia. A relevância social, última dimensão, coloca-a como eficaz na solução de problemas sociais, como possuidora de sustentabilidade ambiental e provocadora da transformação social.

O uso de Tecnologias Sociais no saneamento rural se mostra de grande valia quando se reconhecem as especificidades de cada território e como cada

um deles pode demandar soluções de saneamento específicas e adaptadas ao seu contexto. A solução sanitária, ao ser concebida mediante contextualização da realidade local, privilegia os saberes locais de seus beneficiários, carregando em si valores condizentes com suas crenças (DAGNINO, 2010). Em função de suas particularidades, a TS reconhece como condição essencial a construção individualizada para cada caso, ou seja, não se pode simplesmente buscar uma solução pronta e aplicá-la à situação problema sem uma devida adequação da tecnologia e consideração do impacto desta nos valores locais. Para Jesus e Costa (2013, p.22): qualquer aplicação de tecnologia social envolve de alguma maneira um processo de adequação sociotécnica. A profundidade depende da distância em que a tecnologia em questão está dos valores e concepções dos atores e do contexto envolvido.

Assim, é correto dizer que em TS não se usa o conceito da replicação, mas sim da reaplicação, em que a tecnologia será reprojetaada diante dos diferentes contextos. Costa (2013) apresenta e analisa diversas experiências em saneamento que incorporaram o uso de Tecnologias Sociais. Em seu estudo, destaca o Programa Água Doce (COSTA; ABREU, 2013); a Tecnologia social e tratamento de esgoto na área rural (SERAFI; DIAS, 2013); o Tratamento do resíduo eletrônico na perspectiva da inclusão social (SERAFI; RIBEIRO, 2013); e a Construção de calhas para telhados com garrafas PET (JESUS; COSTA, 2013).

As ações em saneamento são consideradas por Jesus e Bagattolli (2013) como o primeiro tipo de Tecnologia Social, dado que naturalmente estão voltadas para soluções que visam garantir condições básicas de vida, ou seja, são tecnologias sociais de saneamento básico, de promoção da segurança alimentar, de acesso à água, de fornecimento de energia, de melhoria da saúde ou de construção de casas. O segundo tipo agrega iniciativas produtivas e de geração de renda, como metodologias e instrumentos de cultivo ou artefatos que melhorem a produtividade

do trabalho. Finalmente, o terceiro tipo baseia-se na articulação entre atores e instituições com o objetivo de encontrar soluções coletivas para problemas comuns (bancos comunitários, cooperativas, etc.). Assim, ao considerar as ações de saneamento como de primeiro tipo, assume-se a noção de que elas são essenciais para o desenvolvimento de outros tipos de ações transformadoras.

No entanto, é necessário avançar não apenas nas práticas, mas também na reflexão sobre o que significa apropriar-se de Tecnologias Sociais e como isso pode ser feito. Durante o processo de construção do PNSR foram identificadas experiências e iniciativas em saneamento rural que se destacam no quesito participação social, o que é traduzido por efetividade. Baseado nesse contexto, este artigo pretende apresentar algumas das experiências identificadas pelo Programa, com foco na sua dimensão sociotécnica e à luz dos seus instrumentos de gestão, buscando aproximações com as Tecnologias Sociais (TS). Almeja-se a identificação de potencialidades e aprendizados que, diante das adaptações necessárias, podem ser apreendidos por outras experiências em demais contextos brasileiros, sobretudo em regiões de grande vulnerabilidade. Para tanto, o estudo baseia-se na seguinte hipótese: em diferentes contextos rurais existem soluções de saneamento que representam avanços importantes no atendimento das demandas e que merecem ser divulgadas e replicadas.

Estudos como este têm revelado a importância de se produzir técnicas que possam ser apropriadas, sustentáveis e adequadamente manejadas na perspectiva de uma parceria entre o poder público e o ente comunitário, premissas fundamentais das Tecnologias Sociais (COSTA, 2013). Essa parceria deve estabelecer como meta a viabilização do funcionamento da técnica, a partir de sua escolha, aceitação e apropriação pela população e a articulação de diferentes atores envolvidos com a demanda e a oferta de saneamento básico, em diferentes níveis, como usuários, ope-

radores locais, gestores, técnicos dos serviços e atores dos níveis local, regional e federal que atuam diretamente na política pública.

Embora as experiências apresentadas neste artigo não tenham a sua origem calcada nos princípios da Tecnologia Social, é possível estabelecer conexões que ressaltam o seu caráter transformador. Dessa forma, serão identificados contornos que as aproximam das Tecnologias Sociais e, por isso, possuem aspectos que merecem destaque, a fim de servirem de exemplo para outras comunidades. Estudos que aprofundem nessas investigações podem contribuir com adaptações necessárias ao funcionamento das soluções em outras realidades. O estudo das experiências constitui um processo importante, pois consiste na geração de um conhecimento que pode permitir o avanço tanto das próprias experiências como das ações em Tecnologia Social (THOMAS, 2009; WEISS, 2009; FRANCO, 2009).

2 METODOLOGIA

A produção deste artigo se inseriu no âmbito do “Estudo para a Concepção, Formulação e Gestão do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)”, coordenado pela Fundação Nacional de Saúde (Funasa) e executado em parceria com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). O propósito do referido estudo foi o de identificar soluções de saneamento existentes nas áreas rurais de quinze comunidades das cinco macrorregiões do País, e, ainda, interpretar as práticas adotadas pelas populações frente à precariedade ou inexistência de soluções de saneamento.

No que concerne especificamente ao presente estudo, os dados utilizados correspondem a informações coletadas em três das 15 localidades pesquisadas: Comunidade Nova Esperança (BA), Comunidade Queimadas (CE) e Comunidade Serra Negra (PE). As experiências em saneamento estão sinteticamente apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Síntese das experiências apresentadas

Experiência	Tema/Atuação	Abrangência	Comunidade	Descrição
Movimento Organização Comunitária (MOC)	Programa Água, Produção de Alimentos e Agroecologia (PAPAA)	Estadual - Bahia	Comunidade Nova Esperança (BA)	O objetivo do PAPAA é contribuir para que famílias e comunidades da área de atuação do MOC fortaleçam a segurança alimentar e diversifiquem sua produção, por meio da incidência política e da implementação de processos e práticas agroecológicas de convivência com o Semiárido em parceria com as organizações da sociedade civil. Dentre outras ações, promove a construção de cisternas de placas para o consumo humano e fossas. Possui articulação com a ASA.
Recicratú	Coleta e triagem de materiais recicláveis	Municipal – Crateús (CE)	Comunidade Queimadas (CE)	Promover a coleta seletiva no município, incluindo suas áreas rurais, utilizando músicas regionais no caminhão para incentivar os moradores a participarem.
Implantação do Sistema de Abastecimento de Água	Sistema de Abastecimento de Água	Local – Assentamento Serra Negra (PE)	Assentamento Serra Negra (PE)	Promover a construção de um Sistema de Abastecimento de Água para a população do Assentamento Serra Negra pautado em demandas e aprendizados dos próprios moradores.

A seleção desses três estudos de caso pautou-se na caracterização de ações comunitárias que adquiriram relevância e poder transformador das realidades sanitárias locais. Trata-se de experiências pouco estudadas, mas que merecem destaque devido aos princípios que as norteiam, que corroboram as ações de saneamento integradas e participativas, capazes de gerar impactos positivos diretos à população contemplada. Ademais, as experiências estão espacialmente inseridas no semiárido brasileiro e em contextos de grande vulnerabilidade socioambiental, marcados pela presença tênue do Estado e por características ambientais muito limitantes, no que se refere à provisão de água e à destinação ambientalmente adequada de resíduos (esgotos e lixo).

Os levantamentos de campo foram realizados nos meses de janeiro e fevereiro de 2016. Pesquisadores, previamente capacitados, vivenciaram os contextos das comunidades por cerca de dez dias em cada estudo de caso. Para a coleta dos dados, foi utilizada a metodologia qualitativa (FLICK, 2011), baseada na Grounded Theory (CHARMAZ; MITCHELL, 2007), abordagem que foi composta por entrevistas semiestruturadas individuais e coletivas e observação direta, sempre acompanhadas de registros, fotos e anotações em caderno de campo. Um roteiro contendo questões gerais sobre saneamento foi elaborado

em parceria com especialistas e serviu de base para as observações. Os dados foram analisados conforme técnicas de análise de conteúdo, como a criação de categorias analíticas elaboradas a partir dos temas emergentes no material obtido e pré-analisado (ainda em campo).

A análise de conteúdo foi embasada pelos seguintes temas: a) Caracterização sanitária das comunidades e identificação de experiências em saneamento; b) Aspectos relacionados à gestão das experiências encontradas; c) Características culturais e organizacionais que fundamentam a efetividade das experiências; d) Impactos decorrentes da aplicação das experiências em saneamento nas comunidades.

Atendendo à Resolução Nº 466, de 12 de dezembro de 2012, Conselho Nacional de Saúde, este estudo foi aprovado pelo Comitê de Pesquisa da Universidade Federal de Minas Gerais, CAE 49966015.5.0000.5149, em 15 de janeiro de 2016.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 A experiência da Comunidade Nova Esperança (BA)

Nova Esperança, inicialmente chamada de Comunidade Cachimbo Eterno, iniciou-se por volta de 1970, quando os funcionários de uma fazenda

da que produzia utensílios de barro começaram a residir em seu entorno. Com o crescimento da Comunidade e o desmembramento da fazenda, seus habitantes, na década de 1980, julgaram que o nome não era mais apropriado e, em parceria com a prefeitura, renomearam a Comunidade para Nova Esperança. A Comunidade pertence ao município de Ichu, no estado da Bahia, situa-se a 14,4 km da sede municipal e a 202 km de Salvador. É formada por cerca de 150 domicílios, nos quais prevalece o trabalho autônomo em atividades ligadas à construção civil e à agricultura, em regime de contratação temporária, e, na maioria das vezes, em outras localidades. Há atividades laborais locais permanentes (na escola e posto de saúde). Aproximadamente 10% das famílias têm na agricultura sua principal fonte de renda, além da produção para o próprio consumo.

A Comunidade possui abastecimento de água provido pela Empresa Baiana de Saneamento (Embasa). A maioria das casas possui ligações intradomiciliares, algumas possuem cisternas que são utilizadas, majoritariamente, como reservatórios da água fornecida pela Embasa. A rede de distribuição que leva água até a comunidade também abastece outras localidades, em uma dinâmica de revezamento. Assim, há utilização de fontes alternativas por famílias que necessitam complementar a quantidade de água para o atendimento de suas demandas.

Em relação às águas residuárias e resíduos sólidos, a maioria das casas possui banheiros com fossas, muitas delas construídas pelos próprios moradores. Há fossas que extravasam e efluentes que são lançados diretamente sobre o solo. Os resíduos sólidos são coletados por um morador da localidade com o auxílio de uma carroça de tração animal. Os resíduos recicláveis são encaminhados a cooperativas de reciclagem dos municípios vizinhos e a renda oriunda dessa atividade é usada para complementar o valor pago pela prefeitura ao responsável pela coleta e

transporte do material. Os resíduos são dispostos em um lixão na própria comunidade, no terreno de um dos moradores, que recebe um valor referente ao aluguel do espaço, pago pela prefeitura. Parte dos moradores queima seus resíduos.

É bastante interessante a forma singular com que as famílias manejam os próprios resíduos. Com o apoio financeiro da prefeitura elas conseguem separar os resíduos recicláveis dos rejeitos e destiná-los a cooperativas que comercializam esse material. Embora ainda existam dificuldades para a consolidação dessa ação, é evidente o avanço na implantação do sistema de manejo dos resíduos sólidos como fruto do engajamento e da participação social, propiciado pelas duas Associações Comunitárias presentes: Associação Comunitária dos Amigos do Centro São João de Deus e Associação Comunitária Rural de Nova Esperança (ASCORNE).

Também é importante destacar a atuação do MOC – Movimento de Organização Comunitária, que repercute em frentes diferentes na comunidade, uma relacionada à produção agrícola, por meio do Projeto Sementes do Semiárido, que resultou na formação do Banco de Sementes; outra relacionada ao Projeto Tecendo o Amanhã em Rede, realizado em parceria com o MOC e com a Secretaria do Trabalho Emprego, Renda e Esporte (SETRE), em que mulheres da comunidade tiveram acesso a cursos ligados ao artesanato e à importância dos alimentos naturais. O curso promoveu a criação da COPERAGIL (Cooperativa de Produção, Comercialização, e Serviços), onde são vendidos os biscoitos produzidos pelas mulheres que foram capacitadas.

Além de projetos de fortalecimento da organização social, o MOC também promove ações de saneamento na localidade, como a construção de cisternas e banheiros. Segundo o presidente da ASCORNE, que já atuou como técnico agrícola no movimento por dois anos, além da constru-

ção das cisternas, foram realizadas capacitações para a sua correta utilização (limpeza e tratamento da água). As cisternas e as unidades sanitárias construídas em parceria com o MOC beneficiaram somente os associados, o que reflete na permanência de famílias com necessidade de construção e/ou manutenção de cisternas e banheiros, bem como auxílio na produção agrícola. Apesar da segmentação da comunidade, a atuação do MOC revela resultados consolidados, que tendem a se constituir como soluções definitivas, mesmo que o Projeto deixe de atuar diretamente na comunidade.

Os moradores que tiveram a oportunidade de participar das capacitações promovidas pelo Movimento absorveram conhecimento técnico suficiente para decidir pela solução de esgotamento sanitário a ser construída nos seus domicílios e se responsabilizar por sua construção (banheiros equipados e conectados a tanques sépticos e sumidouros). Ademais, essas pessoas atuam como multiplicadores do conhecimento na comunidade, tornando-se capazes de incentivar a solução de problemas locais por meio de Tecnologias Sociais no período em que tiveram contato com outras comunidades.

O processo de concepção de uma Tecnologia Social deve ser uma proposta inovadora de desenvolvimento, uma abordagem construtivista, de participação coletiva, do processo de organização, desenvolvimento e implementação da tecnologia a ser concebida. É fundamental o fluxo constante e intenso de trocas, a fim de identificar o real problema, de conceber soluções adequadamente técnicas e também de se respeitar as particularidades dos usuários (DAGNINO, 2004). No caso de Nova Esperança, as fossas construídas nas casas não cumprem mais o seu papel, pois frequentemente extravasam pelos quintais e ruas da comunidade. Diante dessa situação-problema, podem ser propiciados pela atuação do Movimento a aplicação de tecnologias que

visem melhorar aquela realidade. O fato de um agente da própria comunidade ter sido capacitado favorece um dos pontos mais críticos da implantação de uma Tecnologia Social, que é a compreensão de como se dá a interação dos usuários com a natureza ao seu redor. Pontos estes que se manifestam, dentre outras formas, por meio de costumes enraizados em padrões culturais e tradições e tendem a ser o ponto mais crítico do processo, talvez, ao propor uma mudança de costume herdado.

O presidente da Associação Comunitária Rural destacou o Projeto Prosperar como ponto de partida para o seu engajamento social. Realizado em parceria com o MOC, o Projeto selecionou oito jovens, um de cada comunidade da região, que recebiam um pequeno auxílio financeiro em troca de assessorar produtores rurais. Por meio desse projeto foi possível conhecer outras localidades e experiências que poderiam ser empregadas em sua comunidade de origem.

Observou-se que o MOC incentivou e financiou diversos projetos concretizados em Nova Esperança e em outras comunidades da região. Segundo o site institucional do projeto, o Movimento de Organização Comunitária atua desde 1967, no Estado da Bahia, como entidade civil de direito privado, para fins filantrópicos e não econômicos, de caráter beneficente, educacional, voltado para o desenvolvimento sustentável da sociedade humana (MOC, 2017). Dentre as ações priorizadas estão a atuação em políticas públicas, a participação social, a convivência com o Semiárido, a agroecologia, as relações sociais de gênero, a economia solidária, a educação do campo contextualizada, a soberania e segurança alimentar e nutricional, o desenvolvimento sustentável e o direito à comunicação. Além da integração com a sociedade civil, o MOC conta com parceiros de diferentes esferas: governamentais (SEDES - Secretaria do Desenvolvimento Social e Combate à Pobreza do Estado da Bahia;

MDA – Ministério do Desenvolvimento Agrário); empresas privadas como a Petrobrás e o Banco do Brasil; a Articulação do Semiárido Brasileiro; e parcerias internacionais como a Action Aid e a Unicef (MOC, 2019).

Infere-se que a atuação do MOC na comunidade de Nova Esperança incentiva a cooperação entre seus moradores, representando um movimento que influenciou e desencadeou ações importantes do ponto de vista sanitário. Ao promover a capacitação de moradores para a construção de fossas e cisternas de água de chuva, fomenta a sensibilização quanto à necessidade de soluções sanitárias adequadas, difundindo técnicas construtivas baseadas em experiências locais e participação social. Os impactos diretos relacionados à atuação do MOC na comunidade são caracterizados pelas melhorias sanitárias nas residências de moradores que participaram do Movimento e pelo planejamento da ampliação das ações nas demais residências da comunidade. Tecnologias Sociais são, sobretudo, formas de desenvolvimento de outro tipo de tecnologia, distinto da tecnologia convencional. Ou seja, trata-se de orientar ou mesmo promover o desenvolvimento de tecnologias que incorporem em sua concepção e design valores de inclusão social e empoderamento dos usuários, em suas dimensões culturais, sociais, econômicas e ambientais (JESUS; BAGATTOLLI, 2013). Devido a esse fato, a criação de outros tipos de soluções para os problemas sanitários da comunidade pode ser propiciada após a capacitação de um morador que pode atuar como agente transformador: agregando os conhecimentos adquiridos às necessidades e às potencialidades da comunidade. Autores como Jesus e Bagattolli (2013) indicam que um olhar integrado aos problemas da comunidade pode ser capaz de lograr ainda mais impacto com o uso de Tecnologia Social, pois pode favorecer a aplicação de não apenas um tipo de tecnologia, mas de um conjunto de tecnologias que possam solucionar problemas de diferentes naturezas,

como o sanitário, o alimentar, o de habitação, de geração de renda, entre outros. Políticas públicas setoriais, em nível federal, estadual e municipal, podem contribuir com a proposta de integração de tecnologias sociais.

Dentre os aspectos relacionados ao empoderamento comunitário (NARAYAN, 2002), podem ser identificadas, em Nova Esperança, melhorias relativas ao acesso à informação; inclusão e participação social; e capacidade de organização local. Aspectos positivos podem ser observados em relação a uma maior conscientização socioambiental; a afirmação do direito de participação e controle social das ações praticadas na comunidade; maior inclusão social e de gênero; maior salubridade ambiental e maior interesse dos moradores em promover ações que beneficiem, de alguma forma, a coletividade. Entende-se, pois, que as ações do MOC tangenciam princípios da Tecnologia Social, pois estratégias que visem sanar as demandas da localidade podem ser pensadas pelos moradores capacitados pelo MOC, com poder de transformação social. Alguns autores versam sobre a importância de estratégias capazes de disseminar o conhecimento com o objetivo da formação de uma consciência crítica (DURAZZINI; PARADELO, 2010; BECO; LEME; GONÇALVES, 2014). Pode-se dizer que o MOC cumpre este papel na medida em que promove ações educativas e campanhas de sensibilização que buscam efetivar a participação social nos programas implementados. No entanto, cabe ainda avançar rumo ao desafio de superar os limites das experiências pontuais e localizadas.

3.2 A experiência da Comunidade Queimadas (CE)

A comunidade rural de Queimadas localiza-se no município de Crateús, no estado do Ceará, e é composta por, aproximadamente, 190 famílias. Situada a cerca de 25 km da sede municipal, a comunidade desenvolveu-se às margens da ro-

dovia federal BR-226. Os trabalhadores das fazendas da região começaram a residir no local, dando origem à comunidade. No ano de 1993, a Associação Comunitária foi formada.

O município de Crateús destaca-se no cenário nacional por sua atuação no manejo dos resíduos sólidos. No que se refere especificamente à área rural, o município implantou a coleta convencional de resíduos, em 2009, em dois distritos, e desde então esta vem sendo ampliada. Os esforços municipais para a promoção de melhorias e ampliação da coleta resultaram na busca de parcerias a fim de implantar nas áreas rurais do município, além da coleta convencional, a coleta seletiva de recicláveis, já praticada na sede. Em 2011, foi dado o primeiro passo rumo à referida iniciativa, a fundação da Associação de Catadores de Materiais Recicláveis de Crateús - RECICRATIÚ e a construção de um galpão para triagem de resíduos representam a base dessa experiência. Dados da Associação revelam que cerca de 75% da população de Crateús é atendida por coleta seletiva de resíduos sólidos (CRATEÚS, 2015).

Em 2013, a coleta seletiva iniciou-se em dois distritos rurais do município de Crateús – um deles, o de Tucuns, que abrange a comunidade de Queimadas. A operação das coletas convencional e seletiva, em Queimadas, acontece semanalmente e em concomitância. Para tanto, os moradores são instruídos a separar previamente os resíduos recicláveis dos não recicláveis. Quanto às modalidades de coleta, a maior parte dos domicílios da comunidade é atendida por coleta porta a porta. Uma parte da população, cujos domicílios estão localizados nas margens da BR-226, é atendida por coleta ponto a ponto, dispondo os próprios resíduos em tambores. Há, ainda, alguns moradores da comunidade que não possuem acesso ou facilidade de acesso a nenhum tipo de coleta. Estes são orientados a conduzir os próprios resíduos ao ponto de coleta mais próximo.

Os materiais recicláveis recolhidos são encaminhados ao Centro de Triagem da RECICRATIÚ e posteriormente vendidos em Fortaleza. Os materiais não recicláveis são encaminhados a um lixão no território municipal, o mesmo utilizado pela Prefeitura de Crateús para a disposição final dos rejeitos coletados. No lixão há presença de catadores informais que vivem no local em condições precárias e insalubres (ROLAND et al., 2016).

Apesar desse quadro controverso, Crateús foi um dos quatro municípios brasileiros a receber o prêmio Cidade Pró Catador, em 2013. Em 2014, recebeu o selo estadual de Município Verde, que visa incentivar políticas ambientais pautadas no manejo adequado de resíduos sólidos. Trata-se de uma atividade que se destaca pelo caráter mobilizador e integrado à cultura local, como, por exemplo, a realização da coleta de resíduos por um caminhão equipado com som, que reproduz músicas regionais, o que estimula a população a participar da coleta seletiva. Essa estratégia também é realizada na comunidade de Queimadas. De acordo com o gestor, na ausência do sistema de som, o índice de resíduos coletados é reduzido a um patamar que corresponde a 50% do total coletado em presença do sistema de som.

Durante a coleta, um catador fica responsável pela pré-triagem dos resíduos, separando-os nas categorias recicláveis e rejeitos e acondicionando-os em espaços diferentes na carroceria do caminhão. Essa separação prévia evita que rejeitos sejam destinados à central de triagem e reforça, na comunidade, a importância da correta separação domiciliar dos resíduos, para a efetividade na sua condução a diferentes destinos finais.

Na esfera de planejamento e gestão pública, destaca-se a elaboração, em 2014, do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Crateús - PMGIRS (CRATEÚS, 2014) e, no ano seguinte, do Plano Municipal de Coleta Seletiva

(CRATEÚS, 2015), ambos disponíveis no site da prefeitura municipal. É importante salientar a iniciativa municipal de fundação da Associação de Catadores de Materiais Recicláveis, a RECI-CRATIÚ. Segundo um gestor municipal, foi desenvolvido um trabalho de formação voltado para a capacitação dos trabalhadores, promovendo-se a inclusão social de 24 catadores no município de Crateús. A Associação prioriza a filiação dos catadores que trabalhavam de maneira insalubre no lixão. Contudo, o gestor entrevistado relata que alguns dos membros associados encontram dificuldade de adaptação às condições de segurança do trabalho, como uso obrigatório de equipamentos de proteção individual, e ao cumprimento da carga horária de trabalho. Segundo o gestor, tais dificuldades acarretam considerável rotatividade dos funcionários da Associação.

A prefeitura de Crateús trabalha com ações de educação ambiental, tais como palestras educativas, reuniões com as comunidades rurais e distribuição de cartilhas informativas. Além disso, a prefeitura conta com algumas parcerias para ampliar as áreas atendidas pela coleta. Destaca-se a Associação Caatinga, uma organização não governamental que atua em favor da preservação do bioma caatinga e desenvolve projetos de educação ambiental e de tecnologia sustentável. Em termos de gerenciamento dos resíduos sólidos municipais, a Associação Caatinga forneceu também coletores de resíduos, dispostos em pontos estratégicos da comunidade de Queimadas, e colaborou com palestras e reuniões para informar às pessoas a necessidade de participação da comunidade na coleta seletiva, visando à sua efetividade. Além disso, ressalta-se uma iniciativa da Associação para a implantação da compostagem na comunidade, sendo oferecido um curso de capacitação aos interessados, em 2011. No entanto, alguns fatores intervenientes, como a falta de água para operar o sistema, além da baixa participação dos moradores no referido curso, levaram à descontinuidade dessa atividade. A participação

social é um dos fatores determinantes de resultados positivos para a sustentabilidade da ação coletiva. Sendo assim, com vistas a assegurar a operacionalização de soluções dessa natureza, de forma contínua e sustentável, a comunidade deve ser sensibilizada da sua importância, e o poder público deve encontrar os meios para que novos conceitos e práticas sejam assimilados e incorporados no cotidiano da população envolvida (BRIGHENTI; GUNTHER, 2011; ROLAND et al., 2016).

Além do estímulo à participação da comunidade no manejo dos resíduos, por meio de sua adequada coleta, há também incentivos à coleta seletiva nas escolas. Por meio do projeto LEVE - Local de Entrega Voluntária Escolar, estratégia municipal que teve início em 2014, o ambiente escolar também é abarcado na questão da coleta seletiva. O projeto prevê um grupo de alunos monitores, capacitados para o desenvolvimento de estratégias de socialização do conhecimento adquirido junto aos colegas, além de se responsabilizar pelo monitoramento dos resíduos acondicionados nos LEVEs. Os alunos levam os próprios resíduos domiciliares para o ambiente escolar, de onde são coletados pela RECI-CRATIÚ. Parte do valor arrecadado com a venda dos materiais (20%) retorna como investimentos para a escola. A Secretaria de Meio Ambiente de Crateús também oferece uma aula de educação ambiental aos estudantes e aos professores da escola participante; contudo, de acordo com o gestor municipal, ainda faltam investimentos e mais incentivos aos alunos monitores para que seja possível uma melhor estruturação e expansão da referida ação.

Autores como Narayan (2002) identificam dentre os aspectos relacionados ao empoderamento comunitário: a) acesso à informação; b) a inclusão e a participação; c) transparência e d) a capacidade de organização local. Segundo o estudo realizado por Roland et al. (2016), o manejo de resíduos sólidos praticado em Queimadas cumpre esses requisitos, pois são realizadas atividades de caráter informativo (palestras,

reuniões, cartilhas); atividades que visam à uma maior inclusão e participação social na iniciativa (curso de compostagem e ações de conscientização e sensibilização para a população; prioridade na contratação dos catadores do lixo pela RECICRATIÚ); aspectos relacionados à transparência (disponibilização do recente Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos no portal online da prefeitura municipal e notícias publicadas relacionadas ao tema); em relação à capacidade de organização local, destacam-se novamente a RECICRATIÚ, o Projeto LEVE e os mutirões de limpeza realizados na comunidade. O empoderamento comunitário merece destaque como fator determinante do êxito do manejo dos resíduos sólidos em Queimadas.

Pode-se inferir que o manejo de resíduos sólidos de Crateús, que atende à comunidade de Queimadas, é exemplo de atenção por parte do setor público aos resíduos sólidos e da capacidade de organização e mobilização da comunidade. Assim, considera-se o sistema como um processo de inovação e participação social, configurando uma Tecnologia Social em que os moradores da comunidade são protagonistas.

3.3 A experiência do Assentamento Serra Negra (PE)

Os primeiros registros da origem do Assentamento Serra Negra datam de 1989, quando a antiga Fazenda Serra Negra, situada no município de Floresta, foi ocupada. Em maio de 1990, foi criada a Associação Comunitária do Assentamento, um marco para a mobilização das famílias acampadas. No ano seguinte, 1991, o Assentamento foi reconhecido oficialmente e estabeleceu-se a divisão dos lotes, que foram gradativamente ocupados pelas famílias de assentados, que contaram com apoio financeiro do INCRA para a construção de casas de alvenaria. Estima-se que 64 famílias vivam no Assentamento.

O abastecimento de água da comunidade merece atenção devido ao caráter participativo e de mobilização social que proporcionou melhorias no sistema adotado. O Assentamento havia sido contemplado com um sistema de abastecimento de água constituído por um poço profundo, de onde a água era bombeada até as residências. Esse sistema havia sido construído pelos próprios moradores; contudo, por falta de manutenção, seu uso foi inviabilizado. Com a interrupção dessa fonte de abastecimento de água, os moradores tiveram que recorrer a fontes alternativas, como cisternas de água de chuva (também utilizadas como reservatórios para a água trazida em caminhões-pipa) e barreiros.

Em relação à situação das águas residuárias e resíduos sólidos, no Assentamento a maioria das casas possui banheiros completos e os efluentes são destinados a fossas absorventes. Nas casas com construção mais recente, estão sendo implantados tanques sépticos e sumidouros. Foi constatado que, apesar da presença de banheiros nas residências, alguns moradores mantiveram o hábito de defecar a céu aberto. Como há ausência de coleta de resíduos sólidos, estes são queimados pelos moradores nos fundos dos próprios terrenos. Há famílias que realizam a separação de recicláveis (como latinhas de alumínio e garrafas PET) para posterior venda e/ou reaproveitamento.

As obras de transposição do Rio São Francisco impactaram a realidade do Assentamento Serra Negra. Destacam-se a criação de empregos temporários na construção civil e de empregos indiretos, para atender às demandas das obras, como vendedores, faxineiras e cozinheiras; a construção de um novo posto de saúde, com melhores equipamentos e infraestrutura; e a expectativa de desenvolvimento da agricultura na comunidade, em consequência da transposição, havendo forte expectativa de uso da água que será aduzida pelo canal, mas, também incerteza sobre se isso se viabilizará. Também foram relatadas dificuldades no

acesso a algumas áreas do Assentamento, devido à implantação do canteiro de obras.

A empresa responsável pela obra de transposição, em decorrência de estar utilizando o terreno da sede da Associação Comunitária Serra Negra, onde foi instalado um galpão, e estar contando com o apoio da comunidade no suporte à obra, prontificou-se a realizar melhorias no sistema de abastecimento de água, pactuando essa ação com representantes da comunidade e da Prefeitura. Assim, ficou definido que seria de responsabilidade da empresa a construção de uma nova rede de distribuição de água abrangendo todas as residências, uma vez que a rede existente, construída pelos próprios moradores, apresentava constantes problemas. Também seriam realizadas novas ligações nas residências que não eram atendidas pela rede de distribuição antiga. A Associação Comunitária aproveitou o momento propício para se mobilizar e conseguir, por meio de uma parceria entre o Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) e a Prefeitura de Floresta, a perfuração de um novo poço profundo e a restauração do poço existente. A Prefeitura ficou responsável pelo fornecimento do material e pelo pagamento da mão de obra, e o DNOCS cedeu o maquinário para a escavação dos poços.

O sucesso da experiência vivenciada no Assentamento Serra Negra se deve, em grande parte, ao poder de mobilização social, que favoreceu a inclusão de uma necessidade primária de seus moradores na pauta da ação pública, levando a construtora a uma contrapartida à comunidade. A articulação direta da Associação Comunitária com órgãos governamentais também é ponto a ser considerado positivo. A etapa de implantação é um momento crucial no projeto, pois, por se tratar de um processo de construção social, o sucesso do desenvolvimento da TS dependerá da forma como tais tecnologias são apresentadas para as pessoas envolvidas, principalmente no que diz respeito aos diversos aspectos rela-

cionados ao projeto, que permitem aos usuários compreender o seu relevante papel no estabelecimento da tecnologia (FREITAS, 2012).

Além de reforçar o princípio de participação e mobilização social correspondente a uma Tecnologia Social, a experiência do Assentamento Serra Negra é reveladora de uma solução de saneamento pensada e executada diante da necessidade premente e de aprendizados anteriores, já consolidados pela comunidade. A experiência anterior, com a instalação das redes de distribuição pelos próprios moradores, permitiu que a nova rede fosse construída com materiais adequados à realidade local. Destaca-se nesse contexto a participação popular como instrumento de superação de um dos grandes impasses da aplicação de Tecnologia Social: o de imposição de uma dada tecnologia, em geral, seguidora de um padrão pré-estabelecido, perdendo-se de vista a dimensão da construção da solução a partir de saberes, práticas e especificidades das comunidades participantes. Afinal, pensar em tecnologia social como estratégia de inclusão pela via governamental requer uma série de cuidados e a superação de desafios (BORGES, 2013).

3.4 As experiências apresentadas e as Tecnologias Sociais

As experiências aqui retratadas remontam iniciativas de diversas esferas, que já foram colocadas em prática e possuem aproximações com o que se pode chamar de Tecnologias Sociais. A construção do conhecimento a respeito de como se formulam e implantam as políticas públicas baseadas nos princípios da Tecnologia Social é relevante para se avançar no acesso a soluções de saneamento adequadas em áreas rurais. A análise das experiências ressalta o caráter determinante da participação e do controle social para o sucesso das ações em/e relacionadas ao

saneamento, elementos centrais para a formulação das políticas públicas.

Pode-se inferir que o sucesso e a sustentabilidade das ações aqui apresentadas estão intimamente relacionados a processos de participação popular que favorecem o controle e a adequabilidade da ação à realidade local, promovendo o seu alinhamento aos aspectos culturais, sociais, ambientais e econômicos aos quais ela se destina. As experiências se aproximam dos preceitos das tecnologias sociais por incorporarem elementos que vão além da atenção às populações historicamente marginalizadas, potencializando a promoção do empoderamento comunitário. No âmbito do saneamento, o reconhecimento da participação e do controle social como direito é basal na atuação pública pautada pelas Tecnologias Sociais, que também pressupõem atuação da sociedade civil organizada e dos cidadãos, todos participando dos processos que envolvem escolhas, planejamento, concepção e monitoramento das ações. Trata-se de potencializar processos e soluções já praticadas pela sociedade civil por meio das políticas públicas e o do apoio de órgãos governamentais e/ou agências financiadoras. Tecnologias Sociais em saneamento constituem uma via de mão dupla, onde deve haver um processo de trocas entre os usuários ou população alvo de determinada ação e o conhecimento técnico-científico, em presença do poder público.

A construção e a apropriação de uma Tecnologia Social implica em construção social e seu sucesso dependerá da forma com que é apropriada pelas pessoas. Assim, é fundamental a existência de estratégias de educação que proporcionem aos usuários o sentimento de pertencimento e a compreensão do próprio protagonismo. Soluções efetivas com potencial poder de transformação social, quando disseminadas e alinhadas à formulação de políticas públicas, podem representar significativo avanço na melhoria da qualidade de vida.

4 CONCLUSÕES

A partir das análises aqui realizadas, sugere-se que uma política ou uma ação baseada nos moldes da Tecnologia Social deve levar em conta um arranjo institucional que possibilite a capilaridade nos territórios, garantindo o empoderamento das comunidades, para que possam atuar ativamente na manutenção da solução, e receber apoio do poder público (COSTA; ABREU, 2013). Trata-se, portanto, de uma premissa que deve ser respeitada por meio de modelos e arranjos que valorizem os atores sociais e o processo, e não apenas resultados concretos e mensuráveis. Uma política baseada em Tecnologia Social deve respeitar o tempo e o processo de empoderamento e ser executada por atores que tenham proximidade com o território e com as comunidades que serão beneficiadas, a fim de compatibilizar as especificidades da comunidade e as características da tecnologia.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à equipe responsável pela elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR, da UFMG e da Funasa, e a todos os que colaboraram com a construção do referido Programa, em especial aos moradores das comunidades rurais visitadas; à Funasa, à CAPES e ao CNPq pelo aporte financeiro para a realização da pesquisa; aos funcionários das prefeituras municipais consultadas sobre os Planos Municipais de Saneamento Básico.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, B. **Efeito do acesso à água na área rural na redução de vulnerabilidades: o caso do SISAR/CE**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2015.
- BAVA, S. C. Tecnologia social e desenvolvimento local. In: Fundação Banco do Brasil (org.) **Tecnologia social: uma estratégia para o desenvolvimento**. Rio de Janeiro: FBB, 2004. p.103-16.

- BECO, L. A. R.; LEME, P. C. S.; GONÇALVES, D. Atividades de educação ambiental: como minimizar e lidar com o resíduo. **Revista Cultura e Extensão USP**, São Paulo, n. 12, p.83-93, 2014.
- BRAADBAART, O. A transferência norte-sul do paradigma da água canalizada. O papel do setor público nos serviços de água e esgotos. In: HELLER, L.; CASTRO, J.E. **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Belo Horizonte: Ed. UFMG; Rio de Janeiro: Ed. Fiocruz, 2013. P. 116-134.
- BRASIL. **Lei nº. 11.445**, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>
- BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Versão preliminar. Funasa. Brasília. 2018.
- BRINGHENTI, J. R.; GUNTHER, W. M. R. Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.4, p. 421-430, 2011.
- CHARMAZ, K.; MITCHELL, R. G. Grounded Theory in Ethnography, p. 160-174. In: **Handbook of Ethnography**, 2007.
- CORDEIRO, B. S. Saneamento: Direito Social e coletivo ou mercadoria? Reflexões sobre a transformação do setor na era FHC. In: **Exposição de Experiência em Saneamento Municipal**, VII, 2002, Santo André. Anais. Brasília: ASSEMAE, 2002. 1 CD-ROM.
- COSTA, Adriano Borges (org.). **Tecnologia Social e Políticas Públicas**. São Paulo: Instituto Pólis, Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2013. 284 p.
- CRATEÚS. **Plano Municipal de Coleta Seletiva**. Ceará, 2015.
- CRATEÚS. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Ceará, 2014.
- DAGNINO, R. P. Tecnologia Social e seus Desafios. In: FBB. **Tecnologia Social: uma estratégia para o desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Fundação Banco do Brasil, 2004.
- DAGNINO, R. P. (org.). **Tecnologia social e economia solidária: construindo pontes [documento de trabalho do curso Gestão Estratégica em Tecnologia Social]**. Campinas: Gapi/Unicamp, 2012. mimeo.
- DAGNINO, R. P., BRANDÃO, Flávio C., NOVAES, Henrique T. Sobre o marco analítico-conceitual da tecnologia social. In: DAGNINO, Renato P. (org.) **Tecnologia social: ferramenta para construir outra sociedade**. 2.ed. rev. ampl. Campinas: Komedi, 2010. p.71-112.
- DIAS, R.B. Tecnologia social e desenvolvimento local: reflexões a partir da análise do Programa Um Milhão de Cisternas. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional**, Blumenau, 1 (2), p. 173-189, Primavera de 2013.
- DURAZZINI, A. M. S.; PARADELO, E. S. Lixo rural no Brasil: a problemática da destinação correta de embalagens vazias de agrotóxicos e a realização de coleta seletiva. **Revista Agrogeoambiental**, v. 2, n. 2, p. 57-63, 2010.
- FBB. Fundação Banco do Brasil. **Tecnologia Social**. Disponível em: <http://www.fbb.org.br/tecnologiasocial/tecnologia-social/> Acesso em: 23 nov. 2012.
- FERRAREZI, E. Capital social: conceitos e contribuições às políticas públicas. **Revista do Serviço Público**, Brasília, DC, v. 54, n. 4, p. 4-20, out./dez. 2003.
- FLICK, U. **Introdução à Pesquisa Qualitativa**. Porto Alegre: Artmed, 2011. 405 p..
- FONSECA, J. E. **Implantação de cisternas para armazenamento de água de chuva e seus impactos na saúde infantil: um estudo de coorte em berilo e chapada do norte, Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2012.
- FRAGA, L. Autogestão e tecnologia social: utopia e engajamento. In: BENINI, Édi A., FARIA, M. S., NOVAES, Henrique T., et al. (orgs.) **Gestão pública e sociedade: fundamentos e políticas públicas de economia solidária**. 2v. São Paulo: **Outras Expressões**, 2011. p.101-24.
- FRANCO, D. O Teste da Técnica Social. In: OTERLOO, Aldalice et al. **Tecnologias Sociais: caminhos para a sustentabilidade**. Brasília: s.n., 2009.
- FREITAS, C. C. G. **Tecnologia Social e Desenvolvimento Sustentável: um estudo sob a ótica da adequação sociotécnica**. Tese (Doutorado em Administração) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Sociais Aplicadas, 2012.
- GOMES, U. A. F. **Água em situação de escassez: água de chuva para quem?** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2012.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010.
- ITS BRASIL. **Caderno de Debate – Tecnologia Social no Brasil**. São Paulo: ITS. 2004: 26 ITS. Instituto de Tecnologia Social. **Tecnologia Social no Brasil: direito à ciência e ciência para cidadania**. Caderno de Debate. São Paulo: Instituto de Tecnologia Social: 2004.
- JESUS, V. M. B. de; COSTA, A.B. Tecnologia Social: breve referencial teórico e experiências ilustrativas. In: COSTA, Adriano Borges, (Org.) **Tecnologia Social e Políticas Públicas**. São Paulo: Instituto Pólis, Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2013. Cap. 1, p.17-32.
- JESUS, V. M. B.; BAGATTOLLI, C. Integração de tecnologias sociais: reflexões sobre práticas iniciais. In: COSTA, A. B., (Org.) **Tecnologia Social e Políticas Públicas**. São Paulo: Instituto Pólis, Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2013. Cap. 9, p.207-223.

MACHADO, J. M. H.; MARTINS, W. J.; SOUZA, M. S.; FENNER, A. L. D.; SILVEIRA, M.; MACHADO, A. M. Territórios saudáveis e sustentáveis: contribuição para saúde coletiva, desenvolvimento sustentável e governança territorial. **Comunicação em Ciência e Saúde**. Brasília. v. 28(2), p. 243-249. 2017.

MOC. **Relatório anual 2017**. Movimento de Organização Comunitária. 2017. 50p.

MOC. **Parcerias no Movimento Popular**. Site institucional do Movimento. Disponível em: <<https://www.moc.org.br/parceiros>>. Acessado em: 30/05/2019.

NARAYAN, D. **Empowerment and poverty reduction**. The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank. Washington, DC. 2002. 355p.

NOVAES, H. T., DIAS, R. B. Contribuições ao marco analítico-conceitual da tecnologia social. In: DAGNINO, R. P. (org.) **Tecnologia social: ferramenta para construir outra sociedade**. 2.ed. rev. ampl. Campinas: Komedi, 2010. p.113-54.

PEIXOTO, J. B. **O barulho da água. Os municípios e a gestão dos serviços de saneamento**. Brasília: Água e Vida, 1994. 93 p.

ROCHA, W. S. **Estudo de caso do modelo de gestão de água potável e saneamento rural denominado "Sistema Integrado de Saneamento Rural: SISAR no Brasil"**. Washington: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2013. 78p.

ROLAND, N.; TRIBST, C.; DANTAS, M.; RODRIGUES, H.; REZENDE, S. C.. Inovação social e educação ambiental na coleta seletiva de resíduos sólidos como meios de empoderamento: o caso da comunidade rural de Queimadas-CE. **10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**. 2016.

SALES, B. M. **Caracterização dos Determinantes da Exclusão Sanitária Nos Domicílios Rurais Brasileiros**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2018. 170p.

SCHWARB, D.; FREITAS, C. Tecnologia social: implicações e desafios da implantação. **Revista Tecnologia e Sociedade**. Curitiba, v. 12, n. 26, p. 42-60, set./dez. 2016.

SERAFI, M. P.; RIBEIRO, M. M. Tratamento do resíduo eletrônico na perspectiva da inclusão social. In: COSTA, A. B. (Org.). **Tecnologia Social e Políticas Públicas**. São Paulo: Instituto Pólis, Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2013. Cap. 4, p.88-111.

SOUZA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semiárido nordestino. **Eng. sanit. ambient**; 10(3): 260-265, jul.-set. 2005.

THOMAS, H. E. Tecnologias para Inclusão Social e Políticas Públicas na América Latina. In: **Tecnologias Sociais: caminhos para sustentabilidade**. Brasília/DF: s.n, 2009.

WALLERSTEIN, N. **What is the evidence on effectiveness of empowerment to improve health? Health Evidence Network report**. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe 2006. Disponível em: <<http://www.euro.who.int/Document/E88086.pdf>>. Acesso em: 17 jun. 2016.

WEISS, Z. Tecnologia Social: os desafios de uma abordagem holística. In: OTERLOO, Aldalice et al. **Tecnologias Sociais: caminhos para a sustentabilidade**. Brasília: s.n., 2009.

Fossa absorvente ou rudimentar aplicada ao saneamento rural: solução adequada ou alternativa precária?

Cesspool pit in rural sanitation: appropriate solution or precarious alternative?

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
10/07/2019

Isabel Campos Salles Figueiredo | Caroline Kimie Miyazaki | Francisco José Peña y Lillo Madrid | Natália Cangussu Duarte | Taína Martins Magalhães | Adriano Luiz Tonetti*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.057>

Resumo

As fossas rudimentares ainda são amplamente utilizadas para tratamento e destinação de esgoto em áreas rurais no Brasil, por se apresentarem como uma solução simples, econômica e popularmente conhecida. Embora seu uso seja muitas vezes considerado precário, trata-se de um sistema que garante a separação higiênica entre pessoas e suas excretas. Isso a torna muitas vezes a única alternativa em situações em que outras tecnologias são inacessíveis. Portanto, é necessário questionar se sua implementação implica sempre em uma condição inadequada de saneamento. Alguns requisitos relacionados à sua forma construtiva, localização e densidade devem ser detalhados de forma a minimizar adversidades e riscos de contaminação, garantindo assim a saúde pública e ambiental e tornando essa alternativa uma solução apropriada para condições socioambientais específicas. **Palavras-chave:** Saneamento descentralizado. Saneamento rural. Tratamento de esgoto. Fossa absorvente. Fossa rudimentar.

Abstract

The cesspools are still widely used for treatment and disposal of sewage in rural areas in Brazil, mostly because they are a simple, economical and popularly known solution. Although its use is often considered precarious, it is a system that ensures hygienic separation between people and their excreta and often becomes a practicable alternative when other technologies are inaccessible. However, some users report problems with their use, while many others have no difficulties. Therefore, it is necessary to question whether its implementation always implies an inadequate sanitation condition. Some requirements related to its constructive form, location and density should be detailed to reduce misfortune and risks of contamination, ensuring public and environmental health and making this alternative a proper solution for specific socio and environmental conditions. **Keywords:** Decentralized system. Rural sanitation. Wastewater treatment. Cesspool.

Isabel Campos Salles Figueiredo – Bióloga. Mestre em Ecologia. Doutora na área de Saneamento. Trabalha com permacultura, educação ambiental e saneamento ecológico.

Caroline Kimie Miyazaki – Engenheira Ambiental pela EESC-USP. Mestranda em Engenharia Civil na FEC/Unicamp. Prestou consultorias ambientais no Brasil e EUA.

Francisco José Peña y Lillo Madrid – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Doutorando e mestre em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp.

Natália Cangussu Duarte – Engenheira civil e Mestre em Engenharia Civil pela FEC/Unicamp.

Taína Martins Magalhães – Engenheira Química pela Unicamp. Mestre em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp.

Adriano Luiz Tonetti – Professor da FEC/Unicamp. Atua na área de saneamento descentralizado e remoção e uso de nutrientes de águas residuais.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224. Cidade Universitária Zeferino Vaz, Campinas – SP. CEP: 13083-889. Caixa Postal: 6143. Telefone: (19) 3521-2369. E-mail: tonetti@unicamp.br.

1 INTRODUÇÃO

As fossas absorventes são definidas pelo manual de Saneamento da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2015) como poços ou buracos escavados no solo, sem impermeabilização ou com impermeabilização parcial, onde é feita a disposição do esgoto bruto conduzido por veiculação hídrica. Ao receber diretamente o esgoto gerado nas residências, as fossas absorventes desempenham as funções de tanque séptico e sumidouro, mas devido à maior quantidade de sólidos, matéria orgânica e lodo digerido acumulado em seu interior, o entupimento do solo na região da fossa pode ocorrer mais rapidamente do que nos sumidouros construídos após tanques sépticos (FUNASA, 2015).

As fossas absorventes também podem ser denominadas fossas rudimentares (IBGE, 2013; BRASIL, 2019) e são popularmente conhecidas como fossas negras, fossas caipiras ou fossas simples. O termo fossa negra, apesar de amplamente utilizado, tem sido rechaçado pelos movimentos sociais por soar pejorativo ao aludir à raça e não à cor. Desse modo, no presente texto essa tecnologia será chamada de fossa rudimentar ou absorvente.

Atualmente há uma ampla gama de sistemas disponíveis para o tratamento de esgoto para áreas rurais ou descentralizadas, mas, mesmo assim, ainda é muito comum o uso de fossas absorventes em todo o país. Dados recentes da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua foram referendados pela revisão do PLANSAB (BRASIL, 2019) e apontam que do total de domicílios atendidos com esgotamento sanitário na área rural em 2017, 32,0% destinavam os esgotos para tanques sépticos, 48,6% para fossas rudimentares e 11,7% para valas, rios, lagos, mar ou outro destino.

Além das pesquisas oficiais, há outras fontes de dados que trazem informações mais aprofundadas em relação à realidade das comunidades rurais brasileiras no que tange ao seu acesso aos

serviços de esgotamento sanitário. Dados obtidos em pesquisas realizadas em campo em diferentes regiões do Brasil indicam que o número de fossas absorventes é ainda maior do que apontam as pesquisas oficiais.

Um levantamento realizado por meio de 225 entrevistas em toda a zona rural do município paulista de Holambra (SP), por exemplo, mostra detalhes de como a população rural de 3.135 habitantes (além da significativa população flutuante diária) trata o esgoto doméstico gerado na região (SUPREMA, 2013). Nesse estudo, foi constatado que 60% dos domicílios utilizavam fossas absorventes e que 31% dos entrevistados não souberam especificar o tipo de fossa utilizada na residência. Já dados obtidos por meio de um diagnóstico rural participativo em uma região rural de Campinas (SP) indicam que o esgoto proveniente de vasos sanitários, misturado ou não às águas cinzas, é disposto na maioria das vezes (81%) em fossas rudimentares ou é lançado *in natura* no solo ou em corpo hídricos (9%) (FIGUEIREDO, 2019).

A ampla distribuição de fossas absorvente nas regiões rurais está relacionada ao fato de essa solução ser a mais simples e econômica (FUNASA, 2015). O PNSR (2018a) também destaca a persistência da ampla distribuição das fossas absorvente historicamente no país e Martinetti (2009) acredita que essa alternativa é a mais difundida devido à sua simplicidade construtiva, baixo custo e ao desconhecimento de alternativas. Por ser uma solução muito simples, ela tem sido empregada por várias gerações, já que afasta os dejetos do contato visual, mesmo não afastando todos os seus efeitos deletérios. Isso a diferencia da defecação a céu aberto, da fossa seca e da disposição do esgoto em valas, por exemplo.

1.1 A fossa absorvente é inadequada?

Muitas instituições caracterizam a fossa absorvente como uma opção incorreta para o trata-

mento de esgotos em pequenas comunidades, independentemente da forma como ela é construída ou do local em que está instalada (TONETTI et al., 2018). Por exemplo, essa é a visão do IBGE (2013) reafirmada pelo PLANSAB (BRASIL, 2019), que caracteriza esse tipo de fossa como uma forma de atendimento precário e que classifica o domicílio que é servido por esse sistema como em situação de déficit.

No entanto, esse tipo de sistema é considerado internacionalmente (WHO/UNICEF, 2017) e mesmo nacionalmente (FUNASA, 2015) como uma forma de tratamento e disposição final adequada, já que resolve satisfatoriamente aspectos de saúde pública (FUNASA, 2015) e garante uma separação higiênica entre pessoas e suas excretas (WHO/UNICEF, 2017). Recentemente o PNSR (2018c) também elencou a fossa absorvente como uma das tecnologias adequadas para o tratamento de esgotos domésticos de populações rurais, desde que o lençol freático seja profundo.

Os principais impactos ambientais relacionados a esse tipo de sistema incluem a contaminação do solo e do lençol freático por patógenos e nitrato. No entanto, essa também é a principal crítica aos tanques sépticos, especialmente àqueles que não recebem manutenção e que são instalados em locais inadequados.

Mesmo quando se avaliam os compostos nitrogenados, o tanque séptico e os pós-tratamentos sugeridos pelas normas brasileiras (NBR 13969, 1997 e NBR 7229, 1993) não contemplam sua remoção. As associações de reatores propostas pela norma brasileira não promovem a desnitrificação e a consequente transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio gasoso (N_2) (DE OLIVEIRA CRUZ et al., 2018; DE OLIVEIRA CRUZ et al., 2019 e SILVA et al., 2015). Nem mesmo há propostas para a absorção do nitrogênio por plantas. Em todos os casos, haverá a infiltração no solo e a maior parte do nitrogênio presente acabará sendo transfor-

mado em nitrato, o qual terá grandes chances de atingir o aquífero subterrâneo (MARINHO et al., 2013; MARINHO et al., 2014).

Dessa forma, a precariedade das fossas absorventes parece estar mais relacionada à sua localização na propriedade, ao contexto ambiental local, à densidade populacional e à sua forma construtiva, e não à sua eficiência propriamente dita. Sendo assim, por meio de ações educativas e participação social para compreensão e implantação do sistema (PNRS, 2018c), a fossa pode se configurar como uma solução adequada em determinadas condições socioambientais.

Logo, há a necessidade de compreender os problemas envolvidos com o dimensionamento, construção, operação e manutenção dessas fossas e de propor formas corretas para sua execução adequada. Mas, para isso, deve-se compreender como ela é tradicionalmente construída no Brasil. Partindo desse arcabouço, o objetivo desse artigo foi propor essa reflexão usando como ponto de partida dados concretos sobre o tema, coletados a partir de um projeto de pesquisa e extensão universitária financiado pela Unicamp e desenvolvido em uma área rural de Campinas (SP) (MADRID et al., 2015; FIGUEIREDO, 2019). No estudo foi realizado um diagnóstico rural participativo (DRP) organizado com base na metodologia proposta por Verdejo (2006). Também foi utilizada a técnica da observação participante (GIL, 2008), que permite a atuação vivencial do pesquisador em uma situação determinada.

1.2 Fossa absorvente: aspectos construtivos e operacionais

As fossas absorventes são tipicamente projetadas e construídas de forma empírica, sem nenhum tipo de projeto ou avaliação das condições locais de instalação. Não há suporte de qualquer norma brasileira para a elaboração de seu projeto e a sua construção. Algo próximo construtiva-

mente à fossa absorvente seria o sumidouro, mas seu projeto está direcionado ao pós-tratamento do efluente produzido em tanques sépticos.

Nos locais em que é construída, em muitos casos as fossas apresentam, em vez de tampas, apenas um fechamento precário (tábuas de madeira, lonas plásticas ou telhas de fibrocimento), ou mesmo não apresentam nenhum tipo de fechamento, permitindo a entrada de água da chuva, o escoamento do esgoto na superfície do solo e a proliferação de vetores, oferecendo riscos aos moradores.

Em pesquisa desenvolvida por Figueiredo (2019) em uma área rural de Campinas (SP) foi possível observar que existe conhecimento tradicional sobre a construção das fossas absorventes. Os entrevistados relataram técnicas utilizadas na construção dos sistemas simplificados e que a sua localização em relação à casa e ao poço não é aleatória. Porto (2016) também relata que as fossas absorventes utilizadas por moradores de comunidades rurais de três estados brasileiros foram construídas com base no conhecimento tradicional das famílias.

Ainda segundo Figueiredo (2019), os entrevistados também relataram que suas fossas foram cons-

truídas sem nenhuma orientação técnica, contando apenas com os conhecimentos empíricos dos agricultores ou de trabalhadores contratados, com exceção de três propriedades que receberam orientações de instituições certificadoras.

A mesma situação foi observada em assentamentos rurais paulistas por Alves Filho e Ribeiro (2014), que identificaram que os assentados declararam pouco conhecimento sobre manejo e técnicas eficazes de saneamento e que a assistência técnica externa nessa temática era deficitária. Larsen (2010) também aponta que existe pouca informação sobre alternativas adequadas ao saneamento rural dentre membros da comunidade rural avaliada no Paraná.

As fossas rudimentares pesquisadas em uma área rural de Campinas (SP) (FIGUEIREDO, 2019) são, em sua maioria, constituídas por buracos escavados no solo sem nenhum revestimento interno (51%). Também é muito comum a prática do “tijolamento” das fossas absorventes (43%), em toda a sua extensão ou apenas na área próxima à superfície, para dar suporte à tampa (Figura 1). Foi incomum encontrar fossas construídas com anéis de concreto (zimbras ou manilhas - 6%).



Figura 1 - Formas de construção das fossas rudimentares em área rural de Campinas (SP). Esquerda - Sem revestimento interno; Direita - Com tijolamento (Fonte: Figueiredo, 2019).

As tampas das fossas, por sua vez, normalmente são feitas de concreto, mas também podem ser de madeira, telhas ou algum outro material improvisado (Figura 2). Essa variedade de métodos

construtivos também foi observada por PNSR (2018b). A construção de tampas adequadas é importante para a segurança dos moradores locais e para a manutenção da estrutura da fossa.



Figura 2 - Tipos de tampa para fossas rudimentares encontradas em área rural de Campinas (SP). Esquerda - Tampa de alvenaria; Centro - Tampa de madeira; Direita - Tampa com telhas de amianto. (Fonte: Figueiredo, 2019).

Em Campinas (SP), por meio de dados declarados, Figueiredo (2019) identificou que o diâmetro e a profundidade médios das fossas absorventes são 1,3 m e 4,6 m, respectivamente. No entanto, esses dados não foram declarados para 34% das fossas absorventes e tampouco puderam ser checados em campo devido à dificuldade de acesso a elas.

Segundo Figueiredo (2019), devido à variação na altura do lençol freático local (inferida pela profundidade dos poços caipiras ou freáticos) e à presença de nascentes e áreas de várzea, é provável que o fundo de algumas fossas coincida com o lençol freático, o que é uma condição inadequada

do ponto de vista sanitário e ambiental, além de não atender à distância mínima de 1,5 m entre o fundo do sumidouro e o lençol freático sugerida pela norma NBR 13969 (ABNT, 1997).

As entrevistas realizadas no referido estudo em Campinas (SP) também indicaram que as fossas absorventes recebem diferentes tipos de esgoto (Figura 3). Para a grande maioria das propriedades visitadas (88%) e dos domicílios habitados na região (92%) havia a segregação de pelo menos parte das águas cinzas geradas pelos usos domésticos (Figura 4).

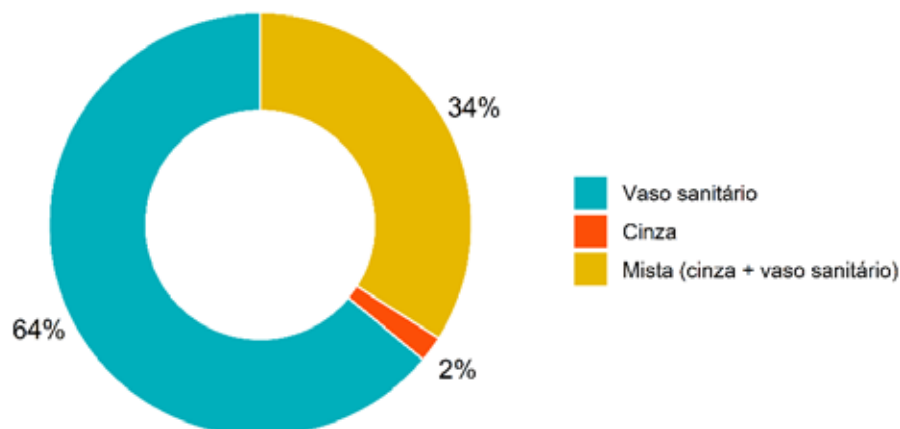


Figura 3 - Tipo de esgoto destinado para a fossa rudimentar em área rural de Campinas (SP) (Fonte: Figueiredo, 2019).

Esse tipo de informação não foi encontrado em nenhum outro trabalho desenvolvido com saneamento rural. Apesar de os números variarem de acordo com a região do país e com as peculiaridades locais, a revisão da literatura aponta que a prática da segregação da água cinza em domicílios rurais é uma realidade comum. Na última versão do Manual de Saneamento da Funasa, referência importante para o saneamento em comunidades isoladas, já foi descrita a divisão do esgoto doméstico em duas parcelas com nomes e características distintos (FUNASA, 2015). As pesquisas sobre esgotamento sanitário nos domicílios rurais realizadas pelo IBGE, entretanto, não fazem menção a essa prática.

1.3 Fossa absorvente: Densidade

Algumas tentativas já foram feitas no sentido de determinar densidades máximas de sistemas descentralizados baseados em tanques sépti-

cos seguidos de infiltração no solo, mas os valores encontrados por diversos pesquisadores são muito variáveis e dependentes de condições ambientais específicas. A USEPA (1977) determina que regiões com densidades maiores do que 15 sistemas/km² constituídos por tanque séptico seguido de infiltração do efluente no solo podem ter problemas de contaminação do ponto de vista ambiental, mas regiões onde foram observados problemas graves têm densidades bem maiores.

A densidade encontrada em uma área rural de Campinas (SP) por Figueiredo (2019) foi acima de três vezes o valor sugerido pela USEPA (1977): 3,5 fossas por propriedade ou uma fossa a cada 0,019 km², equivalente a 52 fossas/km². Cada uma delas atendia em média de duas a três pessoas. A distância entre as casas e as fossas era normalmente bem pequena e até menor do que a distância mínima de 1,5 m sugerida pela norma NBR 7229 (ABNT, 1993) para tanques sépticos (Figura 4).



Figura 4 - Mapeamento das fossas rudimentares em área rural de Campinas (SP), mostrando a proximidade entre fossas e residências.

Em Brasília, constatou-se em uma comunidade rural uma média de 1,83 fossas por propriedade (FIGUEIREDO, 2006). A densidade de sistemas descentralizados tem se tornado crítica em algumas áreas isoladas e é necessário determinar valores sustentáveis do número de sistemas construídos em uma dada área, por mais complexa que seja essa tarefa (BEAL, GARDNER e MENZIES, 2005).

1.4 Fossa absorvente: Distância entre a fossa e o poço ou nascente

Em uma área rural de Campinas (SP), Figueiredo (2019) encontrou uma distância média entre as fossas e poços de 65,4 m, sendo a menor distância encontrada de 9,0 m. Em pesquisa no Paraná, a distância média encontrada entre o poço e a fossa foi de 10,0 m (LARSEN, 2010).

As distâncias mínimas sugeridas pela ReCESA (2009) são: 15 m de fossas sépticas e 45 m de fossas absorventes. A distância mínima sugerida pela Funasa (2015) é de 15 m em relação às fossas secas e 100 m em relação a outros focos de contaminação como valões de esgoto e galerias de infiltração (FUNASA, 2015), mas não fica claro qual é a distância sugerida em relação às fossas absorventes. Tampouco existe clareza nas recomendações das normas técnicas da ABNT.

Enquanto a NBR 7229 (ABNT, 1993) sugere uma distância mínima de 15 m de poços freáticos, a NBR 13969 (ABNT, 1997) apenas indica que o efluente tratado deve demorar três dias para chegar até o poço. Em instrução técnica do DAEE (2012), é sugerido um perímetro de alerta contra poluição microbiológica a partir do ponto de captação (poço), com um raio estabelecido pela distância alcançada pelo fluxo de água subterrânea em cinquenta dias. A mesma portaria indica que poços escavados (cacimbas ou cisternas) devem ser construídos em nível mais alto do terreno e a uma distância superior a 30 m em relação a fossas sépticas, para evitar a contaminação das águas subterrâneas.

O distanciamento das fossas ou sistemas de disposição final em relação aos poços subterrâneos (freáticos ou tubulares profundos) ainda não é consensual e varia muito de acordo com cada localidade, sendo determinada, muitas vezes, de forma arbitrária (PANG et al., 2003). Na Nova Zelândia, por exemplo, a distância mínima recomendada é de 30 m (PANG et al., 2003), assim como na Espanha (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010).

Nos Estados Unidos, a recomendação geral é uma distância entre 15 e 30 m, mas ela depende de características locais e da regulação de cada estado (USEPA, 2002). Na Austrália, a distância mínima recomendada é de 100 m (SYDNEY CATCHMENT AUTHORITY, 2012).

Um estudo sobre a mortalidade de patógenos (bactérias e vírus) em solos arenosos e bem drenados na Nova Zelândia indicou que uma distância mínima de 46 m seria necessária para que a água subterrânea não fosse contaminada (PANG et al., 2003). No entanto, existem registros de vírus que persistiram no solo por mais de 125 dias, tendo se deslocado 408 m (USEPA, 2002).

Cabe destacar que essa discussão sobre a distância em relação ao poço de água ou em relação ao lençol freático não deve ser pautada somente considerando a implantação de uma fossa absorvente. Todas as técnicas propostas pelas normas brasileiras (NBR 13969, 1997 e NBR 7229, 1993) que visam à infiltração do efluente final no solo também serão impactadas pelos valores estabelecidos para esses quesitos.

1.5 Fossa absorvente: Problemas observados

Em relação aos aspectos negativos comumente apresentados pelas fossas, o fato de elas “encherem” é considerado um problema ou um sinal de mal funcionamento do sistema. No entendimento da população pesquisada por Figueiredo

(2019), o esgoto deveria ser sempre drenado, de forma que a fossa permanecesse seca. Quando a fossa enche, é comum a abertura de nova fossa em local próximo ou o seu esvaziamento manual (mangueira sifonada) ou por caminhão do tipo limpa-fossa, comuns na região centro-sul, segundo dados do PNSR (2018 b). Outras observações que têm sido feitas dizem respeito ao simples bombeamento do material presente no interior da fossa para valas a céu aberto.

Dados compilados por WHO/UNICEF (2017) indicam que no Equador, por exemplo, 86% das fossas nunca tiveram que ser esvaziadas e em Níger, Moçambique e Etiópia esses valores são maiores do que 95%. O “enchimento” das fossas parece

estar relacionado à frequência de seu uso, ao tipo de esgoto recebido, ao regime climático da região e ao tipo de solo local.

A colmatação das fossas se deve à maior quantidade de sólidos em suspensão, matéria orgânica dissolvida e lodo digerido acumulado em seu interior, fatores que levam a um entupimento mais rápido do que o de sumidouros construídos após tanques sépticos (FUNASA, 2015). No entanto, a minoria dos moradores entrevistados em uma área rural de Campinas (SP) relatou o enchimento das fossas (Tabela 1) (FIGUEIREDO, 2019). Esse dado foi surpreendente já que a região apresenta argissolo vermelho-amarelo e latossolo vermelho-amarelo (Campinas, 2011).

Tabela 1 - Problemas mais comuns apresentados pelas fossas absorventes em uma área rural de Campinas (FIGUEIREDO, 2019).

Problemas relatados com as fossas	Observações	Frequência do relato*
Não ocorreram problemas	Não foram relatados problemas com o uso da fossa	42
Fossa encheu	Fossa ficou muito cheia e outra teve que ser aberta ou o caminhão limpa-fossa chamado	12
Ocorreu desmoronamento de paredes	Paredes cederam para dentro dos buracos escavados no solo e a fossa ficou cheia de terra	9
Houve mau cheiro	Ocorreram odores desagradáveis nas proximidades da fossa ou mesmo dentro dos banheiros	4
Ocorreu o transbordamento por entrada de água da chuva	Quando choveu muito, a água das enxurradas entrou dentro da fossa, danificando-a	3
Ocorreu o vazamento e o transbordamento	A fossa encheu muito e o efluente líquido transbordou pelas laterais ou tampa	3
Ocorreu entupimento do vaso sanitário	Raízes de plantas próximas à fossa ou animais entraram pelo vaso sanitário	2
Ocorreram acidentes	Um veículo caiu dentro da fossa	1
Atraiu animais	Mosquitos, baratas, sapos e ratos estavam morando dentro ou perto da fossa	1

*Uma mesma fossa podia apresentar mais do que um problema relatado.

A longevidade das fossas existentes na área rural de Campinas (SP) pode ser decorrente do tipo de esgoto que elas recebem: as águas cinzas são dispostas em apenas 36% das fossas, fato que pode contribuir para o aumento da sua vida útil, visto que a maioria dos óleos e gorduras provenientes da pia da cozinha não vai para as fossas.

O desmoronamento das paredes das fossas também foi um dos problemas mais comuns de manutenção da tecnologia. Alguns outros aspectos negativos foram relatados pelos usuários das fossas absorventes, mas a grande maioria dos sistemas nunca apresentou nenhum problema identificado.

1.6 Fossa absorvente: Opinião dos usuários

Segundo Figueiredo (2019), em relação à percepção dos agricultores sobre a adequação do

sistema de tratamento de esgoto utilizado, os entrevistados ficaram muito divididos, conforme dados apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Percepção dos agricultores em relação à adequação do sistema de tratamento de esgoto utilizado em uma área rural de Campinas (SP).

Opinião sobre o sistema de tratamento adotado		Comentários feitos pelos agricultores
O sistema adotado é adequado?	Não 53%	<p>“Não é tratado, é só jogado. Teria de ter um tratamento”</p> <p>“Na época era adequado. Hoje não”</p> <p>“Contamina a água de beber, embora esteja longe do poço”</p>
	Sim 47%	<p>“Está adequado por enquanto, mas precisa de mudanças se morarem mais pessoas”</p> <p>“Esse é o jeito que estamos acostumados”</p> <p>“Em pequena quantidade não tem problema, mas em grande tem. O esgoto de casa é nojento, mas não é tóxico.”</p>

Em Itaiçaba (CE) foi realizada uma pesquisa sobre satisfação dos moradores de uma comunidade rural quanto ao seu sistema de esgotamento sanitário, composto majoritariamente por fossas absorventes. Nesse trabalho, resultados similares foram encontrados, já que 50% dos entrevistados relataram estar satisfeitos com o sistema (BOTTO et al., 2005).

No entanto, outras pesquisas sobre o mesmo tema indicam resultados heterogêneos. Em estudo sobre a percepção de aspectos de saúde ambiental por moradores de assentamentos rurais da região norte/nordeste do estado de São Paulo foi constatada preocupação dos agricultores com o esgotamento sanitário inadequado e a consequente contaminação das fontes de água de abastecimento, acarretando problemas para a saúde humana e para a produção agrícola (ALVES FILHO E RIBEIRO, 2014).

Já agricultores do Paraná não declararam se preocupar com os sistemas de tratamento de esgoto tradicionalmente implantados na comunidade durante atividade de levantamento de problemas realizada em Diagnóstico Rural Participativo (LARSEN, 2010).

Porto (2016) também observou satisfação dos agricultores em relação a seus sistemas de esgo-

tamento sanitário. No entanto, a autora observa que essa satisfação pode estar relacionada ao desconhecimento de formas mais adequadas de tratamento de esgoto (PORTO, 2016).

1.7 Propostas e perspectivas futuras

Tonetti et al. (2018) afirmam que a fossa absorvente é uma tecnologia que pode atender a aspectos de segurança ambiental e de saúde pública, isso porque garante uma separação higiênica entre pessoas e suas excretas. No entanto, devem ser tomados os seguintes cuidados:

- Instalação de tampa firme e resistente. Sua vedação deve ser feita de forma adequada, impedindo o acesso de pessoas e animais, bem como de água da chuva;
- Construção da fossa em local com lençol freático profundo e que possibilite que o fluxo da água subterrânea primeiramente passe pelo poço e não pela fossa;
- Instalação da fossa em um local com baixa densidade populacional, ou seja, que garanta uma distância segura entre uma fossa e outra e entre as fossas e os pontos de captação de água subterrânea ou superficial.

Caso a norma brasileira NBR 13969 (ABNT, 1997), que já apresenta o descritivo para a construção do sumidouro, expusesse um detalhamento adequado dos seus aspectos construtivos, essas especificações poderiam ser apresentadas de forma semelhante para a fossa absorvente. A norma apresenta somente detalhes para cálculo da área de infiltração, não descrevendo, porém, como deve ser feito o tamponamento do tanque ou o adequado revestimento das paredes caso exista o potencial de seu desmoronamento.

Segundo Dacach (1990), uma antiga norma brasileira (ABNT, 1982)¹ expunha que para a construção do sumidouro deveriam ser atendidos alguns aspectos, apresentados também por Chernicharo (2001) e previamente adotados nos EUA como elementos construtivos do sistema (USEPA, 1980). A seguir são expostos alguns desses itens que poderiam ser incorporados às exigências a serem atendidas para a construção de uma fossa absorvente:

- As lajes de cobertura deverão ser construídas em concreto armado e dotadas de uma coluna de exaustão e de uma abertura de inspeção com tampão de fechamento hermético.
- As paredes deverão ser revestidas de alvenaria de tijolos, assentados com juntas livres, ou de anéis pré-moldados de concreto, convenientemente furados.

No entanto, como a maioria das fossas absorvente é construída sem qualquer revestimento, deveria ser criada uma avaliação que expusesse que somente a partir da existência de solos sujeitos a desmoronamento haveria a necessidade do revestimento das paredes internas.

Para o cálculo da área de infiltração haveria a necessidade de encontrar novos valores para a

conversão da taxa de percolação em taxa de aplicação superficial, a partir da qual seria obtida a área das paredes e, conseqüentemente, a profundidade. Como o sumidouro é projetado para receber o efluente proveniente do tanque séptico, o qual possibilita uma significativa remoção de matéria orgânica, provavelmente a fossa absorvente deveria possuir valores mais conservadores para essa conversão. A determinação desses valores deverá ser oriunda de pesquisas realizadas no Brasil e que levem em conta as características de nosso território.

Do mesmo modo, mais pesquisas que avaliem as diferentes características do território nacional são necessárias para estabelecimento de critérios de distância entre o fundo da fossa absorvente e o lençol freático e de densidade de fossas permitida em uma dada região. O mesmo se aplica à distância entre o poço de água e a fossa absorvente, visto que as normas brasileiras e a literatura internacional fornecem valores extremamente discrepantes.

Outras possibilidades de estudo da tecnologia estão relacionadas à gestão do lodo acumulado e à recuperação da capacidade de infiltração em casos de colmatação (TONETTI et al., 2018 e MANFIO et al., 2018). Ainda não está bem consolidada a real necessidade de remoção do lodo das fossas e, caso exista, qual seria a frequência e procedimentos de limpeza e destinação do conteúdo. Tampouco se tem estabelecido se uma fossa saturada pode recuperar sua característica de infiltração. Por meio dessas respostas, pode-se pensar em critérios para a existência de uma rotatividade entre os sistemas existentes em uma mesma propriedade ou maneiras de regenerá-lo, minimizando assim possíveis contaminações resultantes de adensamento demasiado de novos sistemas.

¹ A norma ABNT NBR 7229:1982, que possuía o nome secundário de ABNT/NB 41, foi cancelada em 29/09/1993 e substituída pela ABNT NBR 7229:1993. As especificações de projeto, construção e operação de sumidouros passaram a ser definidas em outra norma, a ABNT NBR 13969:1997. Contudo, os mencionados aspectos construtivos do sumidouro não são mais encontrados nas normas vigentes.

2 CONCLUSÕES

A fossa absorvente é uma tecnologia com ampla disseminação no Brasil, havendo um histórico de conhecimento popular a respeito de sua construção e operação. A população rural brasileira observa essa tecnologia de forma positiva e sua característica de possibilitar a separação das excretas do contato humano, de animais e de insetos é extremamente positiva quanto à questão de saúde pública.

Essa tecnologia deve ser aprimorada por meio de estudos e pesquisas científicas, buscando fundamentar seu dimensionamento e construção, levando em conta questões como: distância mínima entre o fundo da fossa e o lençol freático; distância mínima entre o sistema e poço ou nascente; densidade de fossas implantadas em uma área; características construtivas de acordo com as condições do terreno; formas de gestão do lodo e critérios de rodízio ou recuperação das fossas para recebimento de novo efluente sanitário. Dessa forma, minimizam-se os riscos de contaminação do aquífero subterrâneo e dos poços de água, mantendo requisitos de segurança à saúde pública e ambiental.

A fossa absorvente pode ser, portanto, uma alternativa para situações em que outras tecnologias se tornam construtiva ou operacionalmente inacessíveis. Melhores estudos adaptados à realidade local e definições de critérios limitantes à sua implementação, unidos a ações educativas e de participação social, podem consolidar a tecnologia como uma solução apropriada para determinadas condições socioambientais.

3 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES e ao CNPq (311275/2015-0) pelas bolsas de mestrado e doutorado recebidas e à Fapesp (Processo 2017/07490-4) pelo Auxílio à Pesquisa. Também agradecemos à Pró

Reitoria de Extensão e Cultura (ProEC) da Unicamp pelos recursos financeiros destinados ao Projeto Saneamento Rural.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229: Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais**. Rio de Janeiro. 37 p. 1982.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistema de tanques sépticos**. Rio de Janeiro. 15 p. 1993.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição dos efluentes líquidos** - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 60 p. 1997.

ALVES FILHO, J. P.; RIBEIRO, H. Saúde ambiental no campo: o caso dos projetos de desenvolvimento sustentável em assentamentos rurais do Estado de São Paulo. **Saúde Soc. São Paulo**, v.23, n.2, p.448-466, 2014.

BOTTO, M. P.; MOURA, N.C.B.; SENA, A.V.; PEQUENO, LR.B. Estudo quanti- qualitativo da precariedade das condições de saneamento ambiental em comunidades do estado do Ceará. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**- ABES. Campo Grande, MS. 2005.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Plano Nacional de Saneamento Básico- PLANSAB** Versão Revisada. 226 p, 2019.

Campinas. **Planos Locais de Gestão Planejamento e Desenvolvimento Urbano**. Prefeitura Municipal de Campinas. 2011. Disponível em: <<http://www.campinas.sp.gov.br/governo/seplama/planos-locais-de-gestao/>>. Acesso em: 01 de agosto de 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5). 245 p. apud VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Org.) **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001. 484 p.

DACACH, N.G. **Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, RJ, 3 ed., p. 293, 1990.

DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos/ Diretoria de procedimentos de outorga e fiscalização. **Instrução Técnica DPO Nº 006**. 2012.

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** (2018) 8 (2): 268-277. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.094>.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; GOMES, B. L. A.; TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S. **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* 127 (2019) 454-459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.021>.

FIGUEIREDO, I. C. S. **Nossas águas Palha: educação ambiental e participação na comunidade rural do Córrego do Palha**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Brasília (UnB). Brasília, DF, 2006.

FIGUEIREDO, I. **Tratamento de esgoto na zona rural: diagnóstico participativo e aplicação de tecnologias alternativas**. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, UNICAMP. Campinas, São Paulo, 2019.

FUNASA. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. Brasília, DF, 4ed, 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional por amostra de domicílios 2013**. Rio de Janeiro, RJ, 2013.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua – PNAD Contínua 2017**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/trabalho/17270-pnad-continua.html?&t=o-que-e>. Acesso em: 12 maio 2019.

LARSEN, D. **Diagnóstico do saneamento rural através de metodologia participativa. Estudo de caso: bacia contribuinte ao reservatório do Rio Verde, região metropolitana de Curitiba-PR**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, 2010.

MADRID, F. J. P. L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; FERRÃO, A. M. A.; TONETTI, A. L. Metodologia de desenvolvimento eco-sistêmico aplicado ao paradigma do saneamento descentralizado. **Revista Monografias Ambientais**, v. 14, p. 101-105, 2015.

MANFIO, D. V.; TONETTI, A. L.; MATTA, D. Dewatering of septic tank sludge in alternative sludge drying bed. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 8, p. 792-798, 2018. doi.org/10.2166/washdev.2018.276

MARINHO, L.E.O., TONETTI, A.L., STEFANUTTI, R., CORAUCCI FILHO, B., 2013. **Application of Reclaimed Wastewater in the Irrigation of Rosebushes**. *Water, Air and Soil Pollution* (Dordrecht. Online), 224, 1669. doi.org/10.1007/s11270-013-1669-z

MARINHO, L.E.O., CORAUCCI FILHO, B., ROSTON, D.M., STEFANUTTI, R., TONETTI, A.L., 2014. Evaluation of the productivity of irrigated eucalyptus grandis with reclaimed wastewater and effects

on soil. **Water Air Soil Pollut.** 225, 1830 (Print). doi.org/10.1007/s11270-013-1830-8

MARTINETTI, T. H.; TEIXEIRA, B.A.N.; SHIMBO, I. Pesquisa-ação participativa para execução de sistema de tratamento local de efluentes sanitários residenciais sustentável: caso do assentamento rural Sepé- Tiaraju. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 3, n. 9, p.43-55, 2009.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. **Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones**. Org.: Ortega de Miguel, E.; Medina, J. F.; Rodríguez, J. J. S.; Cruz, C. A.; Jiménez, A. R. 455 p, 2010.

PANG, L; CLOSE, M; GOLTZ, M. SINTON, L.; DAVIES, H.; HALL, C.; STANTON, G. Estimation of septic tank setback distances based on transport of E. coli and F-RNA phages. **Environment International** 29 (2003) 907-92, 2003. DOI: 10.1016/S0160-4120(03)00054-0.

PNSR. 2018a. Capítulo 3: O Rural para o Saneamento. Consulta pública Programa Nacional de Saneamento Rural. Disponível em: <<http://pnsr.desa.ufmg.br/consulta/> 124> . Acesso em: 6 de maio de 2019.

PNSR. 2018 b. Capítulo 4: Análise situacional. Consulta pública Programa Nacional de Saneamento Rural. Disponível em: <<http://pnsr.desa.ufmg.br/consulta/>> . Acesso em: 6 de maio de 2019.

PNSR. 2018 c. Capítulo 5: Eixos estratégicos. Consulta pública Programa Nacional de Saneamento Rural. Disponível em: <<http://pnsr.desa.ufmg.br/consulta/>> . Acesso em: 6 de maio de 2019.

PORTO, B. B. **Práticas em saneamento rural: um estudo no contexto da agricultura familiar**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Belo Horizonte, MG, 115 p, 2016.

ReCESA. Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. Ministério das Cidades/ Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Transversal: saneamento básico integrado às comunidades rurais e populações Tradicionais: guia do profissional em treinamento- Nível 2**. Brasília: Ministério das Cidades. 88p, 2009.

SILVA, J. C. P.; TONETTI, A. L.; LEONEL, L. P.; COSTA, A. Denitrification on upflow-anaerobic filter filled with coconut shells (Cocos nucifera). **Ecological Engineering**, v. 82, p. 474-479, 2015. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.007

Sydney Catchment Authority. **Designing and Installing On-Site Wastewater Systems a Sydney Catchment Authority Current Recommended Practice**. 218 p, 2012.

SUPREMA. **Estudo técnico visando diagnosticar a situação dos recursos hídricos destinados à exploração de água no município de Holambra-SP, compatibilizando alternativas entre disponibilidades e demandas hídricas (Projeto águas de Holambra)**, 2013: Relatório consolidado pela SHS Consultoria e Projetos de Engenharia Ltda.- EPP, Recurso Fehidro. Holambra, 2013.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A.L.; MADRID, F.J.P.L.; FIGUEIREDO, I.C.S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L.M.O.; DUARTE, N.C.; FERNANDES, P.M.; COASACA, R.L.; GARCIA, R.S.; MAGALHÃES, T.M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções.** Biblioteca/Unicamp. Campinas, São Paulo, 153 p, 2018.

TONETTI, A. L.; DUARTE, N. C.; FIGUEIREDO, I. C. S.; BRASIL, A. L. **Alternativas para o gerenciamento de lodo de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos de áreas rurais.** LABOR & ENGENHO, v. 12, p. 145-152, 2018.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Design Manual: Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems. **Report EPA-625/1-80-012.** 412 p, 1980.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual.** Office of Water, Office of Research and Development. Report EPA/625/R-00/008. 369 p, 2002.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **The report to congress: waste disposal practices and their effects on groundwater.** 512 p, 1977.

WHO/UNICEF. 2017. World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF). **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines.** 110p.

Fossa Séptica Biodigestora: avaliação crítica da eficiência da tecnologia, da necessidade da adição de esterco e dos potenciais riscos à saúde pública

Biodigester Septic Tank: critical assessment of technology efficiency, the need to use manure and potential risks to public health

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
20/07/2019

Isabel Campos Salles Figueiredo | Raúl Lima Coasaca | Natália Cangussu Duarte |
Caroline Kimie Miyazaki | Lays Paulino Leonel | Jerusa Schneider | Adriano Luiz Tonetti*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.058>

Resumo

A Fossa Séptica Biodigestora (FSB) vem sendo divulgada como uma das melhores soluções para o problema do saneamento rural no Brasil. Diversos estudos indicam que o uso de esterco no sistema aumenta seu desempenho e minimiza a produção de lodo, porém muitos desses estudos estão baseados em dados pontuais. Na presente pesquisa foi analisado seu uso em uma área rural do município de Campinas (SP). O sistema foi avaliado sob dois regimes distintos: sem adição de esterco e com adição de esterco. Foi constatado que a adição de esterco não promove melhoria no desempenho no tocante à remoção de DBO, DQO, nutrientes e organismos indicadores de contaminação fecal. Além disso, o efluente final apresentou uma elevada salinidade e alta concentração de coliformes totais e *E. coli*, sugerindo que seu uso como biofertilizante pode não ser seguro para os moradores que adotam a tecnologia para o tratamento de esgoto. **Palavras-chave:** Fossa séptica biodigestor. Embrapa. Saneamento rural. Tratamento de esgoto. Comunidade isolada.

Abstract

The Biodigester Septic Tank (BST) has been disseminated as one of the best technical solutions for rural sanitation in Brazil. Numerous studies indicate that the use of manure in the system promotes a significant increase in the system's performance and prevents the production of septic tank sludge, but many of these studies are based in small datasets. This research assessed the use of the BST in a rural area of Campinas (SP/Brazil). The system was evaluated for eight months, under two operational settings: without manure addition and with manure addition. The characterization of

Isabel Campos Salles Figueiredo – Bióloga. Mestre em Ecologia. Doutora na área de Saneamento. Trabalha com permacultura, educação ambiental e saneamento ecológico.

Raúl Lima Coasaca – Engenheiro químico. Mestre em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp. Especialista em bioprocessos. Possui experiência em análise de dados.

Natália Cangussu Duarte – Engenheira civil e Mestre em Engenharia Civil pela FEC/Unicamp.

Caroline Kimie Miyazaki – Engenheira Ambiental pela EESC-USP. Mestranda em Engenharia Civil na FEC/Unicamp. Prestou consultorias ambientais no Brasil e EUA.

Taina Martins Magalhães – Engenheira Química pela Unicamp. Mestre em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp.

Lays Paulino Leonel – Mestre e doutoranda em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp. Bióloga formada pela Unesp.

Jerusa Schneider – Mestre e Doutora em Ciência do Solo. Atua na área de Microbiologia do Solo e Ambiental, Biorremediação e Sustentabilidade Agrícola e Ambiental.

Adriano Luiz Tonetti – Professor da FEC/Unicamp. Atua na área de saneamento descentralizado e remoção e uso de nutriente de águas residuais.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224. Cidade Universitária Zeferino Vaz, Campinas - SP. CEP: 13083-889. Caixa Postal: 6143. Telefone: (19) 3521-2369. E-mail: tonetti@unicamp.br.

the final effluent indicated that the addition of manure did not contribute to the removal of BOD, nutrients or indicators of faecal contamination. Furthermore, the final effluent presented high salinity and high concentration of total coliforms and E. coli, which suggests that its use as a biofertilizer may not be safe for residents who adopt this technology.

Keywords: Biodigester septic tank. Rural sanitation. Wastewater treatment. Remote community.

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVO

Boas práticas de saneamento são fundamentais não apenas para evitar doenças, mas para promover a saúde, proteger o meio ambiente e aumentar a qualidade de vida da população. No entanto, a utilização do saneamento como instrumento de promoção de qualidade de vida pressupõe a superação de entraves tecnológicos, políticos e gerenciais que dificultam, por exemplo, a cobertura das populações que habitam zonas rurais e municípios de pequeno porte (FUNASA, 2007). Essas regiões possuem algumas características que tornam complexo o atendimento pelo Estado, tais como: dispersão geográfica, isolamento, distância das sedes municipais, acessos precários ou difíceis, limitações financeiras dos municípios, ausência de participação social e insuficiência de políticas públicas locais (TONETTI et al., 2018a). Apesar de essas características não serem justificativa para a ausência de iniciativas públicas e privadas na área, elas acabam se traduzindo em baixos índices de cobertura de esgotamento sanitário.

Dados coletados e organizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE, 2014) indicam que aproximadamente 12,6% dos domicílios rurais pesquisados não possuem nenhum tipo de sistema de tratamento de esgoto e que 57,7% adotam soluções consideradas inadequadas para o esgotamento sanitário, tais como o lançamento em valas, corpos d'água ou em fossas rudimentares.

Como resposta aos desafios relacionados à busca por sistemas de saneamento mais adequados, numerosas experiências têm sido desenvolvidas em diferentes partes do mundo e do Brasil, trazendo

melhorias nas condições de vida das comunidades, sem a destruição dos seus valores tradicionais e, muitas vezes, possibilitando a geração de trabalho e renda (SERAFIM e DIAS, 2013).

Uma das principais experiências recentes envolvendo tecnologias sociais na área de saneamento no Brasil é a Fossa Séptica Biodigestora (FSB) desenvolvida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, um dos sistemas alternativos de tratamento de efluentes mais difundidos atualmente no país.

Além da própria Embrapa, outras instituições, como o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra), a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI) e a Fundação Banco do Brasil (FBB) têm disseminado a tecnologia (SERAFIM e DIAS, 2013), bem como prefeituras municipais, organizações não governamentais (ONGs) e empresas públicas e privadas. Estima-se que cerca de 11.000 unidades já tenham sido instaladas em mais de 250 municípios brasileiros, predominantemente na região Sudeste (SILVA, 2016; SILVA, MARMO e LEONEL, 2017, SILVA, 2018).

A recente incorporação da tecnologia às políticas públicas de habitação por meio do Programa Nacional de Habitação Rural (PNHR) (BRASIL, 2017) pretende disseminar a FSB em mais de 35.000 domicílios rurais (EMBRAPA, 2017). O sistema também é mencionado em publicações que compilam tecnologias adequadas para áreas rurais ou isoladas (FUNASA, 2015; 2018).

A FSB foi inspirada nos biodigestores asiáticos (FBB, 2010), sendo destinada ao tratamento das águas de vaso sanitário (fezes e urina) de uma

residência rural com até cinco pessoas (NOVAES et al., 2002; Galindo et al., 2010). O objetivo da tecnologia é substituir as fossas rudimentares por uma tecnologia de baixo custo, capaz de produzir um efluente final que pode ser utilizado no solo como biofertilizante ou em leiras de compostagem (NOVAES et al., 2002; GALINDO et al., 2010; SILVA, 2014).

O sistema é composto por três caixas d'água de 1.000 L conectadas por tubos e conexões de PVC de 100 mm (NOVAES et al., 2002) (Figura 1). As

duas primeiras caixas podem ser consideradas caixas de fermentação, sendo responsáveis pela digestão anaeróbia do efluente, enquanto a terceira serve para o armazenamento do efluente final. O tempo de detenção hidráulica do sistema varia entre 25 e 35 dias (NOVAES et al., 2002; GALINDO et al., 2010). Durante esse período há a redução da concentração de sólidos, eliminação de organismos patogênicos e estabilização de substâncias instáveis presentes no esgoto (FAUSTINO, 2007). O efluente final tem um aspecto castanho-amarelado e odor leve e característico (SILVA, 2014).

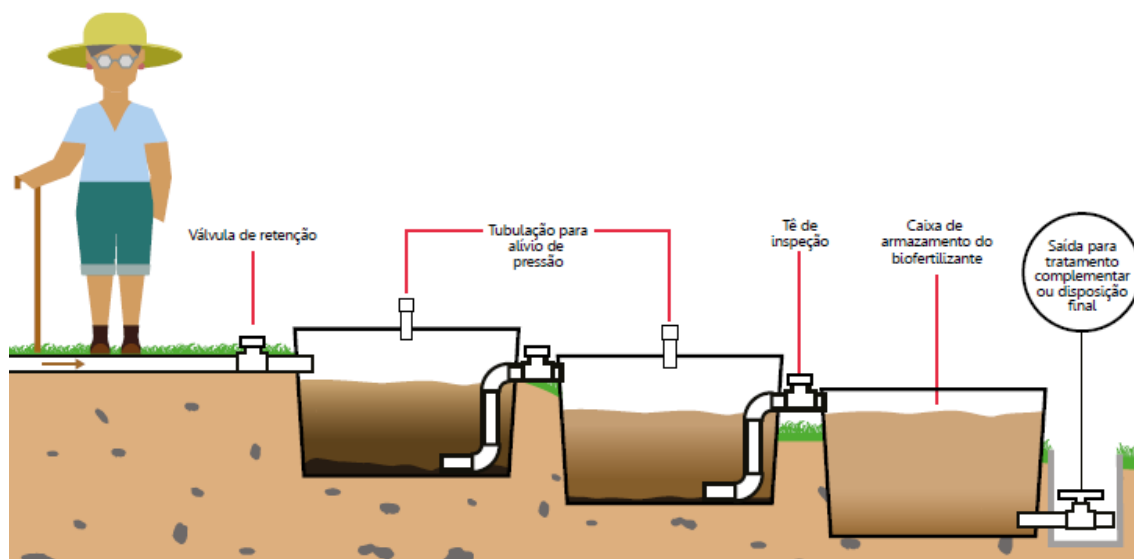


Figura 1 - Esquema da Fossa Séptica Biodigestora (FSB). Fonte: Tonetti et al. (2018).

Galindo et al (2010) sugerem que a FSB não acumula lodo, não sendo necessária a limpeza periódica demandada pelos tanques sépticos. A manutenção exigida se resume à adição mensal de uma mistura de água e esterco bovino fresco (1:1), com o objetivo de aumentar a atividade microbiana e, conseqüentemente, a eficiência da biodigestão, bem como prevenir a geração de odores desagradáveis (NOVAES et al., 2002; GALINDO et al., 2010). No entanto, pesquisa desenvolvida por Oliveira (2018) demonstrou a presença de lodo na parte inferior dos reatores, onde ficaram concentrados matéria carbonácea, fósforo e patógenos.

Apesar da enorme difusão dessa tecnologia, existem poucas pesquisas sobre o sistema e, quando realizadas, a maioria é de curta duração e conta com a análise de poucas amostras de efluente, como mostram as informações compiladas na Tabela 1. Oliveira (2018) identificou que apenas 16% das referências disponíveis trazem dados primários sobre o funcionamento da FSB. Portanto, é necessária uma maior quantidade de estudos sobre a real eficiência do sistema e uma maior discussão sobre a qualidade final do efluente produzido. Tais estudos devem ser realizados de forma regular e por períodos mais representativos,

tendo um rigor científico nos métodos de coleta, análise e tratamento dos dados.

Um aspecto que não sofreu uma avaliação robusta no meio científico diz respeito à premissa de que a adição de esterco fresco ao sistema é fundamental para o seu bom funcionamento. Na literatura essa questão foi abordada em apenas dois trabalhos (BARBONI e ROCHETTO, 2014; OLIVEIRA, 2018). Barboni e Rochetto (2014) se limitaram a adicionar a mistura inoculante uma única vez e não mensalmente, levando à obtenção de resultados bastante inconclusivos. Já Oliveira (2018) analisou o resultado da adição do inóculo por um mês por meio de seis amostras sem tratamento estatístico e concluiu que o esterco contribuiu para o decaimento endógeno no lodo acumulado no fundo dos reatores ao mesmo tempo em que promovia o aumento da concentração de *E. coli* no efluente final.

De forma prática, a adição mensal de esterco bovino pode ser um limitador dessa tecnologia, visto

que o proprietário rural teria que realizá-la rotineiramente, o que, devido à sobrecarga de trabalho dos agricultores, poderia ser um empecilho à correta manutenção dos sistemas. Além disso, muitas localidades rurais brasileiras não possuem criação de gado, o que dificultaria a implantação da FSB em muitos contextos.

Outro aspecto de fundamental importância diz respeito ao uso do efluente final como biofertilizante em práticas agrícolas. A aplicação dessa água residual feita de forma inadequada poderia expor os usuários a doenças de veiculação hídrica.

Deste modo, este trabalho busca contribuir com o desenvolvimento do sistema Fossa Séptica Biodigestora, por meio da avaliação da necessidade de adição do esterco bovino na operação da FSB, bem como da caracterização do efluente final produzido e avaliação da viabilidade de sua aplicação na agricultura como biofertilizante, além de explorar os aspectos de saúde pública que envolvem a operação do sistema de tratamento.

Tabela 1 - Informações sobre os principais estudos sobre Fossas Sépticas Biodigestoras.

Fonte	Tipo de estudo	Local da pesquisa e número de sistemas avaliados	Tipo e número de amostras	Parâmetros avaliados no efluente
Novaes et al., 2002	Comunicado técnico da Embrapa	Jaboticabal (SP). 1 sistema (3 caixas de 1.000 L)	Análise do efluente da 3ª caixa. Não foi informado o número de amostras	Coliformes totais e fecais
Faustino, 2007	Dissertação de Mestrado	Itirapina e São Carlos (SP). Sistema 1 e Sistema 2 (3 caixas de 1.000 L); Sistema 3 (4 caixas de 5.000 L)	Análises do efluente das três caixas. 03 amostras coletadas para os sistemas 1 e 2. Uma amostra para o sistema 3	pH, CE, DQO, DBO, série de nitrogênio, fósforo total, óleos e graxas, sólidos, macro e micronutrientes
Peres et al., 2010	Artigo em periódico nacional	Espírito Santo do Pinhal (SP). 1 sistema (3 caixas de 1.000 L)	Análise do efluente da 1ª e 3ª caixa. 3 repetições	DQO, turbidez e pH
Leonel et al., 2013	Trabalho em congresso internacional	São Carlos (SP). 1 sistema (5 caixas de 1.000 L)	Análise do efluente da 1ª e 3ª caixa. 3 repetições	pH, potencial redox, CE, temperatura, turbidez, Coliformes Totais e Termotolerantes
Barboni e Rochetto, 2016	Trabalho em congresso nacional	Espírito Santo do Pinhal (SP). 1 sistema (4 caixas de 1.000 L, uma adição de esterco)	Análise do efluente da 1ª e 3ª caixa. Amostragem única	DQO, DBO, turbidez, pH, fósforo, nitrato, alcalinidade, ácido carbônico, coliformes totais e <i>E. Coli</i>
Lotfi, 2016	Monografia	São Carlos (SP). 7 sistemas (3 caixas de 1.000 L)	Análise do efluente da primeira e última caixa. Amostragem única	DBO, P _{total} , NTK, <i>E. coli</i> e Coliformes Totais
Soares et al., 2016 a	Trabalho em congresso nacional	Corumbá (MS). 2 sistemas (4 caixas de 1.000 L)	Análise do efluente da 1ª e 3ª caixa. 7 repetições em cada sistema	Temperatura, pH, CE, série de sólidos, DBO e DQO
Soares et al., 2016 b	Trabalho em congresso nacional	Corumbá (MS). 2 sistemas (4 caixas de 1.000 L)	Análise do efluente da 1ª e 3ª caixa. 7 repetições em cada sistema	Coliformes totais e termotolerantes, helmintos, protozoário <i>Balantidium coli</i> e <i>Salmonella sp</i>
Frade et al., 2017	Trabalho em congresso nacional	São Francisco de Paula (MG). 1 sistema (3 caixas de 1000 L)	Análise do efluente da última caixa. Amostragem única	DQO, DBO, pH, cor, turbidez, Coliformes totais e <i>E. Coli</i>
Oliveira, 2018	Dissertação de Mestrado	Ouro Preto (MG). 1 sistema (3 caixas de 1000 L)	Análise do efluente da 1ª, 2ª e 3ª caixa em diferentes alturas. 6 repetições durante um mês de análise	Sólidos, temperatura, pH, OD, DBO, DQO, N amoniacal, P _{total} , <i>E. coli</i> , <i>Salmonella sp</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> e adenovírus

DBO: demanda bioquímica de oxigênio. DQO: demanda química de oxigênio. NTK: nitrogênio total Kjeldahl. P_{total}: fósforo total. CE: condutividade elétrica. pH: potencial hidrogeniônico.

2 METODOLOGIA

A FSB em estudo foi implantada em uma comunidade rural localizada no município de Campinas (SP). O sistema foi empregado dentro do contexto de um projeto de pesquisa e extensão universitária

financiado pela Unicamp (MADRID et al., 2015; FIGUEIREDO, 2019), sendo construído com três caixas d'água de polietileno semienterradas com capacidade de 1.000 L (0,80 m de altura e 1,48 m de diâmetro na base), conectadas em série (Figura 2).

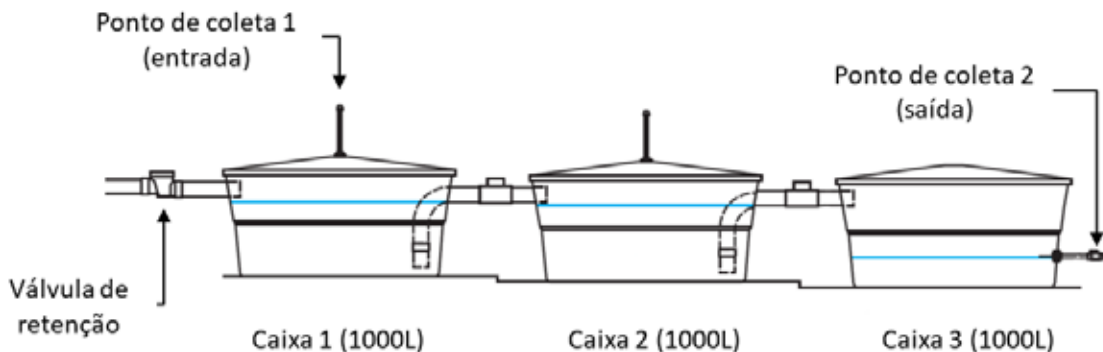


Figura 2 - Esquema da Fossa Séptica Biodigestora (FSB) implantada. Os pontos *entrada* e *saída* assinalam os pontos de coleta de amostras para avaliação do sistema. Fonte: Adaptado de Silva, Marmo e Leonel (2017).

As caixas possuíam tampa do tipo rosqueável, que permite uma boa vedação sem deformação (Figura 3). As conexões entre as caixas foram feitas com tubulação de PVC de 100 mm, seguindo as

orientações propostas pela Embrapa (SILVA, MARMO e LEONEL, 2017). Foi instalada uma válvula de retenção antes da primeira caixa para a inspeção da tubulação e introdução do esterco.



Figura 3 - Fossa Séptica Biodigestora construída na área rural de Campinas (SP). Esquerda - Visão geral do sistema. Direita - Registro localizado na base da terceira caixa, de onde era retirado o efluente para a irrigação. Fonte: Figueiredo (2019)

O sistema foi dimensionado para tratar o esgoto produzido no vaso sanitário (urina + fezes) de uma residência rural de quatro pessoas. Os moradores foram instruídos a realizar a higienização do vaso sanitário segundo as recomendações de Silva, Marmo e Leonel (2017), que sugerem que seja utilizado álcool, detergente ou sabão em pequenas quantidades para sua limpeza, evitando o uso de produtos à base de cloro e desinfetantes.

O sistema entrou em operação em janeiro de 2017 e as análises laboratoriais foram iniciadas três meses depois. O monitoramento do sistema ocorreu quinzenalmente, por oito meses consecutivos (n=16), de abril a novembro de 2017. As oito primeiras amostras (abril a julho de 2017), denominadas “*sem esterco*”, avaliaram a qualidade do efluente produzido sem a adição mensal da mistura inoculante de esterco bovino. Depois de finalizada essa etapa, foi iniciada a aplicação do inóculo de esterco mensalmente e foram avaliadas as alterações no efluente em mais oito amostragens quinzenais (agosto a novembro de 2017) denominadas “*com esterco*”. A mistura de esterco bovino fresco e água na proporção 1:1 foi introduzida na FSB através da válvula de retenção, conforme recomendação da Embrapa (SILVA, MARMO e LEONEL, 2017) (Figura 3).

As coletas das amostras eram realizadas na primeira caixa (Ponto de Coleta 1) e na saída da última caixa (Ponto de Coleta 2) (Figura 2). A Caixa 1 foi considerada o ponto de coleta de esgoto “bruto” (*entrada*), embora a digestão anaeróbia já ocorresse neste local. As amostras eram coletadas com auxílio de uma garrafa plástica de 200 mL, evitando a coleta de material sobrenadante e do sedimento. O vasilhame de coleta vertia o conteúdo coletado em outro recipiente com capacidade de 1,0 L. O Ponto de Coleta 2 representa o efluente final tratado (*saída*), também denominado biofertilizante (SILVA, MARMO e LEONEL, 2017), que é armazenado na terceira caixa antes de ser aplicado no solo. O efluente era coletado diretamem-

te em um recipiente de 1,0 L, a partir da tubulação final (Figura 2 e 3). No presente estudo, esse efluente era disposto em uma plantação comercial de goiabas (*Psidium guajava*). Para coleta das amostras destinadas a análises microbiológicas, era utilizado um frasco de 250 mL previamente autoclavado por 15 minutos a 120°C e 1 atm.

Todas as amostras foram coletadas no período da manhã e armazenadas a 4°C durante o transporte até o Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (LABSAN/FEC/Unicamp) onde eram analisadas.

Os parâmetros avaliados durante o experimento foram: turbidez, pH, condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), fósforo total (P_{total}), Coliformes Totais e *Escherichia coli*. Todas as análises foram realizadas com base nos métodos descritos em APHA et al. (2012).

Foram calculadas as médias e os desvios padrão para todos os parâmetros avaliados em cada etapa. A eficiência de remoção foi calculada a partir da diferença dos valores médios da entrada e saída do sistema. As médias das etapas “*sem esterco*” e “*com esterco*” foram comparadas por meio do teste não paramétrico de Mann-Whitney U com um nível de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Parâmetros físico-químicos

A Fossa Séptica Biodigestora (FSB) monitorada apresentou um tempo de detenção hidráulica (TDH) que variou entre 30 e 45 dias, o que ficou dentro do estipulado por Novaes et al. (2002) e superior ao sugerido por Galindo et al. (2010). Durante o período amostral não foram observa-

das deformações ou vazamentos nas caixas nem qualquer outro tipo de problema operacional.

Os valores de pH efluente (Tabela 2), tanto na entrada como na saída da FSB nos dois períodos analíticos (com e sem a adição de esterco),

indicaram um caráter ligeiramente básico. Esses valores são similares aos encontrados em outras pesquisas (FAUSTINO, 2007; PERES, HUSSAR e BELI, 2010; SOARES et al., 2010a; LEONEL, MARTELLI e SILVA, 2013; OLIVEIRA, 2018).

Tabela 2 - Dados obtidos para o efluente da Fossa Séptica Biodigestora (FSB) nos dois períodos amostrais (com e sem esterco)*.

Parâmetro	Com esterco			Sem esterco		
	Entrada	Saída	Eficiência média (%)	Entrada	Saída	Eficiência média (%)
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	640 ± 222a	213 ± 140a	66.7	562 ± 389a	225 ± 65a	60.0
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	1885 ± 327a	780 ± 139a	58.6	1724 ± 277a	895 ± 126a	48.1
P _{total} (mg P L ⁻¹)	33 ± 3a	20 ± 12b	39.3	33 ± 2a	31 ± 2a	6.1
SST (mg L ⁻¹)	955 ± 602a	180 ± 158a	81.1	389 ± 189b	121 ± 90a	68.7
Turbidez (NTU)	746 ± 513a	126 ± 24a	83.2	364 ± 108a	144 ± 26a	60.4
CE (mS cm ⁻¹)	6,1 ± 0,6a	5,4 ± 0,5a	-	6,3 ± 0,7a	6,6 ± 0,6a	-
pH	7,9 ± 0,2b	8,4 ± 0,2a	-	8,2 ± 0,2a	8,2 ± 0,1a	-

*Letras minúsculas diferentes em uma mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias apresentadas (p > 0,05).

Alguns autores atribuem os maiores valores de pH do efluente à degradação de proteínas e ureia em meio anaeróbico, o que produz amônia ou íon amônio (SILVA, FAUSTINO e NOVAES, 2007; SILVA, 2014; SILVA et al., 2015). Outros sais de ácidos fracos como acetato, formiato e propionato também podem colaborar para a manutenção do pH básico do efluente que, quando aplicado no solo, pode corrigir ligeiramente a acidez dessa matriz (SILVA, 2014; MARINHO et al., 2013; MARINHO et al., 2014).

A condutividade elétrica (CE) do efluente final foi maior no tratamento *sem esterco* (6.6 ± 0.6 mS cm⁻¹), sendo significativamente diferente das amostras *com esterco* (5.4 ± 0.5 mS cm⁻¹). Embora os valores de CE na primeira caixa (*entrada*) não tenham sido considerados estatisticamente diferentes quando comparamos os dois tratamentos, os resultados para o efluente da *saída* se mostraram significativamente diferentes, o que indica que o esterco teve um papel importante nesse processo. Enquanto a CE no sistema *sem esterco* teve a tendência de aumentar no efluente

final, o oposto ocorreu no sistema operado com esterco, onde foi observada uma queda significativa no valor da CE.

Uma possível explicação para a diminuição dos valores de condutividade ocasionada pela adição de esterco é a composição desse material. Uma pesquisa realizada com esterco bovino no estado da Paraíba indicou que essa substância é composta majoritariamente de cinzas (56%) e de substâncias que compõem a estrutura da parede vegetal, tais como celulose, hemicelulose e lignina (33,1%) (GALVÃO, SALCEDO e OLIVEIRA, 2008), que são fibras orgânicas de cadeia longa que poderiam contribuir para adsorver os sais presentes no efluente, diminuindo o valor da CE. Essa hipótese, entretanto, precisa ser investigada de maneira mais aprofundada.

Segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006), efluentes com CE maior que 3,0 dSm⁻¹ (3,0 mS cm⁻¹) devem ter restrição severa ao uso na irrigação, pois podem causar acúmulo de sais na solução do solo próxima à zona radicular, com-

prometendo a absorção de água pelas plantas (BASTOS e BEVILACQUA, 2006; GABRIELLI et al., 2015). Logo, mesmo com a adição de esterco bovino, os valores médios de CE encontrados na presente pesquisa estão bastante acima dos valores máximos recomendados pela literatura. Outros autores também encontraram valores acima do limite estabelecido pela WHO (2006), tais como: Leonel, Martelli e Silva (2013) (CE entre 2 e 4 mS cm⁻¹), Faustino (2007) (CE de 2,98 e 4,63 mS cm⁻¹) e Soares et al. (2016 a) (CE média de 3,50 mS cm⁻¹).

Mesmo com a alta condutividade do efluente final, alguns autores acreditam que ele possa ser indicado para uso como biofertilizante quando empregado de modo controlado (SILVA, 2014; SOARES et al., 2016 a). Para isso, seria importante garantir uma dosagem ideal de acordo com cada tipo de cultura e regime climático, sem haver a contínua disposição do efluente tratado em uma única porção de solo. Por sua vez, não há recomendações claras sobre a sua aplicação nas publicações elaboradas pela Embrapa referentes ao uso da FSB.

O lançamento da água residual de forma frequente em um mesmo local proporciona inicialmente um benefício para a planta, devido ao acesso à fonte de água e nutrientes, porém a médio e longo prazo acarreta a salinização do solo e prejuízos à cultura irrigada.

Algumas medidas, como a adição de matéria orgânica ao solo, podem atuar de maneira benéfica contra os efeitos da salinização (WHO, 2006), mas esse manejo deve ser feito com frequência e com supervisão de técnicos, que também devem ser consultados para a determinação da dosagem ideal para cada tipo de cultura. O acesso a esses profissionais pode ser raro em alguns contextos rurais brasileiros. Além disso, a adubação nas pequenas propriedades brasileiras é feita frequentemente com base em orientações empí-

ricas (LORENÇO JUNIOR, 2011), o que poderia levar ao uso excessivo ou equivocado do efluente.

Na presente pesquisa, os usuários foram orientados a alterar o local de aplicação do efluente a cada momento em que era realizado o esvaziamento da última caixa da FSB (Figura 3), de modo a impedir a aplicação do efluente final em uma única porção de solo, diminuindo, assim, a possibilidade de salinização. No entanto, não foi observada essa prática. Normalmente a tubulação utilizada na aplicação era mantida em uma única posição sobre a superfície do terreno, havendo somente a abertura do registro para esvaziamento da caixa de armazenamento. Segundo os usuários, para a execução do recomendado seria necessária a aquisição de longas extensões de tubos e o uso de um sistema de bombeamento para garantir uma melhor distribuição do efluente final, atingindo áreas distantes do local de instalação da FSB.

Quanto aos sólidos suspensos totais (SST), não foi observada diferença significativa entre os dois tratamentos analisados (Tabela 2). Os altos valores de SST (*com esterco*: 180 ± 158 mg L⁻¹; *sem esterco*: 121 ± 90 mg L⁻¹) estão de acordo com valores observados em outras pesquisas realizadas com FSB. Faustino (2007) obteve valores de 130 e 134 mg L⁻¹, enquanto Soares et al. (2016) observaram um valor médio de 151 mg L⁻¹.

Para a turbidez também não houve diferença significativa entre os tratamentos; no entanto, os valores médios no efluente final mostraram-se muito superiores aos observados por outros pesquisadores (*com esterco*: 126 ± 24 NTU; *sem esterco*: 144 ± 26 NTU). Para Leonel, Martelli e Silva (2013), que pesquisaram sistemas compostos de cinco caixas de 1.000 L, a turbidez do efluente final foi de aproximadamente 20 NTU, e para Peres, Hussar e Beli (2010), os valores encontrados variaram entre 40 e 59 NTU.

Embora as médias de turbidez no efluente final sejam superiores aos valores encontrados em

outros estudos, a remoção média para esse parâmetro (83,2% no sistema *com esterco*) foi similar à encontrada por Leonel, Martelli e Silva (2013) e muito superior à encontrada por Peres, Hussar e Beli (2010).

Uma possível explicação para valores altos de SST e turbidez no efluente final é o fato de a coleta do efluente ter sempre ocorrido por meio de uma mangueira conectada ao fundo da terceira caixa (Figura 3). É a partir dessa mangueira que ocorre a aplicação do efluente na área agrícola. Na região de fundo da caixa poderia ter ocorrido acúmulo de sólidos decantados, conferindo uma turbidez

e teor de SST maiores ao efluente final do que se esse fosse coletado da parte superior da caixa. Oliveira (2018) observou o acúmulo de sólidos na parte inferior das três caixas que compõem a FSB e sugere que o ponto de coleta das amostras influencia significativamente nos resultados.

Em relação à matéria orgânica, os resultados para DBO (Figura 4) não indicaram que a adição de esterco bovino afete significativamente a qualidade final do efluente da FSB. Os valores encontrados para a etapa em que havia a adição de esterco e para aquela em que não havia a adição desse material não apresentaram diferença significativa.

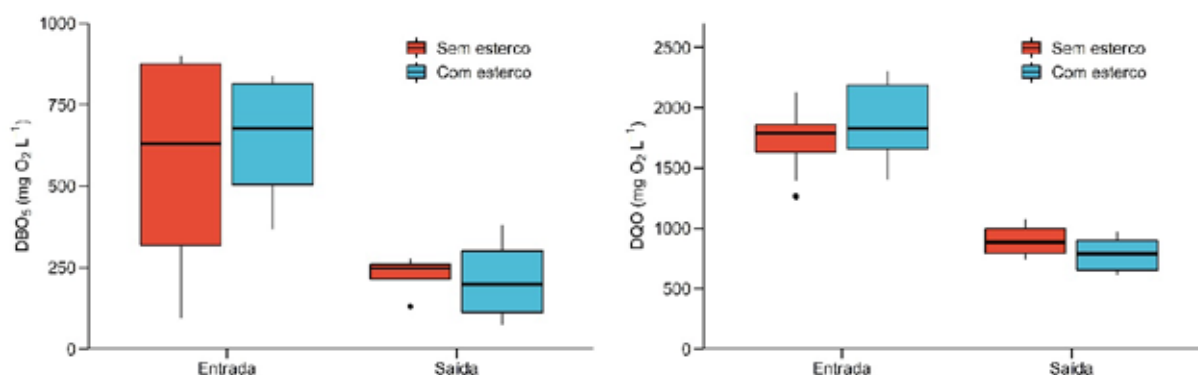


Figura 4 - Efeito da adição do esterco sobre a DQO e DBO.

Os valores médios de DBO observados neste estudo (*com esterco*: 213 ± 140 mg O₂ L⁻¹ e *sem esterco*: 225 ± 65 mg O₂ L⁻¹) são próximos aos encontrados por Faustino (2007) (191 e 316 mg O₂ L⁻¹), porém são mais altos do que os relatados por Lofti (2016) (24,9 a 106,3 mg O₂ L⁻¹) e Soares et al. (2016a) (média de 59,2 mg O₂ L⁻¹).

A eficiência de remoção média de DBO observada nesta pesquisa foi de 66,7% para o sistema com a adição de esterco, valor menor do que a remoção média de 87,1% encontrada por Soares et al. (2016a), que trabalharam com um sistema com tempo de detenção hidráulica maior (quatro caixas de 1.000 L), mas similar às remoções de alguns dos sete sistemas estudados por Lof-

ti (2016), que também eram compostos de três caixas de 1.000 L.

Para DQO (Figura 4), também não houve diferença significativa entre os efluentes finais gerados nas duas etapas do estudo. A DQO média de 780 ± 139 mg O₂ L⁻¹ encontrada para o efluente final *com esterco* foi ligeiramente mais alta do que os valores encontrados por Faustino (2007) (605 e 528 mg O₂ L⁻¹), Peres, Hussar e Beli (2010) (584 mg O₂ L⁻¹) e Soares et al. (2016a) (443 mg O₂ L⁻¹). No entanto, a remoção média do sistema operado com a adição de esterco (58,6%) foi bastante semelhante à remoção obtida por Peres, Hussar e Beli (2010) (55%).

Essa baixa eficiência na remoção de matéria orgânica pode ser fruto da simples sedimentação do material particulado no interior das caixas que compõem o sistema. Essa característica aproxima a FSB de um tanque séptico, no qual há pouco contato entre a biomassa e a parcela dissolvida da matéria orgânica presente no líquido.

Um fator que atrai o interesse do agricultor para o uso da FSB é a produção do biofertilizante, nome dado ao efluente final produzido pelo sistema de tratamento, associado à presença de nutrientes, como o fósforo (P) em sua composição. A concentração de P_{total} no efluente final nos dois períodos analíticos (*com e sem esterco*) foi similar. No entanto, houve uma tendência de a adição de esterco diminuir a disponibilidade de fósforo no efluente final (P_{total} de $20 \pm 12 \text{ mg P L}^{-1}$ *com esterco* e $31 \pm 2 \text{ mg P L}^{-1}$ *sem esterco*). Uma possível explicação para esse comportamento seria a adsorção do fósforo nas moléculas de carga negativa presentes naturalmente na composição do esterco bovino. Lofti (2016) observou remoções semelhantes nos sete sistemas estudados

(remoção entre 9,2 e 48,1%, com média de 37%) e valores de P_{total} entre 16,7 e 50,5 mg P L^{-1} . Possivelmente, parte desse material que adsorve o fósforo acaba sendo depositado nas caixas, formando um lodo que ao longo do período analítico do presente estudo acabou sendo acumulado em maior medida.

Deste modo, analisando-se o conjunto dos parâmetros físicos e químicos (DBO, DQO, P, SST, turbidez e pH), não foi notada qualquer interferência significativa da adição mensal de esterco bovino sobre a qualidade do efluente final, o que demonstra que sua adição não é necessária para o tratamento de água residual proveniente de vaso sanitário pela FSB.

3.2 Parâmetros microbiológicos

Quanto aos parâmetros microbiológicos, também não houve diferença significativa na concentração final de coliformes totais e *Escherichia coli* no efluente final dos dois tratamentos avaliados (*com e sem esterco*) (Tabela 3).

Tabela 3 - Média da concentração de coliformes totais e *Escherichia coli* na Fossa Séptica Biodigestora*.

Regime	Ponto de coleta	Coliformes totais		<i>E. coli</i>	
		Média (NMP 100 mL ⁻¹)	Coefficiente de variação [%]	Média (NMP 100 mL ⁻¹)	Coefficiente de variação
<i>Sem esterco</i>	Entrada	$4,6 \times 10^6 a$	66,24	$1,3 \times 10^6 a$	71,21
	Saída	$2,6 \times 10^4 a$	36,79	$8,9 \times 10^3 a$	72,46
	Remoção	99,4%	-	99,3%	-
<i>Com esterco</i>	Entrada	$1,74 \times 10^6 a$	38,93	$6,83 \times 10^5 a$	34,89
	Saída	$5,28 \times 10^4 a$	33,90	$3,20 \times 10^4 a$	106,90
	Remoção	97,0%	-	95,3%	-

*Letras minúsculas diferentes em uma mesma coluna indicam diferenças significativas entre as médias apresentadas ($p > 0,05$). NMP: Número mais provável.

Assim como nos estudos desenvolvidos por Leonel, Martelli e Silva (2013), Lotfi (2016) e Soares et al. (2016b), no presente trabalho foi observada uma alta porcentagem de remoção de organismos indicadores pelo sistema, acima de 95% (Tabela 3). No entanto, é importante destacar que devemos ser

cuidadosos ao exaltar uma alta porcentagem de remoção de micro-organismos por um sistema de tratamento. Como podemos observar na Tabela 3, mesmo quando a porcentagem de remoção foi igual a 99,4% para coliformes totais, a concentração no efluente final foi igual a $2,6 \times 10^4 \text{ NMP } 100^{-1} \text{ mL}$.

Ao contrário do observado neste estudo e em trabalhos anteriores (LEONEL, MARTELI e SILVA, 2013; LOFTI, 2016; SOARES et al., 2016b, OLIVEIRA, 2018), Novaes et al. (2002) afirmam ter observado ausência de coliformes fecais no efluente final da FSB. A publicação de Novaes et al. (2002) foi uma das pioneiras sobre FSB e ainda é a mais popular, porém não menciona o número de amostras analisadas nem detalha as condições experimentais. Esses autores afirmam que a FSB é um sistema que evita a proliferação de doenças de veiculação hídrica, sendo um dos seus benefícios a eliminação de patógenos. Contudo, a alta concentração de organismos indicadores observadas nesta pesquisa, bem como os resultados observados por Soares et al. (2016b), que relataram a presença das bactérias patogênicas *Salmonella sp* e *Balantidium coli* em amostras de efluente tratado pela FSB, e Oliveira (2018), que observou a presença de *Salmonella sp*, *Enterococcus spp* e adenovírus no efluente final e especialmente no lodo acumulado no reator, indicam que é necessário cautela quanto ao uso desse efluente como biofertilizante, assim como com o seu manuseio, de modo a garantir-se a segurança à saúde dos usuários dessa tecnologia.

No Brasil, as normas para o reúso agrícola ainda são incipientes e bastante vagas (CNRH 54, 2005 e CNRH 121, 2010). Desse modo, os valores de referência estipulados pelo guia da Organização Mundial de Saúde (OMS) são normalmente utilizados. A OMS recomenda para uso irrestrito na agricultura uma concentração máxima de 10^3 *E. coli* por 100 mL de efluente (WHO, 2006). Alguns autores, como Bastos e Bevilacqua (2006), propõem que para a irrigação superficial de culturas como as frutíferas, o número máximo de coliformes termotolerantes ou de *E. coli* não deve ultrapassar 10^4 . Assim, mesmo levando em conta esse valor, podemos constatar que em praticamente todas as situações as concentrações observadas no presente estudo foram superiores (Tabela 3).

3.3 Uso do efluente da FSB como biofertilizante

Mesmo com a inativação de patógenos ocorrendo de forma natural nos solos, existem grupos mais resistentes e condições ambientais mais propícias à contaminação ambiental (WHO, 2006; LEONEL et al., 2016). Por isso, algumas publicações recomendam que o uso de efluente tratado na produção agrícola seja sempre acompanhado de apoio técnico e que seja observada não somente a melhoria da produtividade agrícola mas também questões de saúde pública (TONETTI et al., 2018).

Não podemos ser norteados exclusivamente pelo emprego do efluente da FSB como biofertilizante; há a necessidade de termos preocupação quanto à presença de organismos patogênicos. Os nutrientes e micronutrientes existentes no efluente final desse sistema de tratamento também estão dissolvidos no esgoto bruto que o alimenta, pois os processos anaeróbios que ocorrem na FSB não possuem uma capacidade significativa de remoção de nutrientes ou organismos patogênicos (DE OLIVEIRA CRUZ et al., 2019 e DE OLIVEIRA CRUZ et al., 2018). Logo, as razões sanitárias que nos impedem de aplicar o esgoto bruto no solo são as mesmas que devem ser utilizadas para nos alertar quanto ao uso do efluente final de uma FSB.

Outro ponto importante a ser considerado é que a FSB é um sistema desenvolvido para residências unifamiliares. Nesse caso, os moradores normalmente constroem nas proximidades da residência e, conseqüentemente, o uso do efluente gerado ocorre nas imediações da moradia. Como a aplicação do efluente é feita de forma superficial, há uma grande probabilidade de ocorrer o contato dos moradores com o solo que recebeu a aplicação recente de efluente. Outra possibilidade seria o contato de animais domésticos com essa área. Como exemplo, foi observado na presente pesquisa que cachorros lambiam o efluente final e se deitavam sobre a região de aplicação do efluente (Figura 5). Também foi observado que estes mesmos animais entravam na residência, potencializando a difusão de doenças de veiculação hídrica.



Figura 5 - Situações reais registradas na propriedade com a FSB instalada. Esquerda - Aplicação do efluente no solo sem o uso de luva. Direita - Descanso de animais domésticos em área recém irrigada com efluente da FSB.

Outro ponto que causa preocupação é que, mesmo recebendo orientação quanto aos cuidados sobre o uso do efluente tratado, os moradores acabam fazendo a aplicação do efluente sem o uso de luvas (Figura 5). Mais uma vez, essa ação pode contribuir para a disseminação de patógenos.

No entanto, a FSB tem demonstrado grande capacidade de disseminação e é recebedora de prêmios no Brasil devido à sua facilidade construtiva e baixo custo. Logo, cabe o reconhecimento desse aspecto positivo no uso da FSB, porém devem ser buscadas melhorias em sua concepção e construção.

Uma proposta viável seria a infiltração do efluente tratado no solo por meio de valas de infiltração, tais como aquelas preconizadas na norma brasileira NBR 13969 (ABNT, 1997). Também pode ser sugerida a construção de valas de infiltração alternativas (TONETTI et al., 2018), a exemplo daquelas preenchidas com varas de bambu (Figura 6). Ao redor dessas valas podem ser plantadas árvores frutíferas que se beneficiariam do efluente infiltrado. Essa ação impediria o contato do morador com o efluente durante a aplicação e impediria o acesso de animais à água residuária, dificultando a disseminação de doenças de veiculação hídrica e permitindo o uso dos nutrientes presentes no efluente final.



Figura 6 - Vala de infiltração preenchida com varas de bambu implantada em uma área rural de Campinas (SP).

4 CONCLUSÕES

Durante a análise do conjunto dos parâmetros físicos e químicos (DBO, DQO, P, SST, turbidez e pH), não foi notada qualquer interferência significativa da adição mensal de esterco bovino sobre a qualidade do efluente final da Fossa Séptica Biodigestora (FSB). Isso demonstra que o emprego desse material ao utilizar-se a FSB no tratamento de água residual proveniente de vaso sanitário é desnecessário.

Os altos valores observados para a concentração de *E. coli* no efluente final sugerem que é necessária grande atenção quanto ao uso do efluente como biofertilizante. Até mesmo sua disposição diretamente sobre o solo deve ser impedida devido ao alto risco de difusão de doenças de veiculação hídrica. Também devem ser exigidos cuidados quanto ao seu manuseio, a fim de garantir a segurança do usuário e de sua família.

Uma proposta viável para minimizar os riscos à saúde e manter o uso do efluente final como um biofertilizante seria sua infiltração no solo por meio de valas de infiltração. O plantio de árvores frutíferas ao redor das valas garantiria o uso

de nutrientes pelas plantas e impediria o contato dos usuários e animais com a água residuária, dificultando a disseminação de doenças de veiculação hídrica.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES e ao CNPq (311275/2015-0) pelas bolsas de mestrado e doutorado recebidas e à Fapesp (Processo 2017/07490-4) pelo Auxílio à Pesquisa. Também agradecemos à Pró Reitoria de Extensão e Cultura (ProEC) da Unicamp pelos recursos financeiros destinados ao Projeto Saneamento Rural.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistema de tanques sépticos**. Rio de Janeiro. 15 p. 1993.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro. 60 p. 1997.

- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Capítulo 2: Normas e critérios de qualidade para reúso da água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 427.
- BARBONI, J. T.; ROCHETTO, U. L. 2016. **Análise da eficiência de fossa séptica biodigestora para tratamento de esgotos domésticos em área rural**. In: XI Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas. Poços de Caldas, MG, 2016.
- BRASIL. Ministério das Cidades. **Portaria nº 268**, de 22 de março de 2017. Regulamenta o Programa Nacional de Habitação Rural, integrante do Programa Minha Casa, Minha Vida. Brasília, DF, 2017.
- CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente. **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. Brasília, DF, 2005.
- CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 121**, de 16 de dezembro de 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. Brasília, DF, 2010.
- 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** (2018) 8 (2): 268-277. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.094>.
- DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; GOMES, B. L. A.; TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S. 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** 127 (2019) 454-459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.021>.
- EMBRAPA. **Governo adota Fossa Séptica Biodigestora desenvolvida na Embrapa como política pública**. Portal Saneamento Básico, 2017. Disponível em: <<https://www.saneamentobasico.com.br/governo-fossa-septicabiodigestora-desenvolvida-na-embrapa/#.WZHE-PnjgKY.facebook>>. Acesso em 24 de abril de 2017.
- FAUSTINO, A. S. **Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). São Carlos, São Paulo, 2007.
- FBB. **Tecnologia Social, Fossa Séptica Biodigestora. Saúde e Renda no Campo: saiba como montar um sistema inovador de esgoto sanitário**. Fundação Banco do Brasil. Brasília, DF, p. 32, 2010.
- FIGUEIREDO, I. **Tratamento de esgoto na zona rural: diagnóstico participativo e aplicação de tecnologias alternativas**. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Unicamp. Campinas, São Paulo, 2019.
- FUNASA. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento: orientações técnicas**. Brasília, DF, 3ed, 2007.
- FUNASA. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. Brasília, DF, 4ed, 2015.
- FUNASA. Ministério de Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **CataloSan: Catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos**. Brasília, DF, 50 p. Eds: Paulo, P.L.; Galbiati, A.F.; Magalhães, F.J.C., 2018.
- FRADE, P.R.; SOUZA, V.S.; SILVA, F.L.; MELO, F.L.; AMÂNCIO, D.V. 2017. **Caracterização de esgoto oriundo de fossa séptica biodigestora e os efeitos da sua aplicação no solo**. Congresso ABES, 2017.
- GABRIELLI, G.; PAIXÃO FILHO, J. L.; CORAUCCI FILHO, B.; TONETTI, A. L. Ambiance rose production and nutrient supply in soil irrigated with treated sewage. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.19, n.8, p.755-759, 2015. [dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n8p755-759](https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n8p755-759)
- GALINDO, N.; SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P.; GODOY, L. A.; SOARES, M. T. S.; GALVANI, F. 2010. **Documentos 49: Perguntas e respostas: fossa séptica biodigestora**. Embrapa Instrumentação, São Carlos, São Paulo, p. 26, 2010.
- GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. **Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino**. Pesquisa agropecuária brasileira. Brasília, DF, v.43, n.1, p.99-105, 2008.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional por amostra de domicílios 2014**. Rio de Janeiro, RJ, v.33, p. 133, 2014.
- LEONEL, L. F.; MARTELLI, L. F. DE A.; SILVA, W. T. L. Avaliação do efluente de fossa séptica biodigestora e jardim filtrante. **III Symposium On Agricultural And Agroindustrial Waste Management**. São Pedro, São Paulo, 2013.
- LEONEL, L. P.; TONETTI, A. L.; SILVA, J. C. P.; NUNES, E. A.; ANARUMA FILHO, F. Reuse of sewage treated effluent in agricultural practices: An alarming presence of Giardia spp. Cyst. **Ecological Engineering** 94 (2016) 682-687. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.126
- LOFTI, P.C.S. **Avaliação preliminar da eficiência de fossas biodigestoras no tratamento de esgoto unidomiliar- Assentamento Nova São Carlos e Santa Helena, São Carlos (SP)**. Trabalho de conclusão de curso (graduação), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP). São Carlos, São Paulo, 2016.
- LOURENÇO JUNIOR, B.A. **Desenvolvimento de laranja Pêra Citrus sinensis (L.) Osbeck enxertada em limoeiro cravo (Citrus limonia) e cultivada com pó de basalto**. Dissertação (Mestrado em Fisiologia do Desenvolvimento Vegetal), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (Unesp). Botucatu, São Paulo, 87p, 2011.
- MADRID, F.J.PY.L., FIGUEIREDO, I; C. S., FERRÃO, A. M. DE A., TONETTI, A. L. Metodologia de desenvolvimento eco-sistêmico

aplicado ao paradigma do saneamento descentralizado. **Revista Monografias Ambientais** – REMOA. Santa Maria, RS, v.14, n.1, p.101-105, 2015.

MARINHO, L.E.O., TONETTI, A.L., STEFANUTTI, R., CORAUCCI FILHO, B., 2013. Application of Reclaimed Wastewater in the Irrigation of Rosebushes. **Water, Air and Soil Pollution** (Dordrecht. Online), 224, 1669. doi.org/10.1007/s11270-013-1669-z

MARINHO, L.E.O., CORAUCCI FILHO, B., ROSTON, D.M., STEFANUTTI, R., TONETTI, A.L., 2014. Evaluation of the productivity of irrigated eucalyptus grandis with reclaimed wastewater and effects on soil. **Water Air Soil Pollut.** 225, 1830 (Print). doi.org/10.1007/s11270-013-1830-8

NOVAES, A. P.; SIMÕES, M. L.; MARANTIN-NETO, L.; CRUVINEL, P. E.; SANTANA, A.; NOVOTNY, E. H.; S SANTIAGO, G.; NOGUEIRA, A. R. A. **Comunicado Técnico 46: Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do saneamento rural e desenvolvimento da agricultura orgânica.** Embrapa Instrumentação Agropecuária. São Carlos, São Paulo, p.5, 2002.

OLIVEIRA, T. J. J. **Fossa séptica biodigestora: limitações e potencialidades da sua aplicação para o tratamento de águas fecais em comunidades rurais.** Dissertação (Mestrado), UFOP. 106 p. 2018

PERES, L. J. S.; HUSSAR, G. J.; BELI, E. **Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestora.** Trabalho de conclusão (Graduação em Engenharia Ambiental), Unipinhal. Espírito Santo do Pinhal, São Paulo, v. 7, n. 1, p. 020-036, 2010.

SERAFIM, M. P.; DIAS, R. B. Tecnologia social e tratamento de esgoto na área rural. In: COSTA, A. B. (Org.). **Tecnologia Social e Políticas Públicas.** Instituto Pólis, Fundação Banco do Brasil. Gapi/UNICAMP. São Paulo, SP, p. 284, 2013.

SILVA, W. T. L. DA; FAUSTINO, A. S.; NOVAES, A. P. de. **Documentos 34: Eficiência do processo de biodigestão em fossa séptica biodigestora inoculada com esterco de ovino.** Embrapa Instrumentação Agropecuária. São Carlos, SP, p. 20, 2007.

SILVA, W. T. L. **Saneamento básico rural / ABC da Agricultura Familiar.** Embrapa. Brasília, DF, p. 68, 2014.

SILVA, W.; SILVA, J. **Fossa séptica biodigestora beneficia 57 mil pessoas no campo.** Revista Fator Brasil. 2016. Disponível em: <http://www.revistafatorbrasil.com.br/ver_noticia.php?not=323282>. Acesso em: 2 de abril de 2019.

SILVA, W. T. L.; MARMO, C. R.; LEONEL, L. F. 2017. **Memorial Descritivo: Montagem e Operação da Fossa Séptica Biodigestora. Documentos 65.** EMBRAPA Instrumentação. São Carlos, São Paulo, p. 27, 2017.

SILVA, J. **Efluente tratado de fossa biodigestora serve de adubo para pequenos produtores.** Embrapa Instrumentação. São Carlos, São Paulo, 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/39759154/efluente-tratado-de-fossa-biodigestora-serve-de-adubo-para-pequenos-produtores?link=agencia>>. Acesso em: 12 de dezembro de 2018.

SILVA, J. C. P.; TONETTI, A. L.; LEONEL, L. P.; COSTA, A. Denitrification on upflow-anaerobic filter filled with coconut shells (Cocos nucifera). **Ecological Engineering**, v. 82, p. 474-479, 2015. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.007

SOARES, M. T. S.; CALHEIROS, D.F.; GALVANI, F.F.; CAMPOLIN, A.I.; DA SILVA, W.T.L. Parâmetros Físico-Químicos e Eficiência de Fossa Séptica Biodigestora na Redução da Carga orgânica de Esgoto Originado de Água Doce ou Salobra, na Borda Oeste do Pantanal. **Cadernos de Agroecologia.** Vol. 11, n. 2, 2016a.

SOARES, M. T. S.; CALHEIROS, D.F.; GALVANI, F.F.; CAMPOLIN, A.I.; DA SILVA, W.T.L. Eficiência de Fossa Séptica Biodigestora na Redução de Parâmetros Biológicos em Esgoto Originado de Água Doce ou Salobra, na Borda Oeste do Pantanal. **Cadernos de Agroecologia.** Vol. 11, n. 2, 2016b.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A.L.; MADRID, F.J.P.L.; FIGUEIREDO, I.C.S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L.M.O.; DUARTE, N.C.; FERNANDES, P.M.; COASACA, R.L.; GARCIA, R.S.; MAGALHÃES, T.M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções.** Biblioteca/Unicamp. Campinas, São Paulo, 153 p, 2018.

WHO - World Health Association. **WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Volume 2. Wastewater use in agriculture.** p. 196, 2006.

Bacia de Evapotranspiração (BET): uma forma segura e ecológica de tratar o esgoto de vaso sanitário

Evapotranspiration toilet: a safe and sustainable treatment for black water

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
05/08/2019

Isabel Campos Salles Figueiredo | Ariane Corrêa Barbosa | Caroline Kimie Miyazaki |
Jerusa Schneider | Raúl Lima Coasaca | Taína Martins Magalhães | Adriano Luiz Tonetti*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.059>

Resumo

A bacia de evapotranspiração (BET) é uma das possíveis soluções para tratamento de esgoto em comunidades rurais e outras áreas isoladas. Ainda pouco difundido, esse sistema destaca-se por aliar plantas com grande potencial de evapotranspiração ao tratamento biológico realizado por bactérias anaeróbias, produzindo pouca quantidade de lodo e gerando pouco ou nenhum efluente final. Dessa forma, é possível o aproveitamento da água e de grande parte dos nutrientes contidos no esgoto doméstico pelas plantas do sistema, sem necessidade de pós tratamento ou de contato direto dos usuários com o efluente. O presente estudo avaliou a eficiência e a operação de uma unidade implantada em uma área rural de Campinas (SP). A BET construída apresentou eficiência de remoção acima de 90% para DQO e DBO, acima de 98% para turbidez e sólidos suspensos totais e de 58% para fósforo. Além disso, o trabalho aborda aspectos sociais como a facilidade de construção e manutenção desse sistema de tratamento de esgoto e a aceitação da tecnologia pelos usuários. **Palavras-chave:** Bacia de evapotranspiração. Fossa verde. Tratamento descentralizado. Saneamento rural. Tratamento de esgoto. Reúso. Saneamento ecológico.

Abstract

The evapotranspiration toilet (EVT) is one of the possible solutions for sewage treatment in rural communities or isolated areas. Although the system is still poorly widespread, it stands out for not generating final effluent or large amounts of sludge. Thus, it is possible for plants to use most of the nutrients contained in domestic wastewater, without the need of post treatment or manual contact with the effluent. This study evaluates the operation, treatment capacity of the technology implemented in the rural area of Campinas (Brazil). The systems' removal efficiency is over 90% for COD and BOD, above 98% for turbidity and total suspended solids and 58% for phosphorus. In addition, the paper discusses the user acceptance of the technology constructive and maintenance characteristics. **Keywords:** *Evapotranspiration toilet. Decentralized treatment. Rural sanitation. Sewage treatment. Reuse. Ecological sanitation.*

Isabel Campos Salles Figueiredo – Bióloga. Mestre em Ecologia. Doutora na área de Saneamento. Trabalha com permacultura, educação ambiental e saneamento ecológico.

Ariane Corrêa Barbosa – Engenheira Química. Doutoranda em Saneamento em Ambiente pela Universidade Estadual de Campinas.

Caroline Kimie Miyazaki – Engenheira Ambiental pela EESC-USP. Mestranda em Engenharia Civil na FEC/Unicamp. Prestou consultorias ambientais no Brasil e EUA.

Jerusa Schneider – Mestre e Doutora em Ciência do Solo. Atua na área de Microbiologia do Solo e Ambiental, Biorremediação e Sustentabilidade Agrícola e Ambiental.

Raúl Lima Coasaca – Engenheiro químico. Mestre em Saneamento e Ambiente pela FEC/UNICAMP. Especialista em bioprocessos. Possui experiência em análise de dados.

Taina Martins Magalhães – Engenheira Química pela Unicamp. Mestre em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp.

Adriano Luiz Tonetti – Professor da FEC/Unicamp. Atua na área de saneamento descentralizado e remoção e uso de nutriente de águas residuais.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224. Cidade Universitária Zeferino Vaz - Campinas - SP. CEP: 13083-889. Caixa Postal: 6143. Telefone: (19) 3521-2369. E-mail: tonetti@unicamp.br.

1 INTRODUÇÃO

A Bacia de evapotranspiração (BET) consiste em um tanque impermeabilizado, preenchido com diferentes camadas de material filtrante e plantado com diversas espécies vegetais (GALBIATI, 2009). A tecnologia também é conhecida como Ecofossa, Fossa Verde, Fossa Bioséptica, Fossa Evapotranspiradora, Fossa de Bananeira, Canteiro Bio-séptico e Tanque de Evapotranspiração (Tevap) (FIGUEIREDO, SANTOS e TONETTI, 2018).

Alguns autores definem a BET como uma forma de *wetland* (ALCOCER et al., 2015; PAULO et al., 2013), enquanto outros a consideram um sistema mais complexo e completo que envolve um decanto-digestor, um filtro anaeróbio e uma zona de raízes (FUNASA, 2018). Dentro do sistema ocorrem processos naturais de degradação da matéria orgânica, mineralização e absorção de nutrientes, além da evapotranspiração da água pelas plantas e pelo solo (GALBIATI, 2009). Uma importante vantagem do sistema é propiciar a reciclagem de água e de nutrientes por meio da produção de biomassa e alimentos (PAMPLONA e VENTURI, 2004).

O design da BET foi inicialmente desenvolvido por John Watson (VIEIRA, 2010), que elaborou um sis-

tema de evapotranspiração para águas de vaso sanitário e/ou cinzas que eliminava a necessidade de um tanque séptico e uma vala de infiltração (JENKINS, 2005). Esse sistema ficou conhecido internacionalmente como *Watson Wick* (JENKINS, 2005) e foi divulgado no Brasil a partir de 2000 por Scott Pitman (PAMPLONA e VENTURI, 2004) e, alguns anos mais tarde, por Jorge Timmerman (GALBIATI, 2009), mas foi o artigo de Pamplona e Venturi (2004) o responsável por disseminar a tecnologia no campo da permacultura (CAMPOS, 2018).

A BET (Figura 1) é formada por uma caixa de alvenaria impermeabilizada, com uma estrutura interna em forma de câmara, cujo exterior é preenchido por materiais filtrantes diversos (FUNASA, 2015). O efluente entra no sistema pela câmara localizada na parte inferior do tanque, permeando, em seguida, as camadas de material filtrante, onde ocorre a digestão anaeróbia. Com o aumento do volume de esgoto, o efluente em processo de tratamento passa a preencher também as camadas superiores até atingir a areia e o solo através da qual se move por ascensão capilar até a superfície onde espécies vegetais selecionadas são plantadas. Por meio da evapotranspiração, a água é eliminada do sistema, enquanto os nutrientes são incorporados à biomassa dos vegetais (GALBIATI, 2009).

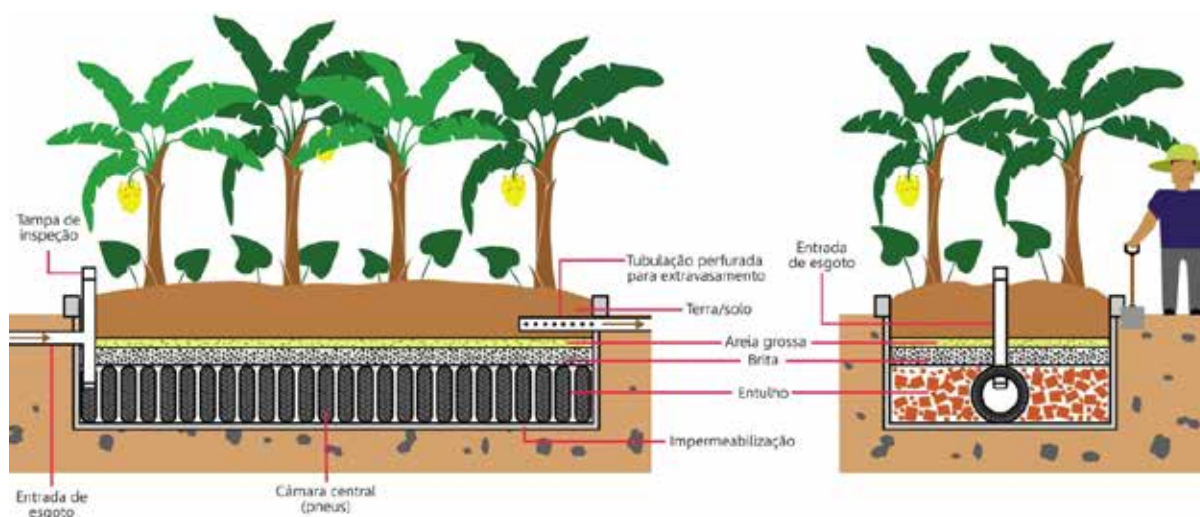


Figura 1 – Esquema de uma bacia de evapotranspiração. Fonte: TONETTI et al. (2018).

Como a BET é um sistema fechado e normalmente não há geração de efluente final, ela tem grande potencial de aplicabilidade, especialmente em situações em que a disposição do efluente tratado no solo é impossibilitada por razões ambientais ou legais. A disseminação dessa tecnologia causa pouca preocupação, já que os usuários do sistema têm pouco ou nenhum contato com o efluente gerado, e mesmo assim é possível fazer o aproveitamento dos nutrientes e da água presentes no esgoto por meio da produção de biomassa e alimentos.

Em relação aos aspectos construtivos, o fundo e as paredes laterais da BET devem ser impermeabilizados, sendo usada com frequência a alvenaria convencional, ferro-cimento ou lonas. A câmara de recepção, também chamada de fermentador ou câmara séptica (PAMPLONA e VENTURI, 2004), pode ser construída de vários materiais, mas no Brasil se popularizou o uso de pneus ou tijolos cerâmicos vazados. Os espaços vazios ao lado da câmara devem ser preenchidos com material filtrante poroso. Pamplona e Venturi (2004) e Vieira (2010) sugerem quatro camadas.

A primeira camada, de baixo para cima, deverá conter material poroso e com grande tamanho, tal como o entulho. Acima dela, deverá ser posta uma camada de brita, depois areia e por fim terra (Figura 1). Cada camada pode ter entre 15 cm (PAMPLONA e VENTURI, 2004) e 35 cm (PIRES, 2012), e a altura total do leito deve ficar entre 1,00 m (PAMPLONA e VENTURI, 2004; PAULO et al., 2013) e 1,50 m (PIRES, 2012). Como o fluxo dentro da BET é ascendente, é importante que as camadas sejam organizadas de forma que a granulometria dos materiais filtrantes seja decrescente, partindo da base do tanque (PIRES, 2012).

A instalação de um tubo ladrão na camada de solo não é consenso, mas é recomendada para drenar a água da chuva e eventualmente algum efluente produzido por sobrecarga do sistema. Nesse caso, é necessário um pós-tratamento

para o efluente final da BET como, por exemplo, um círculo de bananeiras (PAMPLONA e VENTURI, 2004; FUNASA, 2018) ou vala de infiltração (FUNASA, 2018). Sistemas sem a tubulação de drenagem e que tiveram condições de uso inadequadas (sem plantio de bananeiras ou com excesso de mudas, por exemplo) tiveram transbordado observado no Ceará (COELHO, 2013).

Em relação à produção de lodo pelo sistema, também não há consenso, já que a aplicação da tecnologia no Brasil é recente e existem poucas informações sobre monitoramentos nesse sentido. Enquanto algumas publicações apontam que o lodo acumulado no fundo do tanque deve ser removido do sistema periodicamente (FUNASA, 2014; COELHO, REINHARDT e DE ARAÚJO, 2018), outras indicam que esse descarte não é necessário (FUNASA, 2018).

As plantas são parte fundamental do sistema e deve ser dada preferência a espécies de crescimento rápido e alta demanda por água (GALBIATI, 2009; ALCO CER et al., 2015). Dentre as espécies mais recomendadas por Pamplona e Venturi (2004) estão: banana (*Musa sp*), mamão (*Carica papaya*), inhame (*Dioscorea spp*) e taioba (*Xanthosoma sagittifolium*). Além dessas, outras alimentares e ornamentais também podem ser utilizadas. A EMATER/FBB (2016) sugere apenas o plantio de espécies ornamentais como copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*); maria sem-vergonha (*Impatiens walleriana*); lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*); caeté banana (*Heliconia farinosa*), junco (*Zizanopsis bonariensis*) e beri (*Canna sp*).

Várias pesquisas realizadas comprovam que os frutos e folhas produzidos na BET são isentos de contaminação por patógenos (bactérias do grupo coliformes e *Salmonella*) e adequados para o consumo humano (BENJAMIN, 2013; PAULO et al., 2013; COELHO, 2013; COELHO, REINHARDT e DE ARAUJO, 2018). A qualidade sanitária dos vegetais cultivados nesse tipo de sistema depende

mais dos cuidados com a sua manipulação e das práticas higiênicas das famílias do que da concentração de patógenos dentro da BET (COELHO, REINHARDT e DE ARAUJO, 2018). Infelizmente, ainda não foram realizadas pesquisas sobre a acumulação de contaminantes emergentes nos frutos e folhas produzidos no interior das BETs.

Para o dimensionamento, no Brasil, são normalmente adotados valores entre 1,0 e 2,0 m² por usuário do sistema. O dimensionamento proposto por Vieira (2010) e Pamplona e Venturi (2004) é de 2,0 m² por contribuinte, mas os autores sugerem que adaptações devem ser realizadas de acordo com as condições ambientais. O dimensionamento realizado por Pires (2012) em Minas Gerais foi de 1,25 m² por contribuinte, mas nesse caso a profundidade do sistema era maior. O Manual de Saneamento da FUNASA (2015) não sugere dimensionamento, mas o Catálogo de Soluções Sustentáveis de Saneamento (FUNASA, 2018) indica uma profundidade entre 1,0 e 1,2 m e uma área de 2,0 m² por residente. Para Coelho, Reinhardt e de Araújo (2018), os módulos de fossa verde podem ser dimensionados

em função de seu balanço hídrico, sugerindo um equacionamento específico que agrega a taxa de evapotranspiração da cultura e o uso consuntivo da cultura. Outros autores sugerem equações diferenciadas, tal como GALBIATI (2009).

Algumas pesquisas afirmam que o sistema pode receber pequenas quantidades de águas cinzas (FUNASA, 2018), efluente sanitário misto (COELHO, 2013; COELHO, REINHARDT e DE ARAUJO, 2018), ou, pelo menos, as águas cinzas da cozinha (SOARES e LEGAN, 2009). Porém a maioria das experiências relatadas de implantação da BET aponta para o tratamento de apenas águas de vaso sanitário (PAMPLONA e VENTURI, 2004).

Apesar de estar sendo implantado há quase 20 anos no Brasil e de estar ganhando cada vez mais visibilidade e notoriedade (GALBIATI, 2009; CAMPOS, 2018), existem poucos trabalhos científicos sobre a BET (Tabela 1). Com o objetivo de aprofundar o conhecimento sobre essa tecnologia e validá-la como uma opção viável para o saneamento rural no Brasil, foi desenvolvido o presente estudo, que fez o acompanhamento de uma BET implantada em comunidade rural por oito meses.

Tabela 1 - Resultados das principais pesquisas sobre sistemas do tipo Bacia de Evapotranspiração.

Fonte	Local da pesquisa e número de amostras	Principais resultados
Galbiati (2009)	1 BET em residência urbana em Campos Grande, MS. 2 pontos de coleta 10 amostras de efluentes em 8 meses.	Remoção: 40% para a DQO; 80% para a DBO; 90% para SST e 81% para a turbidez. Pouco efeito no pH, CE, cloreto e <i>E. Coli</i> . Ovos de helmintos e coliformes termotolerantes foram encontrados no efluente. Folhas de taioba com coliformes totais ($1,1 \times 10^4$) mas sem coliformes termotolerantes.
Pires (2012)	2 BET em Visconde do Rio Branco, MG. 3 pontos de coleta e monitoradas por 4 meses.	Alta remoção de turbidez (79 a 86%); SST (97 a 99%) e DQO (95 a 97%). CE aumenta ao longo do perfil vertical. Baixas concentrações de OD. Remoção de <i>E.coli</i> de até 10^4 . Folhas de taioba com 3,0 NMP/g de Coliformes totais.
Benjamin (2013)	1 BET em Carrancas, MG. 2 amostras de solo, 1 amostra das folhas e frutos de banana e uma amostra de efluente do fim da BET.	O solo de dentro da BET teve pH aumentado, aumento da saturação de bases e consequente aumento da disponibilidade de alguns nutrientes. Houve aumento da CE também. Não foram detectados microrganismos nas amostras de folhas e frutos das bananeiras do interior da BET e nem no solo.
Coelho (2013)	5 BET diferentes foram analisadas em Madalena, CE. Foi coletada uma amostra do substrato de cada sistema.	Substrato com CE e P altos não favoreceram desenvolvimento da vegetação. pH do solo entre 7 e 8. Todas as amostras de folhas e frutos tiveram concentrações menores que 10 UFC de coliformes fecais e ausência de <i>Salmonella</i> .
Bernades (2014)	1 BET em Campo Grande, MS. 2 pontos de coleta avaliados por um mês (total 12 amostras).	Remoção média de DQO de 76% e turbidez de 86%. Houve extravasamento em algumas ocasiões. Resultados variam muito conforme as condições ambientais e de uso do sistema.
Coelho, Reinhardt e Araújo (2018)	4 BET no Ceará foram usadas para avaliar o lodo. 20 amostras de frutos e folhas de diferentes sistemas.	Todas as amostras de folhas (malvarisco) e frutos (banana, tomate e pimenta) tiveram valores menores que 10 UFC de coliformes fecais e ausência de <i>Salmonella</i> . A avaliação do lodo permitiu a sugestão da frequência da manutenção dos sistemas (5 anos e 3 meses).

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda biológica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; NMP: número mais provável; UFC: unidades formadoras de colônias.

2 METODOLOGIA

A bacia de evapotranspiração monitorada foi instalada em uma propriedade localizada na área rural de Campinas (SP), em outubro de 2016. Ela foi projetada para receber o esgoto do vaso sanitário de duas residências, totalizando cinco moradores. A instalação e o monitoramento da tecnologia foi uma das etapas da pesquisa realizada por Figueiredo (2019).

Para o cálculo de dimensionamento da área da BET adotou-se o valor de 1,5 m² por morador. As dimensões do sistema construído foram: 1,5 m de largura, 5,0 m de comprimento e 1,30 m de profundidade.

A BET foi escavada no solo manualmente, teve as paredes construídas com blocos cerâmicos revestidos com argamassa feita com aditivo impermeabilizante (traço 1:3) e o fundo construído com concreto armado (traço 1:4:2). O sistema foi preenchido com as seguintes camadas (em ordem ascendente): entulho grosseiro/caco de telha (0,55 m), brita 1 (0,20 m), areia grossa (0,15 m) e solo (0,40 m). O efluente entra no sistema através de uma tubulação de 100 mm conectada a uma câmara feita com pneus que fica inserida dentro da primeira camada de entulho (Figura 1). Também foi instalada uma tubulação para drenagem (PVC 50 mm) que deságua em um círculo de bananeiras.

Assim que a construção foi finalizada, foram plantadas quatro mudas de banana nanica (*Musa sp*) e 30 mudas de taioba (*Xanthosoma sagittifolium*). A camada superior de solo foi mantida coberta com palha de bananeira durante todo o período amostral para evitar o encharcamento do solo.

2.1 Pontos de coleta de amostras do efluente

O efluente da Bacia de Evapotranspiração foi avaliado em dois pontos dentro do sistema. O Ponto 1 (Entrada) era localizado dentro do tubo de 100 mm que alimentava a BET, dentro da câmara de

pneus, e ele representava o ponto mais próximo da entrada no sistema. O Ponto 2 (Saída) se localizava ao lado oposto da bacia, dentro da camada de entulho e representava o ponto mais próximo da saída do efluente pela tubulação de drenagem.

O monitoramento da BET foi realizado quinzenalmente durante oito meses, totalizando dezesseis amostragens. As coletas e o condicionamento das amostras seguiram as recomendações propostas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011), e as análises foram baseadas nos métodos da APHA et al. (2012). Os parâmetros analisados foram: turbidez, pH, condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P_{total}), *E. coli*, Coliformes Totais e sólidos suspensos totais (SST). Foram calculadas as médias e desvios padrão para todos os parâmetros avaliados. A eficiência de remoção (em porcentagem) foi calculada a partir da diferença dos valores médios da entrada e saída do sistema. Os resultados foram comparados por meio do teste não paramétrico de Mann-Whitney U com um nível de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$).

A avaliação do nível do esgoto dentro da BET foi realizada medindo a altura da coluna d'água em três pontos distintos do sistema, localizados no começo, no meio e no fim da BET. Todos os pontos de amostragem eram localizados dentro da câmara de pneus, que dá acesso até o fundo da bacia (Figura 1). Os valores da altura da coluna d'água foram comparados com a precipitação pluviométrica acumulada no mesmo período (Cepagri, 2019).

2.2 Avaliação da percepção sobre a tecnologia

A avaliação da percepção sobre a tecnologia foi realizada por meio de técnicas de pesquisa qualitativa, por meio de momentos de observação participante (GIL, 2008) e conversas informais

que aconteciam durante o monitoramento dos sistemas implantados. Também foi realizada uma entrevista semiestruturada (GIL, 2008) no final da pesquisa, com as famílias residentes na propriedade que recebeu o sistema.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A BET entrou em operação em outubro de 2016, e nos 8 meses de avaliação não foi observado nenhum problema em relação ao seu funcionamento, como por exemplo: entupimento, mau cheiro, proliferação de vetores ou extravasamentos. Isso indica que o dimensionamento adotado foi apropriado.

Durante o monitoramento do nível do esgoto dentro da BET (Figura 2), a precipitação total no município de Campinas (SP) foi de 1408 mm e o nível máximo observado no interior do sistema foi de 1070 mm. Por meio da análise do nível dentro da BET foi possível constatar que não ocorreram vazamentos decorrentes de problemas construtivos. O vazamento em BETs é um problema comum, sendo a construção correta do tanque de alvenaria e a sua impermeabilização os passos mais cruciais na execução do sistema. Pires (2012), por exemplo, observou que um dos sistemas monitorados por ele em assentamento rural no estado de Minas Gerais apresentou rachaduras no reboco, o que levou à falta de estanqueidade do sistema.

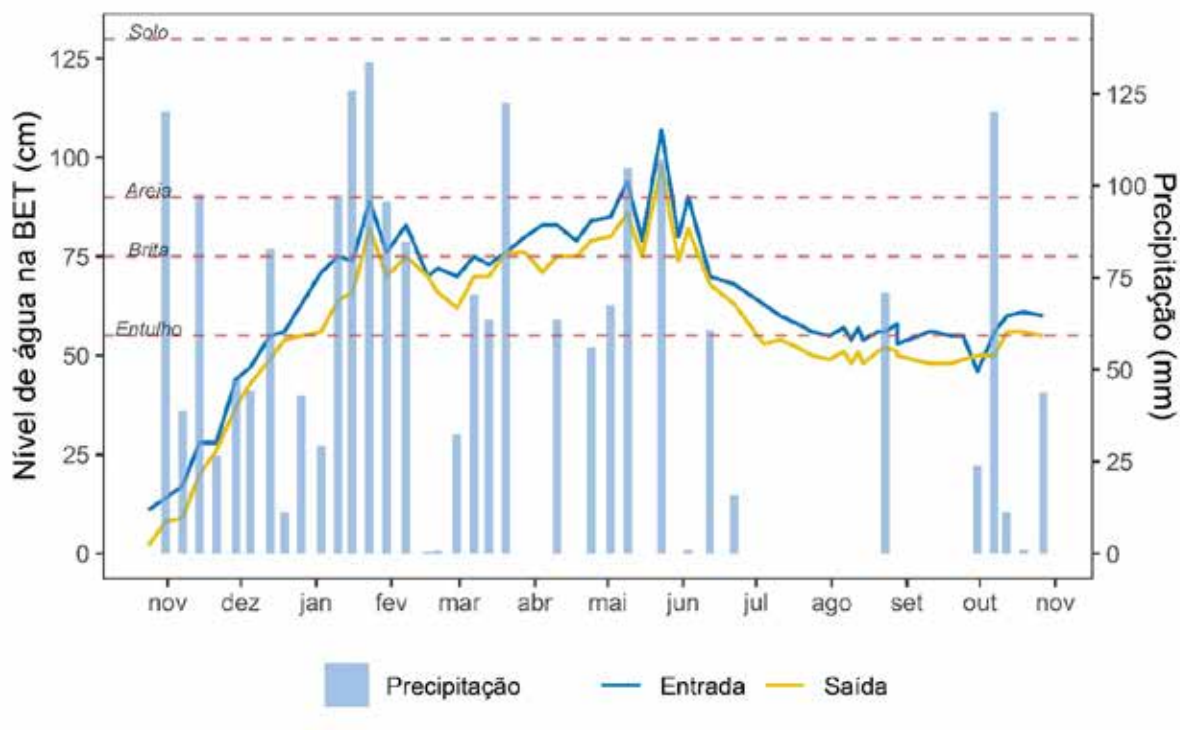


Figura 2 - Nível do esgoto dentro da BET e precipitação pluviométrica observada para a cidade de Campinas (SP).

O nível de esgoto dentro da BET foi crescente no início do período observado, coincidindo com o início do uso do sistema e o período de chuvas. No entanto, após 9 meses de operação, o nível da fase líquida entrou em equilíbrio. Alguns estudos justificam a demora para chegar ao equilíbrio no nível da BET como decorrência do umedecimento inicial das paredes do tanque e o lento preenchimento dos poros do material que compõe as camadas filtrantes (COELHO, REINHARDT e ARAÚJO, 2018).

Outro fator importante na estabilidade do nível da fase líquida é a taxa de evapotranspiração das plantas dentro do sistema. A quantidade de água que a bananeira necessita diariamente depende da integração de diferentes fatores, tais como sua fase fenológica, as variáveis físicas da cultura e as condições do ambiente (COELHO et al., 2012), mas o consumo de água em plantas adultas é considerado elevado e constante (BASSOI et al., 2001). Bassoi et al (2001) avaliaram o consumo de água em bananeiras em diferentes ciclos de produção em Petrolina (PE) e encontraram valores de consumo médio diário que variaram de 27,0 a 36,0 litros por planta.

Considerando que uma residência rural possui uma média de descargas per capita de 1,27 descargas $\text{hab}^{-1} \text{dia}^{-1}$ (PIRES, 2012) e o volume de água por descarga é 8 litros, no presente estudo podemos calcular uma entrada de esgoto no sistema de 50,8 L dia^{-1} (5 contribuintes x 1,27 descargas x 8 litros). Utilizando os valores de consumo diário de água por planta (4 bananeiras e 30 taiobas), podemos concluir que toda a água que ingressa no sistema é liberada na atmosfera por evapotranspiração, sendo o equilíbrio alcançado quando o nível do líquido entra em contato com a zona de raízes.

As bananeiras e taiobas se desenvolveram com normalidade, sugerindo que as suas condições nutricionais e hídricas foram satisfeitas. Três bananeiras frutificaram durante o período de acompanhamento do projeto e as folhas da taioba também foram colhidas e consumidas. No entanto, foi observado que os cachos de banana demoraram um tempo maior para amadurecimento frente ao tradicionalmente observado nas culturas da região da pesquisa. Tal observação também foi feita por Melo e Ligo (2006 e 2008), que trabalharam com a produtividade de bananeiras cultivadas com lodo de estação de tratamento de esgoto. Os autores concluíram que as bananeiras pesquisadas não tiveram seu crescimento afetado pelo lodo de esgoto, mas este causou retardamento do florescimento e do ponto de colheita dos frutos (MELO E LIGO, 2006 e 2008).

Os resultados da caracterização dos parâmetros físico-químicos do efluente final da BET encontram-se organizados na Tabela 2. Foi possível observar que nos dois pontos analisados o pH foi ligeiramente básico, estando dentro da faixa ideal (entre 6,0 e 8,3) para os processos de digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007). Galbiati (2009), Pires (2012) e Bernardes (2014) encontraram valores semelhantes para o pH na entrada e na saída dos sistemas estudados. O pH de águas de vaso sanitário tem características mais básicas devido à degradação de proteínas e ureia em meio anaeróbio, o que gera uma quantidade substancial de amônia ou íon amônio que, em meio aquoso, passa para forma de hidróxido de amônio (SILVA, FAUSTINO e NOVAES, 2007; SILVA, 2014).

Tabela 2 - Parâmetros físicos e químicos nos pontos amostrais da BET*.

Parâmetro	Número de coletas	Ponto 1 (entrada)	Ponto 2 (saída)	Eficiência (%)
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	8	1009 ± 813 _a	64 ± 48 _b	93,6
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	17	2375 ± 1652 _a	220 ± 116 _b	90,7
NTK (mg N L ⁻¹)	16	186,6 ± 119,9 _a	249,9 ± 42,6 _a	-33,9
P _{total} (mg P L ⁻¹)	7	23,1 ± 13,7 _a	9,7 ± 4,8 _b	58,0
SST (mg L ⁻¹)	16	2817 ± 2710 _a	42,9 ± 21,6 _b	98,5
Turbidez (UT)	17	1511 ± 1268 _a	26 ± 20 _b	98,3
CE (mS cm ⁻¹)	17	3,40 ± 0,65 _a	3,28 ± 0,36 _a	-
pH	17	7,60 ± 0,13 _a	7,76 ± 0,5 _a	-
Coliformes Totais (NMP 100 mL ⁻¹)	7	2,5 × 10 ⁶ _a	6,6 × 10 ⁶ _b	
<i>E. coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)	7	4,0 × 10 ⁷ _a	7,6 × 10 ⁵ _b	

N: Número de amostras. DQO: demanda química de oxigênio. DBO: demanda biológica de oxigênio. SST: sólidos suspensos totais. CE: condutividade elétrica. NMP: número mais provável. *Letras minúsculas diferentes em uma mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias apresentadas (Mann-Whitney, $p < 0.05$).

A condutividade elétrica (CE) foi outra variável que se manteve com apenas pequenas variações ao longo do período amostral, tanto no Ponto 1 com no 2. Tais valores foram compatíveis com os encontrados por Pires (2012) e Galbiati (2009). A salinidade da água ou do extrato solúvel do solo pode ser medida pela CE (BASTOS e BEVILACQUA, 2006). Efluentes com valores da condutividade elétrica mais altos do que 3,0 dS m⁻¹ (3,0 mS cm⁻¹) devem ter restrição severa ao uso na irrigação (WHO, 2006) devido ao risco de salinização do solo e comprometimento de culturas mais sensíveis (MOTA et al., 2006). Apesar de a CE encontrada na presente pesquisa ter sido maior do que esse limite, o solo de dentro da BET foi posteriormente avaliado e apresentou um teor de Porcentagem de Sódio Trocável (PST) de 0,74%, valor considerado não-sódico (EMBRAPA, 2013). Além disso, cabe ressaltar novamente que as plantas apresentaram crescimento e aparência saudáveis ao longo de toda a pesquisa.

Os SST encontrados no efluente de entrada da BET foram extremamente altos se comparados com a faixa típica apontada por Von Sperling (2014), a qual varia entre 200 e 450 mg L⁻¹ (VON SPERLING, 2014). Na presente pesquisa, como a amostra do Ponto 1 (entrada) era coletada na mesma tubulação que alimentava a BET, era comum encontrar pedaços de fezes frescas durante

as coletas, contribuindo para os altos valores de SST observados.

Pires (2012) também encontrou valores médios altos para SST na entrada dos dois sistemas estudados: 4.096 e 5.283 mg L⁻¹. Galbiati (2009) encontrou apenas 386 ± 200 mg L⁻¹. Essa diferença se deve, provavelmente, à escolha do local de coleta das amostras.

Os valores encontrados no Ponto 2 da BET foram muito reduzidos (42,9 ± 21,6 mg L⁻¹). Essa alta remoção de sólidos se deve à eficiência do processo de filtragem física dentro da BET. Outros estudos encontraram remoções semelhantes (PIRES, 2012 e GALBIATI, 2009).

Os altos valores de SST refletiram também nos valores de turbidez, que também foi elevada no Ponto 1. No entanto, no Ponto 2 havia a presença de um efluente bastante clarificado, com turbidez de 26 ± 20 UT. Pires (2012) encontrou valores um pouco mais baixos durante sua pesquisa na entrada dos sistemas estudados (1120 ± 408 e 1173 ± 373 UT). Em relação aos valores da turbidez observados no Ponto 2, apesar de Pires (2012) e Galbiati (2009) terem encontrado valores mais baixos na entrada, seus efluentes de saída apresentaram uma turbidez maior que a encontrada no presente estudo.

Em relação à DQO, a média na entrada foi de $2.375 \pm 1.652 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, valor alto em comparação ao valor típico para esgoto sanitário bruto, que é de $600 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (VON SPERLING, 2014). Pires (2012) observou valores ainda mais altos para os sistemas instalados em assentamento rural mineiro: 6.155 e $9.054 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Uma possível explicação para esse fato é a origem da água residual dos estudos: sempre provenientes exclusivamente do vaso sanitário. No entanto, o efluente obtido no Ponto 2 teve DQO de somente $220 \pm 116 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, indicando uma remoção de 90,7%.

A DBO seguiu a mesma tendência observada para DQO, apresentando uma eficiência de 93,6%. Esse valor alcançado pela BET seria superior ao mínimo de 60% exigido pela Resolução CONAMA 430 (CONAMA, 2011), que rege o padrão de lançamento de efluente tratado em corpos d'água. A mesma resolução indica que o valor máximo de DBO permitido para esse tipo de disposição final é de $120 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. O efluente de saída da BET avaliada atingiu valores médios de $64 \pm 48 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, sendo semelhante ao encontrado por Pires (2012) e Galbiati (2009).

A diferença entre a concentração de P_{total} entre o Ponto 1 e 2 indica uma remoção de 58%, superior aos 20% encontrados por Galbiati (2009). A maior parte do fósforo do esgoto é encontrado nas fezes e urina humana, tornando a água de vaso sanitário uma fonte de nutrientes. A remoção desse composto na BET pode ser explicada pela absorção pelas plantas durante a fase de crescimento. Outro componente seria a adsorção no material filtrante, especialmente areia, tal como encontrado por De Oliveira Cruz et al. (2019), De Oliveira Cruz et al. (2018), Tonon et al. (2015) e Tonetti et al. (2013).

O comportamento do NTK dentro do sistema foi diferente, havendo um aumento de sua concentração entre o Ponto 1 e 2. No entanto, es-

taticamente não foi observada uma diferença significativa entre os valores. Esse resultado é diferente do encontrado por Galbiati (2009), que verificou uma remoção de 32% de NTK, porém a autora não descreve se houve uma avaliação estatística dos dados encontrados.

Em relação aos coliformes totais e *E. coli* (Tabela 3), foi observada uma remoção compatível com reatores anaeróbios, a qual varia tipicamente entre 70 e 90% (VON SPERLING, 2014; LEONEL et al., 2016), permanecendo ainda elevada no Ponto 2. No entanto, como o efluente ficou retido dentro do sistema, não há risco de seu contato com os moradores da residência ou mesmo com o aquífero subterrâneo, visto que o líquido fica confinado na BET. Tal característica pode demonstrar que a BET seria uma ótima alternativa à fossa rudimentar, sistema tradicionalmente empregado na área rural brasileira, especialmente em locais que apresentam lençol freático raso, solos muito porosos ou muito pouco porosos (Tonetti et al., 2018).

3.1 Percepção dos moradores

Em relação à percepção dos moradores das residências onde foi implantada a BET, a realização da observação participante durante um ano, conversas informais e a realização da entrevista semiestruturada ao final da pesquisa permitiram o levantamento de muitos pontos interessantes.

A primeira observação se refere à dificuldade de memorizar o nome da tecnologia utilizada. O nome BET, embora preciso, foi de difícil compreensão e memorização, sendo frequentemente confundido com outros como “fossa sintética”. O termo mais utilizado durante a pesquisa foi “fossa de bananeira” ou “fossa verde” e esse se mostrou mais adequado neste contexto. Essa nomenclatura foi utilizada em uma cartilha produzida sobre a tecnologia (FIGUEIREDO, SILVA e

TONETTI, 2018) e em vídeos gerados no contexto do Projeto Saneamento Rural (FIGUEIREDO, 2019) e que estão disponíveis em uma página da internet (www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/).

Embora a nomenclatura correta seja um desafio, a compreensão sobre o funcionamento da BET não é. A participação dos moradores no mutirão de construção da tecnologia e a constante presença durante as atividades de campo, como a coleta de amostras, propiciaram o entendimento dos mecanismos de funcionamento do sistema, e a participação ativa na pesquisa também ajudou a desenvolver o interesse e a responsabilidade pelo sistema. O interesse pelo novo sistema de tratamento de esgoto também foi observado por Faria et al. (2015), que trabalharam com a mesma tecnologia em área rural de Viçosa (MG).

O sistema foi considerado fácil de ser construído, mas com algumas ressalvas. Para um dos moradores, *“o sistema é fácil de construir. Mas tendo vontade. Sem vontade, não faz. E os materiais não são tão difíceis”*. Para outro, *“mesmo a alvenaria é tranquila para quem tem o costume de fazer. Abrir o buraco é mais difícil”*. A etapa da impermeabilização demandou conhecimento específico, especialmente a fase do reboco com aditivo impermeabilizante. Porém, como esta etapa da construção da BET é crítica para seu bom funcionamento, algumas publicações têm recomendado o uso de lonas e mantas impermeáveis que garantam a estanqueidade do sistema (FUNASA, 2018).

Para os moradores, a BET implantada há mais de dois anos tem funcionado bem, sem a produção de odores desagradáveis e proliferação de insetos. A manutenção do sistema se resume a *“colocar capim e palha em cima. E deixar os brotos de banana virem”*. Apesar de simples, a manutenção é importante para garantir o bom funcionamento do sistema. Coelho (2013) observou BET sem cuidado no Ceará, especialmente em áreas com

a instalação de equipamentos públicos como escolas, e percebeu que nessas condições havia o extravasamento do efluente e mau cheiro. BET com poucas mudas ou com mudas demais podem gerar o mau funcionamento do sistema ou a sua colmatação (COELHO, 2013).

O sistema já foi, inclusive, indicado para vizinhos e parentes da área onde foi implantada a BET da presente pesquisa. A questão econômica seria um fator importante: *“é um jeito fácil e não gasta muito”*. Quando o sistema implantado funciona bem, ele passa a ser *“falado”*, sugerido e mesmo reproduzido espontaneamente para a melhoria da qualidade ambiental local, conforme também foi observado por Paes, Crispim e Furtado (2014), que trabalharam com a implantação de uma BET em região peri-urbana da Paraíba.

O sistema de tratamento antigo e que atendia a duas casas era *“fossa normal, um buraco com os canos dentro”*. Porém o sistema não funcionava, pois *“a cada três anos precisava abrir outra fossa”*. A rápida colmatação da fossa deve ter relação direta com o alto nível do lençol freático localmente (cerca de 1,5 m). O novo sistema foi considerado pelos moradores uma opção melhor já que *“demora mais tempo pra mexer, não vai sujeira na terra. Aí não contamina o solo”*.

Durante a pesquisa não foi mencionada pelos moradores locais nenhuma preocupação com o consumo dos alimentos produzidos no interior da BET, diferentemente do que foi apontado por Coelho, Reinhardt e de Araújo (2018). No entanto, diversos estudos demonstraram a segurança sanitária dos alimentos produzidos no interior desses sistemas (PIRES, 2012; BENJAMIN, 2013; GALBIATI, 2009; PAULO et al., 2013; COELHO, 2013 e COELHO, REINHARDT e DE ARAÚJO, 2018). Esse fato foi amplamente discutido com os moradores e foi abordado na oficina teórica sobre a BET.

A banana e a taioba produzidas dentro do sistema foram consumidas pelas famílias e por amigos durante a pesquisa. Além disso, a relação com o esgoto parece ser diferente nas comunidades rurais, de menos “nojo”, o que foi demonstrado inúmeras vezes quando houve resistência ao uso de luvas para a coleta de amostras de esgoto, por exemplo.

4 CONCLUSÕES

A BET se insere no contexto do saneamento ecológico, pois ao mesmo tempo em que faz a reciclagem de água e nutrientes, também produz alimento e biomassa. Sua construção envolve a impermeabilização do tanque de forma a impedir a infiltração do efluente até o aquífero, o que se torna uma alternativa importante onde não existem condições favoráveis para realizar a disposição final do efluente no solo, tal como locais em que há um lençol freático pouco profundo.

O dimensionamento adotado para a BET (área de 1,5 m² por morador e profundidade de 1,3 m) se mostrou adequado, não havendo problemas em relação ao seu funcionamento. O acompanhamento do nível interno da BET e o bom desenvolvimento das bananeiras e taiobas deram indícios de que o sistema estava funcionando adequadamente e sem vazamentos. Devido à estabilização da profundidade do líquido, foi possível afirmar que existiu um equilíbrio entre a vazão de esgoto que adentrava o sistema e a taxa de evapotranspiração das plantas adotadas.

As análises dos parâmetros físico-químicos mostraram que o efluente coletado nos dois pontos amostrados (entrada e saída do sistema) apresentou pH levemente básico. Foi observada uma excelente remoção de SST, turbidez, DBO e DQO no interior da BET, provavelmente devido à filtração física e à ação biológica que ocorre naturalmente quando existe a passagem do efluente da

câmara de pneus para a camada de brita e areia. Em relação aos parâmetros microbiológicos (Coliformes totais e *E. coli*), seu comportamento foi muito semelhante ao de um reator anaeróbico.

A percepção dos moradores locais sobre o sistema foi bastante positiva. A participação ativa durante as atividades relacionadas à implantação do sistema e a coleta de dados foram bons indícios desse comprometimento. Não foram relatados problemas com a tecnologia nem desconfortos com o consumo dos alimentos produzidos na BET. Além disso, foi relatada satisfação com a substituição da antiga fossa e entusiasmo com a disseminação da tecnologia entre os vizinhos.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES e ao CNPq (311275/2015-0) pelas bolsas de mestrado e doutorado recebidas e à Fapesp (Processo 2017/07490-4) pelo Auxílio à Pesquisa. Também agradecemos à Pró Reitoria de Extensão e Cultura (ProEC) da Unicamp pelos recursos financeiros destinados ao Projeto Saneamento Rural.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCOCER, J. C. A.; COSTA, J. M. F.; RAMOS, K. M.; DUARTE JUNIOR, A.; MOREIRA, K. DA S.; COAQUIRA, C. A. C.; GUIMARÃES, A. P.; DUARTE, J. B. F. Tratamento de esgoto doméstico de regiões rurais com tanques de evapotranspiração. *Revista SODEBRAS*. Volume 10, n.112, 2015. ISSN 1809-3957.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. Washington, 22^a ed., 2012.

BASSOI, L. H.; TEIXEIRA, A. H. C.; MOURA E SILVA, E. E.; RAMOS, C. M. C.; TARGINO, E. L.; MAIA, J. L. T.; FERREIRA, M. N. L. **Comunicado Técnico 108: Consumo de água e coeficiente de cultura em bananeira irrigada por microaspersão**. EMBRAPA Semiárido. 4p., 2001.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reúso da água. In: Florêncio, L.; Bastos, R. K. X.; Aisse, M. M.

Tratamento e utilização de esgotos sanitários. PROSAB - ABES. Rio de Janeiro, RJ, 2006.

BENJAMIN, A. M. **Bacia de evapotranspiração: tratamento de efluentes domésticos e produção de alimentos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções e Ambiência), Universidade Federal de Lavras (UFLA). Lavras, Minas Gerais, 50 p, 2013.

BERNARDES, F. S. Avaliação do tratamento domiciliar de águas negras por um Tanque de Evapotranspiração (TEvap). **Revista Especialize On-line IPOG.** Goiânia, GO, 7 ed., n. 7, v. 01, 2014. ISSN 2179-5568.

CAMPOS, P. E. R. **O sistema de saneamento ecológico evapotranspirante- um legado permacultural ao saneamento básico.** 14 p, 2018. Disponível em: <<https://permaforum.wordpress.com/2018/05/07/o-sistema-de-saneamento-ecologico-evapotranspirante-um-legado-permacultural-ao-saneamento-basico/>>. Acesso em: 3 de maio de 2019.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** CETESB, São paulo, SP, 2011.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, 380p., 2ª ed., 2007.

COELHO, E. F.; DONATO, S. L. R.; OLIVEIRA, P. M.; CRUZ, A. J. S. Capítulo 2. Relações hídricas II: evapotranspiração e coeficientes de cultura. In: **Irrigação da Bananeira.** Coelho, E. F. (editor). Brasília: DF. EMBRAPA. 280 p. 2012

COELHO, C. F. **Impactos socioambientais e desempenho do sistema fossa verde no assentamento 25 de maio, Madalena (CE).** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, Ceará, 112 p., 2013.

COELHO, C. F.; REINHARDT, H.; ARAÚJO, J.C. Fossa verde como componente de saneamento rural para a região semiárida do Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v.23, n.4, 2018, 801-810. DOI: 10.1590/S1413-41522018170077.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. 2011.

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** (2018) 8 (2): 268-277. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.094>.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; GOMES, B. L. A.; TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S. Using coconut husks in a full-scale decentralized wastewater treatment system: the influence of an anaerobic fil-

ter on maintenance and operational conditions of a sand filter. **Ecological Engineering** 127 (2019) 454-459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.021>.

Emater/FBB - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais. **Tecnologia social: Fossa Ecológica/ Tevap.** Fundação Banco do Brasil, 14 p, 2016.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Brasília, 353p, 2013.

FARIA, M.D.; ANDRADE, A.O.; MAIA, H.M.; REZENDE, A.A.P. **Construção participativa de sistemas individuais de esgotamento sanitário em comunidades rurais.** V Congresso Latinoamericano de Agroecologia. 5p., 2015. ISBN: 978-950-34-1265-7.

FIGUEIREDO, I. C. S. **Tratamento de esgoto na zona rural: diagnóstico participativo e aplicação de tecnologias alternativas.** Tese (Doutorado), Unicamp. Campinas, SP. 318 p.

FIGUEIREDO, I. C. S.; SANTOS, B. S. C.; TONETTI, A. L. **Tratamento de esgoto na zona rural: fossa verde e círculo de bananeiras.** Biblioteca Unicamp. Campinas, 28 p., 2018.

FONSECA, A. R. **Tecnologias sociais e ecológicas aplicadas ao tratamento de esgotos no Brasil.** Dissertação (Mestrado em Saúde Pública), Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca da Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, RJ, 2008.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **Manual de Orientações Técnicas para Elaboração de Propostas para o Programa de Melhorias Sanitárias Domiciliares.** Brasília, 44 p., 2014.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **Manual de Saneamento.** Brasília, 4 ed., 2015.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **CataloSan: Catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos.** Eds: Paulo, P.L.; Galbiati, A.F.; Magalhães, F.J.C. Brasília, 50 p., 2018.

GALBIATI, A. F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais), Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS, 2009.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social.** São Paulo: Atlas, 6 ed., 2008.

LEONEL, L. P.; TONETTI, A. L.; SILVA, J. C. P.; NUNES, E. A.; ANARUMA FILHO, F. Reuse of sewage treated effluent in agricultural practices: An alarming presence of Giardia spp. **Cyst. Ecological Engineering** 94 (2016) 682-687. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.126

JENKINS, J. **The Humanure Handbook: a guide to composting human manure.** Chelsea Green Publishing. Grove City, PA, 3 ed., 2005.

- MELO, L. A. S.; LIGO, M. A. V. Uso de lodo de esgoto em bananicultura: efeitos de doses no primeiro ano de aplicação. **Revista Cientista Rural**, v. 11, n. 2, p. 33-38. 2006.
- MELO, L. A. S.; LIGO, M. A. V. Efeitos do Lodo de Esgoto Aplicado na Cultura de Bananeiras “Grande Naine”. **Comunicado técnico 45**. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, SP, 2008.
- MOTA, S.; FONSECA, A. F.; STEFANUTTI, R.; VOLSCHAN JR, I.; NAVAL, L. Capítulo 6: Irrigação com esgotos sanitários e efeitos nas plantas. In: Florêncio, L.; Bastos, R. K. X.; Aisse, M. M. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- PAES, W.M.; CRISPIM, M.C.; FURTADO, G.D. Uso de tecnologias ecológicas de saneamento básico para solução de conflitos socioambientais. **Gaia Scientia**, v. 8 (1): 226-247, 2014. ISSN 1981-1268.
- PAMPLONA, S.; VENTURI, M. Esgoto à flor da terra: sistema de evapotranspiração é solução simples, acessível e sustentável. **Permacultura Brasil: soluções ecológicas**. Ano VI, n. 16, 2004.
- PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering** 50 (2013) 95– 10, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2012.03.022>
- PIRES, F.J. **Construção participativa de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Assentamento Rural Olga Benário-MG**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia e Saneamento ambiental), Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 118p, 2012.
- SANT’ANA, J. A. V.; COELHO, E. F.; FARIA, M. A.; SILVA, E. L.; DONATO, L. R. Distribuição de raízes de bananeira “prata-anã” no segundo ciclo de produção sob três sistemas de irrigação. **Revista Brasileira Fruticultura**, Jaboticabal, SP, v. 34, n. 1, p. 124-133, 2012.
- SILVA, W. T. L. DA; FAUSTINO, A. S.; NOVAES, A. P. DE. **Documentos 34: Eficiência do processo de biodigestão em fossa séptica biodigestora inoculada com esterco de ovino**. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 20 p, 2007.
- SILVA, W. T. L. **Saneamento básico rural / ABC da Agricultura Familiar**. Brasília, DF: Embrapa. 68 p, 2014.
- SOARES, A.; LEGAN, L. **De olho na água: Guia de referência. Construindo o canteiro bio-séptico e captando água da chuva**. Projeto de Olho na água. Editora Mais Calango, 28 p, 2009.
- TEIXEIRA, J. B. Saneamento rural no Brasil. REZENDE, S. C (Organizadora). **Panorama do Saneamento Básico no Brasil**, v. 7, p. 237-294, 2011.
- TONON, D.; TONETTI, A.L.; FILHO, B.C.; BUENO, D.A.C. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in 151 tropical countries. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 82, p.583-589, set. 2015. Elsevier BV. [dx.doi.org/10.1016/j.ecoeng.2015.05.018](https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2015.05.018).
- TONETTI, A. L.; BRASIL, A.L.; MADRID, F.J.P.L.; FIGUEIREDO, I.C.S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L.M.O.; DUARTE, N.C.; FERNANDES, P.M.; COASACA, R.L.; GARCIA, R.S.; MAGALHÃES, T.M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Biblioteca/Unicamp. Campinas, São Paulo, 153 p, 2018.
- VIEIRA, I. **BET – Bacia de Evapotranspiração**. 2010. Disponível em: <<http://www.setelombas.com.br/2010/10/bacia-de-evapotranspiracao-bet/>>. Acesso em: 29 de julho de 2017.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. Editora UFMG, Belo Horizonte, MG, 4 ed., 470 p, 2014.
- WHO - World Health Association. **WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Volume 2. Wastewater use in agriculture**. p. 196, 2006.

Vermifiltração: o uso de minhocas como uma nova alternativa para o tratamento de esgoto

Vermifiltration: The use of earthworms as a new alternative for sewage treatment

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
15/08/2019

Francisco José Peña y Lillo Madrid | Jerusa Schneider | Marcelo Mareco da Silva Marques |
Matheus Caruzo Parizotto | Isabel Campos Salles Figueiredo | Adriano Luiz Tonetti*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.060>

Resumo

A vermifiltração é uma tecnologia inovadora baseada no processo de vermicompostagem para o tratamento de efluentes sanitários, porém ainda não há normas nacionais ou internacionais para o seu dimensionamento. Dessa forma, a presente pesquisa avaliou a viabilidade técnica de quatro vermifiltros (VFs) empregados como etapa única de tratamento de esgotos sanitário, concebidos com duas configurações distintas de camadas do leito filtrante. Os VFs 1 e 2 continham um leito duplicado e dividido em 5 camadas de serragem combinadas com argila expandida e outros materiais; os VFs 3 e 4 possuíam um leito único com 6 camadas. A taxa de aplicação superficial (TAS) empregada nos VFs 1 e 3 foi de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹ e nos VFs 2 e 4 de 250 a 800 Lm⁻²dia⁻¹. Todos os VFs apresentaram remoções acima de 85% de DBO e 75% de DQO. As duas TAS empregadas proporcionaram de 40 a 50% de nitrificação. Sendo assim, o VF3, de leito único e maior TAS, demonstrou-se mais atraente em termos de economia de materiais e simplicidade de montagem.

Palavras-chave: Vermifiltração. Minhocas. *Eisenia andrei*. Tratamento descentralizado. Saneamento rural. Tratamento de esgoto. Tratamento biológico.

Abstract

Vermifiltration is an innovative technology based on vermicomposting process for sewage treatment. However, there are no Brazilian or international standards for its designing. Thus, the present research evaluated the technical feasibility of four vermifilters (VFs) used as a single sewage treatment stage, designed with two distinct configurations of filter beds. VFs 1 and 2 contained a duplicated bed divided into 5 layers of sawdust combined with expanded clay and other materials; VFs 3 and 4 had a single 6-layer bed. The surface application rate employed in VFs 1 and 3 was from 500 to 1,600 L.m⁻².day⁻¹ and in VFs 2 and 4 from L.m⁻².day⁻¹. All filters had removals above 85% of BOD and 75% of COD. The two application rates used provided 40 to 50% of nitrification. Therefore, the single-bed unit with higher application rate, the VF 3, proved to be more attractive in terms of material economy and simplicity of assembly.

Keywords: Vermifiltration. Earthworms. *Eisenia Andrei*. Decentralized treatment. Rural sanitation. Sewage treatment. Biological treatment.

Francisco José Peña y Lillo Madrid – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Doutorando e mestre em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp.
Jerusa Schneider – Mestre e Doutora em Ciência do Solo. Atua na área de Microbiologia do Solo e Ambiental, Biorremediação e Sustentabilidade Agrícola e Ambiental.

Marcelo Mareco da Silva Marques – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Especialista em segurança do trabalho. Engenheiro e Consultor na empresa MP Engenharia.

Matheus Caruzo Parizotto – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Engenheiro e Consultor na empresa MP Engenharia.

Isabel Campos Salles Figueiredo – Bióloga. Mestre em Ecologia. Doutora na área de Saneamento. Trabalha com permacultura, educação ambiental e saneamento ecológico.

Adriano Luiz Tonetti – Professor da FEC/Unicamp. Atua na área de saneamento descentralizado e remoção e uso de nutriente de águas residuais.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224. Cidade Universitária Zeferino Vaz, Campinas - SP. CEP: 13083-889. Caixa Postal: 6143. Telefone: (19) 3521-2369. E-mail: adriano@fec.unicamp.br.

1 INTRODUÇÃO

A vermifiltração é uma tecnologia relativamente recente, pioneiramente reportada por Soto e Tohá (1998). Esses autores desenvolveram um vermifiltro associado a uma câmara de desinfecção por radiação ultravioleta, o qual foi denominado de *Sistema Tohá* e empregado em diversas pequenas estações de tratamento de esgotos no Chile (UNDP, 1998).

Desde então, o vermifiltro tornou-se uma alternativa de tratamento de efluentes sanitários, tanto para o tratamento de esgotos domésticos (SINHA et al. 2008; LIU et al. 2013; NIE et al. 2014) como para águas cinzas (ADUGNA et al. 2019) e águas de vaso sanitário (FURLONG et al.,

2015). Sua construção e operação simplificadas viabilizam sua aplicação em sistemas descentralizados, podendo ser dimensionado para unidades unifamiliares ou para estações semicoletivas (TONETTI et al., 2018).

O vermifiltro é definido como um filtro biológico aeróbio de fluxo descendente e intermitente, composto por uma camada superior de substrato orgânico com minhocas de espécies detritívoras. A camada inferior pode ser composta por diferentes materiais granulométricos (como brita, seixo rolado e argila expandida) que permitem a drenagem do líquido clarificado até a tubulação de saída localizada no fundo do reator (Figura 1).

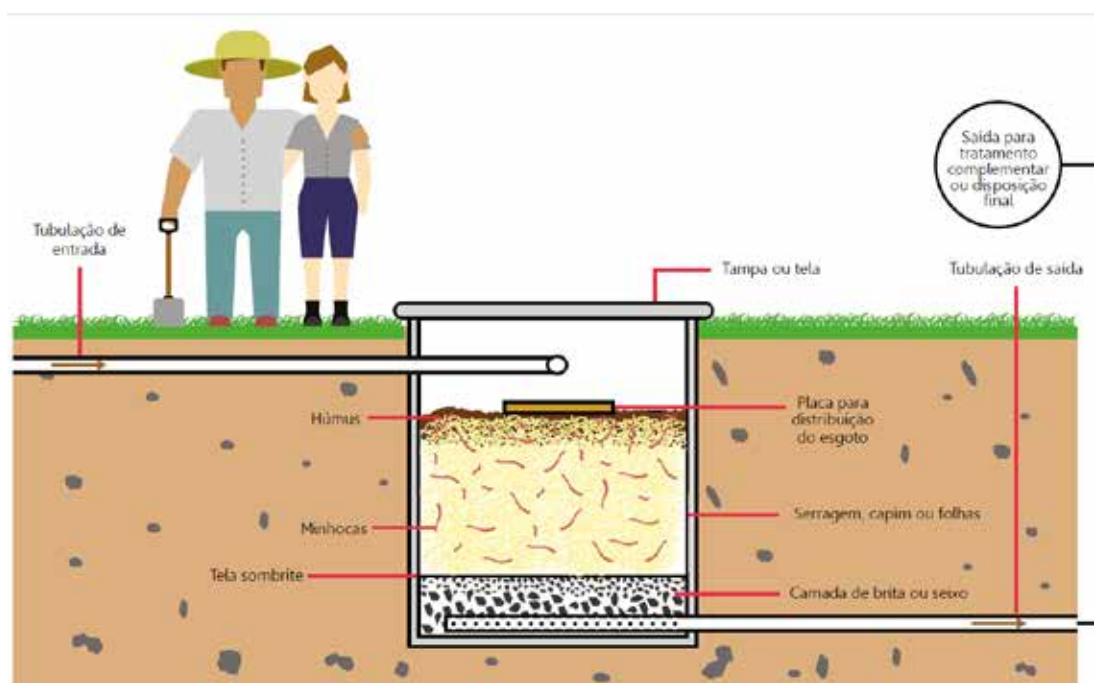


Figura 1 - Esquema de um Vermifiltro. Fonte: Tonetti et al. (2018).

As minhocas da camada superior aprimoram a aeração natural do leito, além de promoverem a granulação de partículas argilosas, fragmentação de sedimentos e a produção de vermicomposto (húmus). Como consequência, forma-se um substrato de elevada superfície específica e capacidade de retenção por adsorção de com-

postos orgânicos e inorgânicos, tanto em suspensão como dissolvidos (SINHA et al. 2008). Desse modo, a matéria orgânica retida passa por uma complexa biodegradação promovida pela ação conjunta das minhocas e microrganismos presentes no meio (SINHA et al. 2008; XING et al., 2010; ARORA et al., 2014).

O estudo do processo da vermifiltração ainda é pouco expressivo na literatura brasileira (SARTORI, 2010; MADRID, 2016), mas ela tem sido amplamente estudada na Austrália (TAYLOR et al. 2003; HUGHES et al. 2008; SINHA et al. 2008), na China (XING et al. 2010; LIU et al. 2013; NIE et al. 2014) e na Índia (KUMAR et al. 2014; ARORA et al. 2014; FURLONG et al. 2015).

Todos esses estudos investigaram o potencial da aplicação da vermifiltração em sistemas descentralizados de tratamento de esgotos sanitários, destacando-se Liu et al. (2013) e Nie et al (2014) por relatarem o desempenho da tecnologia em escala plena no tratamento de efluentes domésticos de vilas rurais na China. A Tabela 1 reúne as informações básicas das principais pesquisas internacionais e das poucas nacionais sobre a vermifiltração aplicada no tratamento de esgoto sanitário.

Tabela 1 – Principais estudos internacionais e nacionais de vermifiltração de esgoto sanitário

Autores	Espécie de minhoca	TAS (m³m⁻²dia⁻¹)	Afluente aplicado	Eficiência do vermifiltro
Estudos internacionais				
Soto e Tohá (1998)	<i>Eisenia andrei</i>	1,0	Esgoto sanitário. DBO de 200 a 300 mgL⁻¹	Remoção de 91 ± 4% de DBO; 90 ± 4% de SST; 89 ± 5% de SSV.
Taylor et al. (2003)	<i>Eisenia fetida</i>	0,1	Esgoto sanitário.	Redução de 70 a 80%. DBO e DQO.
Sinha et al. (2008)	<i>E. fetida</i> , <i>P. excavatus</i> e <i>E. euginae</i>	Não informado	Esgoto sanitário. DBO de 200 a 400 mgL⁻¹; DQO de 116 a 285 mgL⁻¹; SST de 300 a 350 mgL⁻¹.	Remoção acima de 98% de DBO; acima de 45% de DQO; acima de 90% SST e acima de 98% de turbidez.
Li et al. (2009)	<i>Eisenia andrei</i>	1,5 a 3,0	Esgoto sanitário. DBO de 160 ± 40 mgL⁻¹; DQO de 324 ± 80 mgL⁻¹; SST de 189 ± 75 mgL⁻¹.	Remoção de 91 ± 6% de DBO; 87 ± 7% de DQO; 95 ± 2% de SST.
Xing et al. (2010)	<i>Eisenia fetida</i>	2,4 a 6,7	Esgoto sanitário. DBO de 14 a 44 mgL⁻¹; DQO de 42 a 100 mgL⁻¹; SST de 14 a 48 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 6 a 29 mgL⁻¹.	Remoção de 55 a 61% de DBO; 47 a 58% de DQO; 62 a 78% de SST; nitrificação de 21 a 62%.
Liu et al. (2013)	<i>Eisenia fetida</i>	4,0 a 4,8	Esgoto sanitário. DBO de 39 ± 10 mgL⁻¹; DQO de 92 ± 18 mgL⁻¹; SST de 51 ± 15 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 10 ± 6 mgL⁻¹.	Remoção de 78 ± 14% de DBO; 68 ± 8% de DQO; 90 ± 4% de SST; nitrificação de 92 ± 6%.
Nie et al. (2014)	<i>Eisenia fetida</i>	1,0	Esgoto sanitário (pós filtro anaeróbio). DQO de 50 a 250 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 6 a 40 mgL⁻¹; N-Total de 15 a 45 mgL⁻¹.	Remoção de 90% de DQO; nitrificação de até 90%.
Kumar et al. (2014)	<i>Eisenia fetida</i>	1,5 a 3,0	Esgoto sintético. DBO de 327 ± 13 mgL⁻¹; SST de 289 ± 106 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 20 ± 2,5 mgL⁻¹.	Remoção de 97% de DBO e 90% de SST e nitrificação média de 86%.
Arora et al. (2014)	<i>Eisenia fetida</i>	1,0	Esgoto sintético. DBO de 242 ± 30 mgL⁻¹; DQO de 456 ± 32 mgL⁻¹; Coliformes Totais de 3,5 x 10⁸ MPN.100 mL⁻¹.	Remoção de 92% de DBO e 74% de DQO. Valores finais de Coliformes Totais de 2,5 x 10⁵ MPN.100 mL⁻¹.
Lourenço e Nunes (2017)	<i>Eisenia fetida</i>	0,66 a 2,67	Esgoto sanitário. DBO de 93 ± 3 mgL⁻¹; DQO de 251 ± 2 mgL⁻¹; SST de 95 ± 2 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 46 ± 0,2 mgL⁻¹.	Remoção de até 98% de DBO; 74% de DQO; 99,9% de SST e nitrificação média de até 97%.
Estudos nacionais				
Sartori (2010)	<i>Eisenia fetida</i>	0,5 a 1,5	Esgoto sanitário. Turbidez de 29 a 70 UNT; DBO de 111 a 275 mgL⁻¹; DQO de 432 a 824 mgL⁻¹; SST de 116 a 196 mgL⁻¹.	Remoção de até: 91% de turbidez; 80% de DBO; 74% de DQO; 86% de SST.
Madrid (2016)	<i>Eisenia andrei</i>	0,5	Esgoto sanitário. DBO de 622 ± 221 mgL⁻¹; DQO de 974 ± 241 mgL⁻¹.	Remoção de 61% de DBO; 63% de DQO.

Em relação às suas vantagens, o vermifiltro não forma lodo no interior da unidade, mas sim vermicomposto rico em nutrientes, que pode ser aproveitado como biofertilizante, minimizando despesas adicionais que seriam necessárias para o tratamento e disposição final da fase sólida. Além disso, seu efluente tratado pode ser apli-

cado para reúso em fins não potáveis, como irrigação, lavagem de pisos e descarga de vasos sanitários (XING et al. 2005; SINHA et al. 2008; LIU et al. 2009).

Outra vantagem do processo relaciona-se com a não liberação de maus odores, pois a aeração na-

tural do meio (incrementada pela presença de minhocas) inibe a ação de microrganismos anaeróbios que liberam gases de forte odor, tais como sulfeto de hidrogênio e mercaptanas (SINHA et al. 2008).

Em relação à eficiência do tratamento, os estudos pioneiros de Soto e Tohá (1998) indicaram um excelente desempenho de vermifiltros em escala piloto no tratamento de esgoto sanitário com o emprego de uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $1.000 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, alcançando uma remoção de até 99% de DBO, 95% de Sólidos Suspensos Totais e 96% Sólidos Suspensos Voláteis. Kumar et al. (2014) avaliou em escala de bancada a aplicação de cargas ainda mais elevadas de esgoto sintético em vermifiltros, utilizando TAS de 1.500 até $3.000 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, atingindo uma remoção de DQO de até 88%, DBO de até 98%, e Sólidos Suspensos Totais de até 90% (Tabela 1).

Essas TAS são muito superiores às empregadas em sistemas indicados pela norma brasileira ou estadunidense. De acordo com as recomendações da agência de proteção ambiental norte-americana, sistemas de filtração com substrato de areia devem ser dimensionados a partir de taxas de aplicação de efluente entre 40 e $80 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, garantindo-se uma operação a longo prazo sem entupimentos do leito (USEPA, 2002). Já no Brasil, as taxas de dimensionamento recomendadas são de $100 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, quando realizada aplicação direta dos efluentes do tanque séptico e $200 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ para efluentes oriundos de processos aeróbios de tratamento. Esses valores caem para 50 e $100 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, respectivamente, para localidades cujas temperaturas médias do esgoto sejam inferiores a 10°C (ABNT, 1997 e TONON et al., 2015).

Conforme diversos estudos recentes (YANG et al. 2013; LI et al. 2013; LIU et al. 2013), os elevados valores de TAS suportados pelos vermifiltros relacionam-se à rápida estabilização, mineralização e humificação da matéria orgânica ocasionada pelas minhocas, o que proporciona a formação

de um biofilme de maior diversidade bacteriana e atividade metabólica.

Xing et al. (2010) também correlacionam a eficiência de tratamento dos vermifiltros com a atividade enzimática decorrente da abundância de minhocas, principalmente com a manutenção de uma população com um maior número indivíduos adultos (peso maior ou igual a 300 mg cada). Para as diversas TAS aplicadas no referido estudo – de 2.400 até $6.700 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ – os decaimentos na remoção de DQO (de 58% para 47%) e DBO (de 61% para 55%) verificados frente ao gradativo aumento dessas aplicações relacionam-se com a constatação da diminuição do número de minhocas adultas e da diminuição do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) na unidade, impedindo que os substratos orgânicos fossem totalmente degradados antes de serem drenados do biofiltro.

Quanto à configuração de um vermifiltro, ainda não há normas (nem brasileiras nem internacionais) de dimensionamento ou de recomendações de materiais que podem ser utilizados no leito filtrante. Na literatura científica, diversas composições foram estudadas, muito embora ainda não haja uma diretriz consensual.

Até o momento, as principais composições empregadas para o substrato da camada superficial com minhocas foram: serragem misturada a outros agregados (SOTO; TOHÁ, 1998; LI et al., 2009; SARTORI, 2010; NIE et al., 2014), agregados sem a mistura de outros componentes (XING et al., 2010; LIU et al., 2013) e solo puro (SINHA et al., 2008; MADRID, 2016). Contudo, há pouco detalhamento de todos os componentes utilizados em cada substrato sem a especificação dos respectivos tamanhos das partículas e proporções de mistura, tendo alguns autores indicado somente o uso de uma camada de “húmus” ou “vermicomposto” (SOTO; TOHÁ, 1998; TAYLOR et al., 2003; KUMAR et al., 2014; ARORA et al., 2014; LOURENÇO; NUNES, 2017).

No Brasil, Madrid (2016) estudou o desempenho do tratamento de efluente sanitário por vermifiltros compostos por um substrato de braquiária (capim do gênero *Brachiaria*) misturado com terra de jardinagem, como alternativa à serragem. Contudo, devido à elevada condutividade hidráulica do substrato, aliado às elevadas vazões de dosagens praticadas ($4,2 \text{ Lm}^{-2}\text{s}^{-1}$), sólidos eram arrastados com o efluente, resultando em um rendimento (em termos de remoção de DBO e DQO) aquém daqueles reportados por estudos que utilizaram serragem (SOTO; TOHÁ, 1998; LI et al., 2009; SARTORI, 2010; NIE et al., 2014).

Como evolução desse trabalho, no presente artigo foi investigada a viabilidade técnica de vermifiltros no tratamento de esgoto sanitário concebidos com diferentes configurações de camadas do leito filtrante. Para isso foram avaliadas composições de serragem combinadas com argila expandida e outros materiais para as camadas

inferiores de drenagem, as quais receberam diferentes Taxas de Aplicação Superficial.

2 METODOLOGIA

2.1 Configuração geral do sistema de vermifiltração

O sistema de vermifiltração de esgoto sanitário foi composto por quatro vermifiltros (VF1, VF2, VF3 e VF4) em escala piloto (Figura 2). O esgoto sanitário bruto utilizado no experimento era composto pela reunião de efluentes provenientes do vaso sanitário, mictório, pia do banheiro e pia da copa de um escritório de engenharia ocupado por 10 funcionários. O conjunto de efluentes era conduzido a um tanque de esgoto bruto enterrado de capacidade útil de 200 L. Em seu interior foi instalada uma linha de recalque a partir de uma eletrobomba, capaz de elevar o afluente até o topo dos vermifiltros.

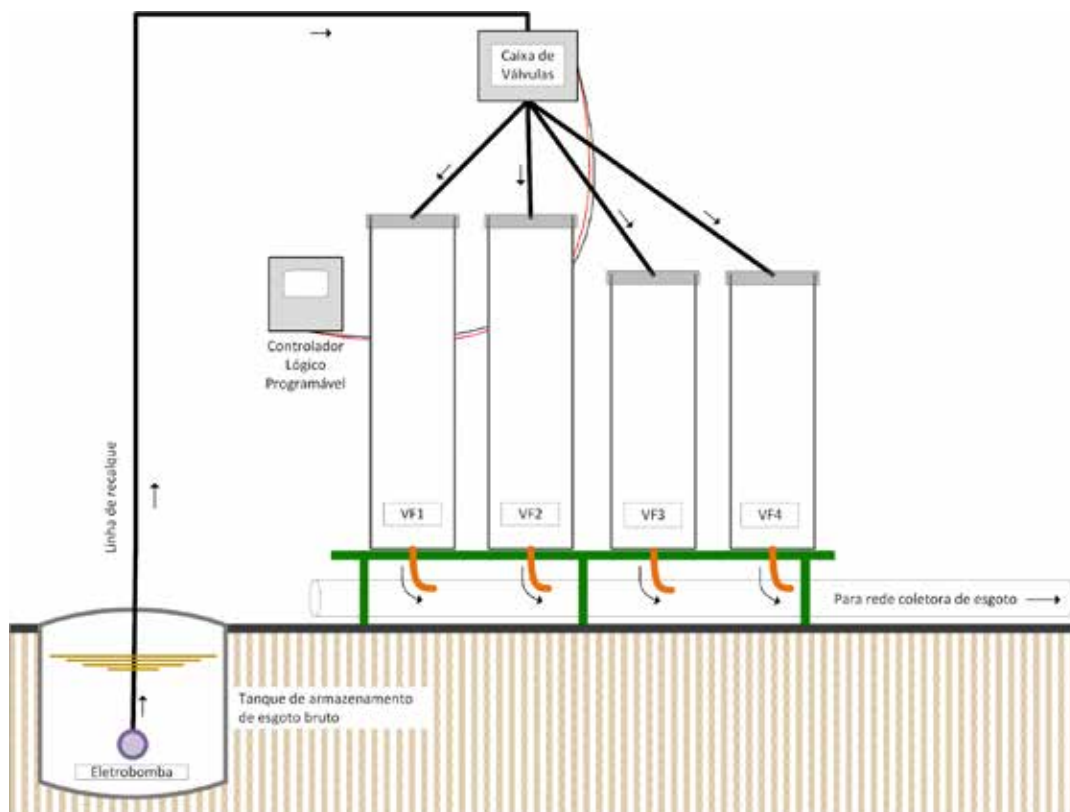


Figura 2 - Esquema geral do sistema de tratamento experimental de esgoto sanitário

Cada um dos vermifiltros, instalados acima do nível do solo, recebia o aflente bruto pela sua abertura superior, proporcionando um fluxo vertical, descendente e intermitente por gravidade do esgoto aplicado. Assim, o efluente tratado era drenado por uma tubulação perfurada instalada no fundo de cada reator.

A saída de cada vermifiltro possuía uma pequena mangueira flexível conectada a outra tubulação horizontal (de 100 mm de diâmetro) responsável pelo encaminhamento do líquido à ligação de esgoto do imóvel. A coleta do efluente de cada vermifiltro era realizada manualmente, desconectando-se a mangueira flexível da tubulação de saída de cada reator.

Cada vermifiltro possuía uma válvula dosadora controlada por um controlador lógico programável (Figura 2), permitindo uma programação de aplicação de aflente bruto de maneira individualizada.

2.2 Configuração dos vermifiltros

Os vermifiltros foram construídos em tubulações verticais de PVC de 250 mm de diâmetro. Foram concebidas duas configurações do leito dos reatores, conforme pode ser visualizado por meio da Figura 3. A configuração dos VFs 1 e 2 possuía um leito duplicado, simulando dois vermifiltros em série, um acima do outro. Entre os dois leitos foi mantido um espaço livre de 10 cm (camada 5 da Figura 3), que possuía orifícios na parede lateral para permitir a entrada de ar.

A sequência de camadas seguiu a conformação demonstrada na Figura 3. Logo abaixo da última camada indicada, todos os vermifiltros possuíam um fundo composto por material inerte (argila expandida grossa) para a drenagem de efluente tratado.

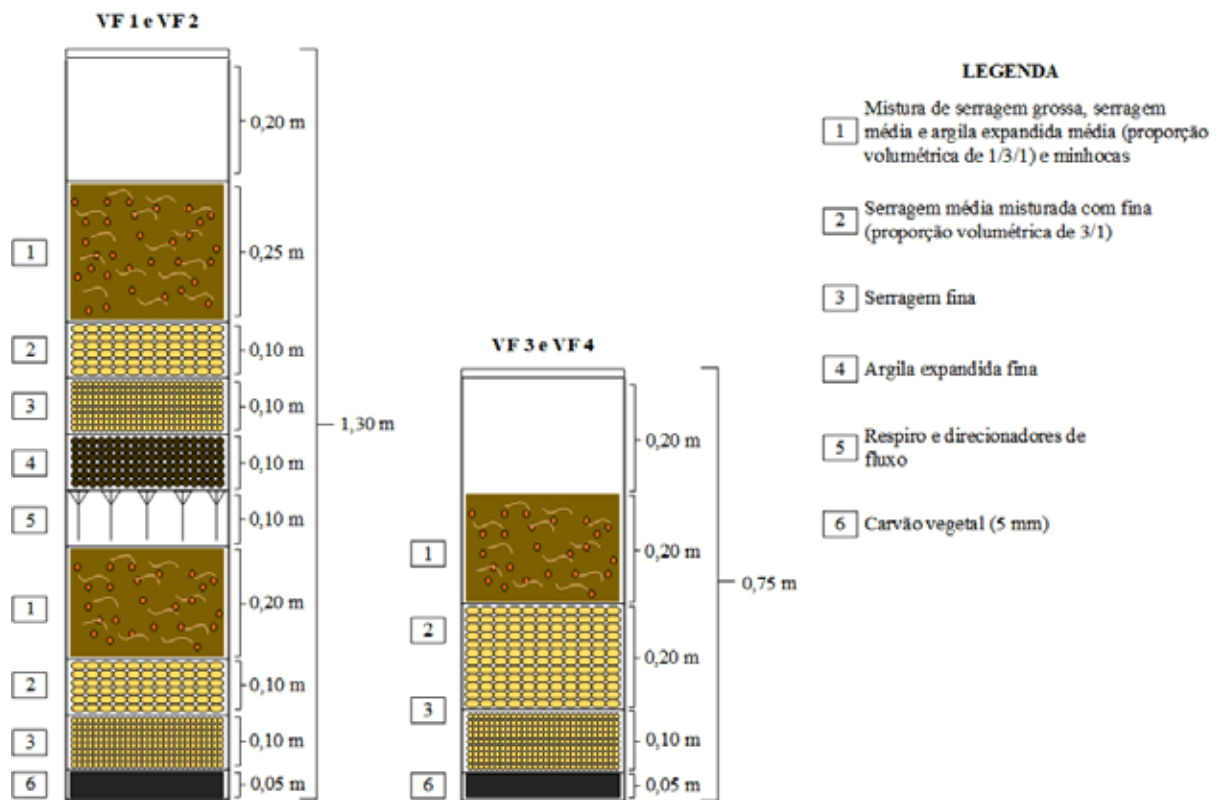


Figura 3 - Esquema das configurações dos vermifiltros

Na partida do experimento foram selecionadas, contadas, pesadas e liberadas minhocas da espécie *Eisenia andrei* no topo de cada vermifiltro. Com base no estudo de Nie et al. (2014), adotou-se uma densidade inicial de anelídeos de 12,5 kg de organismos para cada m³ de substrato da camada de serragem. Considerando que o peso médio de uma minhoca adulta é de 0,5 g (DOMINGUEZ e EDWARDS, 2011), essa densidade é equivalente à 25.000 organismos.m⁻³ de substrato.

Todos os vermifiltros possuíam na extremidade superior uma folga de 0,20 m e uma tela mosquiteira para evitar a entrada de insetos.

2.3 Operação dos vermifiltros

O sistema de vermifiltração operou por oito meses, de abril a novembro de 2016. A programação do sistema dosador foi definida para que a Taxa de Aplicação Superficial (TAS) dos VFs 1 e 3 fosse o dobro da dos VFs 2 e 4. Assim, considerando as oscilações do volume diário de efluente sanitário disponível no local do experimento, a TAS dos VFs 1 e 3 variou de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹ e dos VFs 2 e 4 entre 250 e 800 Lm⁻²dia⁻¹.

Em relação às dosagens, o volume de cada aplicação foi de 0,5 L (ou, em termos de volume por área, 10 Lm⁻²). Os intervalos entre aplicação nos VFs 1 e 3 foram de 7 minutos e de 14 minutos nos VFs 2 e 4.

2.4 Análises laboratoriais de amostras líquidas

Foram realizadas oito coletas – uma por mês – de amostras do esgoto bruto e dos efluentes dos vermifiltros para análises laboratoriais dos seguintes parâmetros: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻).

As análises seguiram os métodos apresentados por APHA et al. (2012), com exceção do nitrito e do nitrato, que foram determinados pelo método USEPA 300.1 - cromatografia de íons (USEPA, 1993).

As médias dos resultados foram comparadas por teste de Kruskal-Wallis a nível de 5% (p≤0,05).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os oito meses de operação dos quatro vermifiltros não foi observado nenhum problema em relação ao seu funcionamento, tais como entupimento, mau cheiro, proliferação de vetores ou extravasamentos.

Em relação à manutenção do leito, foi removida apenas uma vez (no quarto mês de operação) uma porção de cerca de 2 litros do substrato superficial de cada vermifiltro. Além disso, foi reposta uma quantia de serragem média até que se atingisse a mesma cota inicial da superfície do leito de cada biofiltro. Ressalta-se que esse procedimento não ocasionou impacto aparente nos resultados analisados, além de que a remoção de excesso de vermicomposto e a reposição de serragem são ações essenciais para a manutenção do reator sem que haja entupimentos do leito (MADRID, 2016; SOTO e TOHÁ, 1998), embora a literatura científica ainda não indique a periodicidade mínima necessária para essa prática.

Em relação às médias dos resultados (Tabela 2), todos os parâmetros avaliados para os efluentes dos quatro vermifiltros não apresentaram diferença significativa entre si (Kruskal-Wallis 5%), indicando que todos os quatro vermifiltros apresentaram rendimentos de remoção de DBO, DQO, Turbidez e SST semelhantes, assim como a capacidade de nitrificação do nitrogênio amoniacal do esgoto bruto.

Tabela 2 - Concentrações médias e desvios padrões dos parâmetros analisados

Parâmetros	Afluente	Efluente			
		VF1	VF2	VF3	VF4
pH	7,9 ± 0,7 a*	6,7 ± 0,1 a*	6,9 ± 0,3 a*	6,9 ± 0,1 a*	7,0 ± 0,1 a*
Turbidez (UNT)	231 ± 129 a*	33 ± 14 b*	20 ± 11 b*	16 ± 06 b*	21 ± 10 b*
SST (mgL ⁻¹)	195 ± 75 a*	28 ± 15 b*	15 ± 9 b*	15 ± 11 b*	29 ± 24 b*
DBO (mgL ⁻¹)	303 ± 99 a*	45 ± 12 b*	34 ± 7 b*	34 ± 12 b*	46 ± 19 b*
DQO (mgL ⁻¹)	751 ± 142 a*	216 ± 79 b*	180 ± 50 b*	169 ± 45 b*	233 ± 84 b*
N-Org (mgN L ⁻¹)**	40 ± 71 a*	31 ± 55 b*	3 ± 2 b*	16 ± 18 b*	21 ± 44 b*
N-NH ₄ ⁺ (mgN L ⁻¹)	220 ± 86 a*	108 ± 28 b*	123 ± 39 b*	135 ± 45 b*	128 ± 28 b*
N-NO ₂ ⁻ (mgN L ⁻¹)	***	0,9 ± 0,8 a*	1,5 ± 0,8 a*	2,6 ± 0,8 a*	5,0 ± 0,8 a*
N-NO ₃ ⁻ (mgN L ⁻¹)	***	91 ± 42 a*	102 ± 41 a*	79 ± 44 a*	80 ± 33 a*
N-Total (mgN L ⁻¹)**	261 ± 111 a*	232 ± 70 a*	230 ± 68 a*	232 ± 76 a*	234 ± 66 a*

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na horizontal não diferem entre si (Kruskal-Wallis 5%). **N-Org: fração orgânica da série de nitrogênio, obtida pela diferença de NTK e N-NH₄⁺. N-Total: somatório de NTK, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻. ***Valores abaixo do nível de detecção do método.

Isso demonstra que as distintas Taxas de Aplicação Superficial (TAS) empregadas (de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹ nos VFs 1 e 3, e 250 a 800 Lm⁻²dia⁻¹ nos VFs 2 e 4), bem como as duas configurações dos leitos, não ocasionaram diferenças de desempenho. Portanto, o VF3, que combinou a configuração mais simples – de leito único – e foi operado com uma maior TAS, demonstrou-se mais atraente em termos de economia de materiais, simplicidade de montagem e capacidade de aporte volumétrico de afluente.

Por conseguinte, pode-se deduzir que a camada de 50 cm de serragem da configuração de leito único foi suficiente para garantir um rendimento satisfatório da vermifiltração, não havendo ganhos significativos com a camada extra de serragem (da configuração de leito duplicado).

3.1 Remoção de matéria orgânica e sólidos

Conforme pode ser observado por meio da Tabela 3, os valores médios de DBO, DQO, Turbidez e SST dos quatro vermifiltros não diferiram significativamente entre si (Kruskal-Wallis 5%). Destaca-se que, na maioria das análises, todos alcançaram remoções acima de 75% de DQO e 85% dos demais parâmetros – DBO, Turbidez e SST.

Tabela 3 - Remoções médias de matéria orgânica e sólidos em relação ao esgoto bruto

Vermifiltro	DBO	DQO	Turbidez	SST
VF1	84 ± 4%	71 ± 8%	83 ± 9%	86 ± 7%
VF2	83 ± 3%	76 ± 3%	90 ± 6%	92 ± 4%
VF3	87 ± 8%	76 ± 10%	92 ± 6%	92 ± 5%
VF4	82 ± 11%	68 ± 14%	89 ± 8%	86 ± 11%

Além disso, logo na primeira análise, todos os vermifiltros alcançaram uma remoção de DBO acima de 80%. Isso pode ser justificado pela alta capacidade adsortiva da serragem e do vermicomposto presentes no leito do reator, aliados a uma intensa atividade microbológica estimulada e acelerada pelas minhocas (SINHA et al., 2008; BINET et al., 1998).

A elevada eficiência de remoção de matéria orgânica logo no início de operação de vermifiltros é um aspecto positivo frente a maiores períodos demandados por reatores anaeróbios para a estabilização do crescimento de biomassa e a sua consequente capacidade de tratamento pleno que, segundo Chernicharo (2007), pode levar de 4 a 6 meses (quando não utilizado inóculo de lodo).

Quanto ao atendimento das restrições legais, destaca-se que os percentuais de remoção de DBO em todas as análises estavam acima do li-

mite mínimo de 60% de remoção de DBO estipulado pela Resolução CONAMA 430 (2011) para lançamentos em corpo receptor. Todos os resultados também estavam abaixo da concentração máxima de 120 mgL^{-1} estipulada pela mesma resolução para efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Até mesmo em relação à legislação mais restritiva existente no Estado de São Paulo (Decreto nº 8.468/1976), cujo limite estipulado é de 60 mgL^{-1} , a grande maioria dos resultados estava em conformidade.

Em relação às restrições fixadas para DQO, a legislação do Estado de Alagoas (Decreto nº 6.200/1985) e de Minas Gerais (Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 1/2008) estipula um limite máximo de 150 e 180 mgL^{-1} respectivamente. Para tais valores, os quatro vermifiltros atenderam aos normativos a partir do 4º mês de operação.

Uma possível explicação para a ocorrência de maiores valores de DQO nos primeiros meses pode ser a serragem utilizada, oriunda de madeira de peroba rosa, de maior pigmentação em relação à serragem de pinus. Os componentes que conferem essa pigmentação podem ter proporcionado um incremento da DQO solúvel no efluente dos vermifiltros, provavelmente composta por uma fração orgânica de degradabilidade mais lenta, não interferindo nas análises de DBO. Portanto, o uso de serragem de baixa pigmentação, como a de pinus, seria mais indicado para a vermifiltração.

Em comparação a outros estudos, o percentual de remoção de DBO dos vermifiltros foi semelhante à eficiência reportada por Soto e Toha (1998), Sinha et al. (2008) e Li et al. (2009), que indicaram valores máximos acima de 90%. Em termos de DQO, os percentuais de remoção obtidos encontram-se dentro da faixa de 60 a 80%, similar aos valores reportados por Taylor et al. (2003), Li et al. (2009), Sartori (2010) e Ni et al. (2014).

Semelhantemente ao verificado para a remoção de DBO, as remoções de turbidez e SST foram acima de 85% em praticamente todas as análises dos quatro vermifiltros. Certamente, essa eficiência é promovida pela alta capacidade adsortiva do leito e pela degradação biológica promovida pela ação conjunta das minhocas e microrganismos (SINHA et al., 2008). Os percentuais observados se assemelham aos valores atingidos em outros estudos, na ordem de 90% de remoção de ambos os parâmetros (SINHA et al., 2008; SARTORI, 2010; LI et al., 2009; LIU et al., 2013; KUMAR et al., 2014).

Em relação às restrições legais em termos de SST, os resultados obtidos por todos os efluentes dos vermifiltros atendem ao padrão específico para lançamento direto em corpos hídricos no estado de Minas Gerais (Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 1/2008) e do Rio Grande do Sul (Resolução CONSEMA 128, 2006), os quais condicionam, respectivamente, 100 e $180 \text{ mg SST.L}^{-1}$ como concentração máxima.

Já para os valores de turbidez, os efluentes dos vermifiltros atenderam, em todas as análises, o limite máximo de 40 UNT exigido pela Resolução CONAMA 357 (2005) para corpos d'água de Classe 1. Isto é, mananciais superficiais destinados para a recreação de contato primário, para irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, além da aquicultura e a pesca. Contudo, o reúso direto dos efluentes dos vermifiltros para essas mesmas atividades só pode ser viabilizado após a avaliação das restrições quanto a diversos outros parâmetros, principalmente patógenos, salinidade, nutrientes e toxicidade.

Frente às remoções de matéria orgânica verificadas para os vermifiltros, ressalta-se que tais resultados se referem a um processo com uma única etapa de tratamento biológico. Em outras palavras, mesmo aplicando-se esgoto bruto diretamente nos vermifiltros, eles propiciaram remoções que variaram de 80% a 90% de DBO e de 70% a 80% de DQO.

Rendimentos semelhantes são apontados pela norma NBR 13969 (ABNT, 1997) para diversos tipos de reatores biológicos (filtro anaeróbio, filtro aeróbio submerso, filtro de areia, vala de filtração, lodo ativado por batelada e lagoa com plantas), porém sempre em conjunto com o tanque séptico.

Portanto, a vermifiltração pode ainda contar com etapas complementares de tratamento, caso se exija uma maior eficiência de desempenho. Como exemplo, podem-se citar os estudos conduzidos por Nie et al. (2014) referentes a um sistema de vermifiltração de esgoto doméstico rural (em escala plena) associado a um filtro anaeróbio, para o qual foram verificadas remoções de DQO acima de 90% em praticamente todo o período de monitoramento (167 dias).

Ademais, enaltece-se que a capacidade de vermifiltros em receber elevadas TAS também coloca a vermifiltração como um reator que demanda menor área superficial de leito em comparação a outras tecnologias. Como comparação, nos estudos conduzidos por Tonon (2011), Tonon et al. (2015), De Oliveira Cruz et al. (2018), De Oliveira Cruz et al. (2019) e Magalhães et al. (2016), filtros de areia operados em diversas TAS como pós tratamento de filtros anaeróbios atingiram uma remoção global de DBO de 92% com uma TAS de $500 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, taxa inferior à comumente operada em vermifiltros. Além disso, os referidos autores reportaram o frequente entupimento (a cada 90 dias de operação aproximadamente) devido à formação excessiva de biomassa na camada superficial dos filtros de areia no emprego de TAS acima de $200 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$. Esse fenômeno não foi observado nos vermifiltros com as configurações adotadas no presente estudo.

3.2 Série de nitrogênio

A partir das análises dos compostos nitrogenados (Tabela 2), nota-se que o nitrogênio total do esgoto bruto foi composto principalmente por

nitrogênio amoniacal e uma pequena parcela de nitrogênio orgânico, cuja soma é denominada Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). A concentração média de N-NTK verificada para o esgoto bruto ($261 \pm 111 \text{ mgL}^{-1}$) foi significativamente mais elevada do que a faixa apontada por Von Sperling (2014) como típica para águas residuárias de origem doméstica, que varia de 35 e 70 mgL^{-1} . Ressalta-se que o esgoto bruto analisado foi oriundo de um local de atividade comercial, no qual o principal contribuinte de efluente era a descarga com urina, o que justifica seu alto teor de N-NH_4^+ .

Em relação às concentrações de N-Total dos efluentes dos vermifiltros, as médias não diferiram significativamente do esgoto bruto (Kruskal-Wallis 5%), não havendo indícios de remoção desse nutriente. Contudo, todos os efluentes dos reatores apresentaram uma redução significativa da concentração do nitrogênio amoniacal e aumento de nitrato, evidenciando a ocorrência de nitrificação. As concentrações finais de nitrato dos reatores não diferiram estatisticamente entre si (Kruskal-Wallis 5%).

Esses resultados apontam a nitrificação na ordem de 40 a 50% do nitrogênio amoniacal, valor dentro da faixa encontrada por XING et al. (2010), que obtiveram resultados entre 21,01% e 62,31% em vermifiltros operados com TAS de 2.400 a $6.700 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$. Conforme exposto pelos referidos autores, o percentual de redução de N-NH_4^+ no vermifiltro é inversamente proporcional à TAS empregada, de modo que a gradativa diminuição do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) proporciona a saída do efluente antes da completa oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrito e deste em nitrato.

Desse modo, deduz-se que as duas TAS empregadas não interferiram no tempo de contato do efluente com o leito filtrante a cada aplicação. Em outras palavras, o tempo de escoamento do líquido através do meio a cada pulso de aplicação foi semelhante para os dois tempos de descanso prati-

cados entre aplicações (7 e 14 minutos). Assim, em todas as configurações, a biomassa nitrificante alcançou patamares similares de metabolização.

Apesar dos valores médios dos componentes nitrogenados obtidos para os vermifiltros não diferirem significativamente entre si (Kuskal-Wallis 5%), nota-se que os efluentes dos VFs 3 e 4 apresentaram concentrações de nitrato (79 ± 44 e 80 ± 33 mgN L⁻¹ respectivamente) ligeiramente inferiores aos outros dois vermifiltros (91 ± 42 e 102 ± 41 mgN L⁻¹). Isso pode ser explicado pela maior extensão do leito dos VFs 1 e 2, permitindo um tempo de contato relativamente maior.

Em relação a outros estudos, percentuais de nitrificação mais elevados foram verificados por Liu et al. (2013); Nie et al. (2014) e Kumar et al. (2014), todos alcançando valores acima de 80%. Entretanto, os respectivos afluentes brutos utilizados possuíam uma concentração de N-NH₄⁺ na ordem de 10 a 40 mgN L⁻¹, praticamente 10 vezes inferior à faixa de variação de 100 a 360 mgN L⁻¹ verificada para o esgoto bruto do presente trabalho. Pode-se inferir, portanto, que o tempo de escoamento por gravidade através do leito estabelece um patamar máximo de nitrificação, de modo que se o afluente aportar elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, haverá um excedente impossibilitado de ser oxidado.

4 CONCLUSÕES

De acordo com as recomendações da NBR 13969 (ABNT, 1997), o tratamento descentralizado de efluentes sanitários deve ser realizado em pelo menos duas etapas, representadas por um tanque séptico e um reator biológico. No entanto, conforme demonstrado no presente estudo, os vermifiltros são capazes de alcançar rendimentos similares de remoção de matéria orgânica (em termos de DBO e DQO) no tratamento direto de esgoto bruto, sem a necessidade de um reator que o preceda ou complemente.

Durante os oito meses de operação do sistema experimental, todos os parâmetros avaliados para os efluentes dos quatro vermifiltros e, conseqüentemente, seus rendimentos de remoção de DBO, DQO, Turbidez e SST não apresentaram diferença significativa entre si (Kruskal-Wallis 5%), assim como a capacidade de nitrificação do nitrogênio amoniacal do esgoto bruto.

Portanto, o VF 3, que combinou a configuração mais simples (de leito único) e operado com uma maior TAS (de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹), demonstrou-se mais atraente em termos de economia de materiais, simplicidade de montagem e capacidade de aporte volumétrico de afluente.

Em relação à manutenção do leito, foi removida apenas uma vez uma porção de cerca de 2 litros do substrato superficial de cada vermifiltro. O procedimento não ocasionou impacto aparente nos resultados analisados, além de que a remoção de excesso de vermicomposto e a reposição de serragem são ações essenciais para a manutenção do reator sem que haja entupimentos do leito (MADRID, 2016; SOTO e TOHÁ, 1998), embora a literatura científica ainda não indique a periodicidade mínima necessária para essa prática.

Nesse contexto, infere-se que não houve qualquer sinal de entupimento do leito dos vermifiltros ao longo de toda a operação, sendo ainda necessários estudos mais aprofundados para o conhecimento da periodicidade mínima de remoção do excesso de vermicomposto e reposição de serragem.

Frente aos aspectos positivos verificados, pode-se afirmar que a vermifiltração possui viabilidade técnica para compor um sistema de tratamento de efluentes sanitários descentralizado. Além de atender aos limites legais de carga orgânica para lançamentos em corpos d'água, o emprego de um tratamento terciário do efluente pode conferir-lhe um potencial de reúso para diversas finalidades.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à FAPESP (processo PIPE-FAPESP 2015/08640-4) pelo financiamento ao estudo.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT. **NBR 13969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1997.
- ALAGOAS (ESTADO). **Decreto nº 6.200**. Estabelece medidas de proteção ambiental na área de implantação do Pólo Cloroquímico de Alagoas e dá outras providências. 1985.
- ADUGNA, A. T. et al. Fate of filter materials and microbial communities during vermifiltration process. **Journal of Environmental Management**. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.04.076. 2019.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. Washington, 22^a ed., 2012.
- ARORA, S. et al. Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system. **Bioresource Technology**. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.05.041. 2014.
- ARORA, S. et al. Antimicrobial activity of bacterial community for removal of pathogens during vermifiltration. **J. Environ. Eng.** DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001080. 2016.
- BINET, F.; FAYOLLE, L.; PUSSARD, M. Significance of earthworms in stimulating soil microbial activity. **Biology and Fertility of Soils**, DOI 10.1007/s003740050403. 1998.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução número 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução número 430**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA. 2011.
- CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.5, 2^a ed., 379 p. Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG. Belo Horizonte, MG. 2007.
- 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** (2018) 8 (2): 268-277. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.094>.
- DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; GOMES, B. L. A.; TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S. 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** **127** (2019) 454-459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.021>.
- DOMÍNGUEZ, J.; EDWARDS, C. A. Biology and Ecology of Earthworms Species used for Vermicomposting. In: Edwards, C. A.; Arancon, N. Q.; Sherman, R. L. Vermiculture Technology: **Earthworms, Organic Waste and Environmental Management**, DOI 10.1201/b10453-4. 2011.
- GILL, L. W. et al. Comparison of stratified sand filter and percolation trenches for on-site wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, DOI 10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:1(8). 2009.
- FANG, C. et al. Effect of hydraulic load on domestic wastewater treatment and removal mechanism of phosphorus in earthworm ecofilter. **Fresenius Environmental Bulletin**. Vol. 19, n. 6, p. 1099-1108. 2010.
- FAO. **Water quality for agriculture - Irrigation and drainage paper**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1994.
- FURLONG, C. et al. The development of an onsite sanitation system based on vermifiltration: the 'Tiger Toilet'. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**. doi: 10.2166/washdev.2015.167. 2015.
- HUGHES, R. J.; NAIR, J.; HO, G. The toxicity of ammonia/ammonium to the vermifiltration wastewater treatment process. **Water Science & Technology**. DOI: 10.2166/wst.2008.478. 2008.
- KUMAR, T. et al. Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. **Ecological Engineering**, n. 62, p. 77-82. 2014.
- KUMAR, T. et al. Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. **Ecological Engineering**, n. 75, p. 370-377. 2015.
- LI, Y et al. Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process. **Water Science & Technology**, DOI 10.2166/wst.2009.715. 2009.
- LI, X. et al. Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. **Chemical Engineering Journal**, n. 223, p. 932-943. 2013.
- LIU, J. et al. Ceramsite-vermifilter for domestic wastewater treatment and reuse: an option for rural agriculture. **International Conference on Energy and Environment Technology**. DOI 10.1109/ICEET.2009.352. 2009.
- LIU, J. et al. Phylogenetic characterization of microbial communities in a full-scale vermifilter treating rural domestic sewage. **Ecological Engineering**, n. 61, p. 100-109. 2013.

LOURENÇO, N.; NUNES, L. M. Optimization of a vermifiltration process for treating urban wastewater. **Ecological Engineering**. DOI 10.1016/j.ecoleng.2016.11.074. 2017

MAGALHÃES, T. M.; TONETTI, A. L.; BUENO, D. A. C.; TONON, D. Nitrification process modeling in intermittent sand filter applied for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 93, p. 18-23, 2016. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.003

MADRID, Francisco José Peña y Lillo. **Aplicação da vermifiltração no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). 131p. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas. 2016.

MINAS GERAIS (ESTADO). Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais – CERH-MG. **Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 1**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2008.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

NIE, E. et al. Tower bio-vermifilter system for rural wastewater treatment: bench-scale, pilot-scale, and engineering applications. **International Journal of Environmental Science and Technology**. DOI 10.1007/s13762-013-0479-6. 2014.

RIO GRANDE DO SUL (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA. **Resolução nº 128**. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 2006

RODGERS, M.; HEALY, M. G.; MULQUEEN, J. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. **Water Research**. v 39, n 14, p 3279-3286. 2005.

SÃO PAULO (ESTADO). **Decreto nº 8.468**. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo. 1976.

SARTORI, Marcia Aparecida. **Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). 75p. Universidade Federal de Viçosa. 2010.

SINHA, R.K.; BHARAMBE G.; CHAUDHARI, U. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. **Environmentalist**, n. 28, p. 409-420. 2008.

SOTO, M.A.; TOHÁ, J. Ecological Wastewater Treatment.: Advanced Wastewater Treatment. **Recycling and Reuse**. AWT 98, Milano, Italia 14:16, p. 1091-1094, September. 1998.

TAYLOR M.; CLARKE W.P.; GREENFIELD, P.F. The treatment of domestic wastewater using small-scale vermicompost filter beds. **Ecological Engineering**, n. 21, p. 197-203. 2003.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A.L.; MADRID, F.J.P.L.; FIGUEIREDO, I.C.S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L.M.O.; DUARTE, N.C.; FERNANDES, P.M.; COASACA, R.L.; GARCIA, R.S.; MAGALHÃES, T.M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Biblioteca/Unicamp. Campinas, São Paulo, 153p, 2018.

TONON, D. D. **Tratamento de Efluente Anaeróbio: Condicionamento em Filtros de Areia Visando Lançamento e Reúso**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. 278p. Universidade Estadual de Campinas, 2011.

TONON, D. D. et al. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries. **Ecological Engineering**. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.018

UNDP. **Sharing Innovative Experiences**. Volume 1 - Recycling Water – Chile, p. 87-92. United Nations Development Programme. 1998.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography – Method 300.1**. National Exposure Research Laboratory. Office of Research and Development. OHIO. 1993.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual**. Office of Water. Office of Research and Development. 2002.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.1, 4ª ed., p. 452. Belo Horizonte, Editora UFMG. 2014.

WANG, S. et al. Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. **Ecological Engineering**. DOI 10.1016/j.ecoleng.2009.11.018. 2010

XING, M.; YANG, J.; LU, Z. **Microorganism-earthworm Integrated Biological Treatment Process – a Sewage Treatment Option for Rural Settlements**. ICID 21st European Regional Conference, Frankfurt and Slubice, Germany and Poland, pp. 15-19. 2005.

XING, M.; LI, X.; YANG, J. Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. **African Journal of Biotechnology**. DOI 10.5897/AJB10.811. 2010.

YANG, J. et al. Effect of earthworms on the biochemical characterization of biofilms in vermifiltration treatment of excess sludge. **Bioresource Technology**, n. 143, p. 10-17. 2013.

Águas cinzas em domicílios rurais: separação na fonte, tratamento e caracterização

Gray water in rural households: source separation and characterization

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
20/08/2019

Isabel Campos Salles Figueiredo | Natália Cangussu Duarte | Raúl Lima Coasaca |
Taína Martins Magalhães | Ariane Corrêa Barbosa | Daniella Gonçalves Portela |
Francisco José Peña y Lillo Madrid | Luana Mattos de Oliveira Cruz | Adriano Luiz Tonetti*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.061>

Resumo

Na perspectiva do saneamento ecológico, as águas cinzas representam um valioso recurso que pode ser aproveitado na agricultura. No Brasil, porém, ainda são incipientes os dados sobre a geração e características desse tipo de efluente. O presente estudo apresenta um diagnóstico sobre a segregação e a disposição do esgoto realizada em uma comunidade rural de Campinas (SP). Foi encontrado que em mais de 90% dos domicílios existia a separação das águas cinzas, sendo a aplicação no solo ou em áreas de plantação de frutíferas as formas de destinação em 87% dos casos. A fonte da água cinza influencia fortemente sua composição. O efluente da cozinha destacou-se pelos valores elevados de DQO, SST e turbidez, superando os valores médios típicos para esgoto sanitário. A água cinza proveniente do chuveiro apresentou alta concentração de NTK, devido ao hábito de urinar no banho. Aquelas provenientes da lavanderia possuíam maior pH e condutividade elétrica devido aos sabões e produtos de limpeza nela presentes.

Palavras-chave: Esgoto. Tratamento. Descentralizado. Rural. Reúso. Diagnóstico.

Abstract

From the perspective of ecological sanitation, graywater represents a valuable resource that can be harnessed in agriculture. However, data on its generation and characteristics are still incipient in Brazil. Thus, this study aims at presenting a diagnosis of sewage segregation and disposal carried out in a rural area of Campinas (SP). As a result, it was found that in over 90% of households the gray water was segregated. The application in the soil or fruit crop areas was the destination in 87% of the cases. The source of gray water generation had a great influence on its composition. The kitchen effluent stood out for its COD and TSS values, as well as turbidity, surpassing typical average values for sanitary sewage. Gray waters from showers presented higher NTK concentration, due to the habit of urinating in the shower. Those from laundries presented higher pH and electrical conductivity due to soaps and cleaning products in it.

Keywords: Wastewater. Treatment. Decentralized. Rural. Reuse. Diagnosis.

Isabel Campos Salles Figueiredo – Bióloga. Mestre em Ecologia. Doutora em Saneamento. Trabalha com permacultura, educação ambiental e saneamento ecológico.

Natália Cangussu Duarte – Engenheira civil e Mestre em Engenharia Civil pela FEC/Unicamp.

Raúl Lima Coasaca – Engenheiro químico. Mestre em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp. Especialista em bioprocessos. Possui experiência em análise de dados.

Taína Martins Magalhães – Engenheira Química pela Unicamp. Mestre em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp.

Ariane Corrêa Barbosa – Química e Engenheira Química. Doutoranda em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp. Atua em tratamento de efluentes doméstico e industriais.

Daniella Gonçalves Portela – Engenheira Civil. Mestre em Engenharia Química pela FEQ/Unicamp. Doutoranda em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp.

Francisco José Peña y Lillo Madrid – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Doutorando e mestre em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp.

Luana Mattos de Oliveira Cruz – Professora da FEC/Unicamp. Mestre e Doutora em Engenharia Civil pela FEC/Unicamp.

Adriano Luiz Tonetti – Professor da FEC/Unicamp. Atua na área de saneamento descentralizado e remoção e uso de nutrientes de águas residuais.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224. Cidade Universitária Zeferino Vaz, Campinas - SP. CEP: 13083-889. Caixa Postal: 6143. Telefone: (19) 3521-2369. E-mail: tonetti@unicamp.br.

1 INTRODUÇÃO

Diferentes tipos de esgoto são gerados dentro de um domicílio e, para cada tipo, há uma denominação específica. Águas de vaso sanitário, por exemplo, também chamadas de águas negras, escuras (FUNASA, 2018) ou fecais (PNSR, 2018 a), contêm fezes, urina, produtos químicos oriundos da higienização do vaso e, eventualmente, papel higiênico (FUNASA, 2018).

As águas cinzas representam os demais efluentes da casa (FUNASA, 2018). Em geral, são produzidas na lavagem de alimentos, louças e roupas, além dos banhos e outras atividades de higiene pessoal (TILLEY et al., 2014). Em residências que usam vasos sanitários com descarga, sua produção representa 65% do total de esgoto gerado. (TILLEY et al., 2014; FRIEDLER et al., 2013). Segundo Cheung et al. (2009), o valor pode chegar a 85% do total da água consumida em casas brasileiras.

A composição e a produção das águas cinzas dependerão da fonte produtora e da forma com que a água potável é utilizada, sofrendo influência direta das características regionais e culturais (ALVES et al., 2009; BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013). A geração de correntes de esgoto segregadas também é influenciada por fatores como hábitos de vida, faixa etária dos ocupantes, cultura, sazonalidade, renda, pressão nas redes de abastecimento, tarifas de consumo, presença de hidrômetros e outros aspectos (QUEIROZ et al., 2019).

De forma geral, elas contêm: matéria orgânica, produtos químicos, gordura, sabão, fibras e cabelos, havendo diferença na composição de acordo com a sua origem (FUNASA, 2018). Essa fração do esgoto também pode conter traços de excretas e patógenos (TILLEY et al., 2014), de poluentes persistentes (JEFFERSON e JEFFREY, 2013; BOYJOO, PAREEK E ANG, 2013) e até de

metais potencialmente tóxicos (BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013). A maioria dos dados disponíveis sobre sua composição é proveniente de pesquisas com enfoque no reúso em contextos urbanos (ALVES et al., 2009; SANTOS, 2019) e em países da Europa e América do Norte (MOREL E DIENER, 2006). No entanto, a realidade nos domicílios rurais e na América Latina é bastante diferente e pouco estudada.

Apesar de os números variarem de acordo com a região e com as peculiaridades locais, a prática da segregação da água cinza em domicílios rurais é uma realidade comum no Brasil (TONETTI et al., 2018). Por isso, foi mencionada em algumas publicações importantes da área, como o “Manual de Saneamento” da Funasa (FUNASA, 2015) e o documento “Eixos Estratégicos do Programa Nacional de Saneamento Rural”, que elenca a separação e o reúso local de águas cinzas como estratégias para garantir a disposição adequada de águas residuárias no contexto do saneamento rural (PNSR, 2018).

Apesar de comuns, as práticas que envolvem a segregação, tratamento e disposição final de águas cinzas na área rural ainda são pouco documentadas e discutidas (GODFREY et al., 2010). Não existe uma estimativa confiável sobre seu uso formal ou informal, mas é evidente que a prática é significativa e crescente em nível global (WHO, 2016). A disposição direta no solo é descrita como uma prática comum nos países em desenvolvimento (OH et al., 2018), mas ainda faltam dados quanti e qualitativos para o contexto brasileiro, tanto na região urbana como na rural.

Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi realizar um diagnóstico da prática de segregação e tratamento de águas cinzas em uma comunidade rural de Campinas (SP), bem como caracterizar amostras dessa fração específica do esgoto.

2 METODOLOGIA

A presente pesquisa foi conduzida em uma área rural do município de Campinas (SP), onde prevalece a agricultura familiar em pequenas propriedades produtoras de frutas e legumes (Figueiredo, 2019). O estudo foi realizado em duas etapas, descritas a seguir.

2.1 Diagnóstico sobre a segregação e o tratamento das águas cinzas

Foi realizado um diagnóstico rural participativo (DRP) com metodologia proposta por Verdejo (2006). Essa etapa incluiu entrevistas semiestruturadas (VERDEJO, 2006; GIL, 2008) e visitas de campo apoiadas na observação participante (GIL, 2008). A descrição da metodologia completa pode ser encontrada em Figueiredo (2019).

As entrevistas abordavam a existência de segregação do esgoto nos domicílios (águas de vaso sanitário x águas cinzas), o destino e o tratamento dados para as águas cinzas e a opinião dos moradores sobre essa prática. As opiniões dos moradores foram registradas de forma fiel e se destacam em *itálico* ao longo do texto. Foram realizadas 33 entrevistas e avaliados 125 domicílios durante a pesquisa.

2.2 Caracterização das águas cinzas

Após a fase inicial de diagnóstico, foi realizada a caracterização de diferentes amostras de água cinza provenientes de dois domicílios rurais com quatro habitantes cada. As amostras foram coletadas em duas residências, que se voluntariaram para a participação na pesquisa realizada no contexto de um projeto de extensão universitária (MADRID et al., 2015; FIGUEIREDO, 2019).

Na primeira residência foram coletadas amostras de águas cinzas provenientes dos seguintes pontos: Banheiro (chuveiro e lavatório); Lavan-

deria (tanque e máquina de lavar roupa); Cozinha (pia). A água cinza da pia da cozinha era coletada após a passagem por uma caixa de gordura.

Na segunda residência foram coletadas amostras de água cinza denominada mista, composta pelo agrupamento da água usada no chuveiro, pia de banheiro e cozinha (sem passagem por caixa de gordura).

As coletas ocorreram quinzenalmente entre maio de 2017 e fevereiro de 2018, sempre no período da manhã. Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (P_{total}), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), sólidos suspensos totais (SST), Coliformes Totais e *Escherichia coli*. Em todas as análises foram seguidos os métodos descritos em APHA et al. (2012).

O número de amostras coletadas (Tabela 1) variou muito em função do acesso aos domicílios, da disponibilidade dos moradores e da organização do trabalho de campo e laboratório.

Tabela 1 - Número de amostras (n) para cada parâmetro avaliado nas águas cinzas.

Parâmetro	Chuveiro e Lavatório	Cozinha	Lavanderia	Mista
DQO	9	9	11	13
SST	5	9	9	12
NTK	7	8	9	11
P_{total}	3	4	2	6
Coliformes totais	4	3	3	6
<i>E. coli</i>	4	3	3	6
pH	9	9	11	13
CE	9	9	11	13
Turbidez	9	9	11	13

Os resultados obtidos foram comparados por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$), seguido do teste de Dunn. Para avaliar a influência da origem sobre a composição do efluente, foi utilizada uma análise multivariada de fatores com dados mistos (FAMD).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A separação das águas cinzas nos 125 domicílios rurais pesquisados se mostrou uma prática bastante comum (Figura 1). Na grande maioria dos domicílios havia a segregação de pelo menos parte das águas cinzas resultantes das atividades domésticas. Foi observada a separação dos efluentes da lavanderia (máquina de lavar,

tanquinho ou tanque) em 91,2% dos domicílios e dos provenientes da pia da cozinha em 83,2% dos casos. Entretanto, as águas cinzas oriundas do banheiro (pia e chuveiro) foram segregadas em menor número de residências (63,2%), provavelmente devido à facilidade de conexão do encanamento do vaso sanitário com o do lavatório e o do chuveiro.

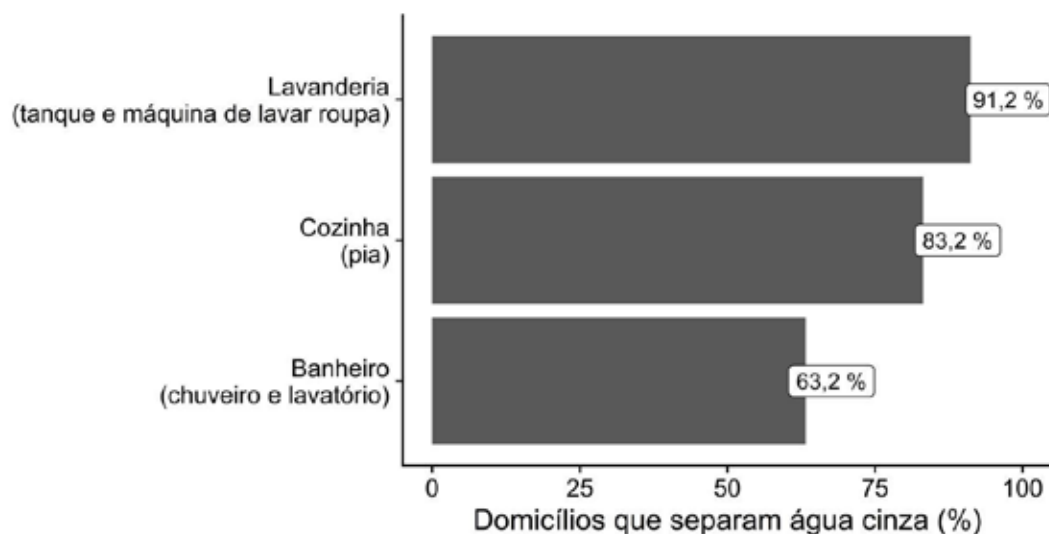


Figura 1 - Percentagem dos domicílios que faziam a separação das águas cinzas em uma comunidade rural de Campinas (SP).

Esses dados estão de acordo com o descrito sobre domicílios rurais de todo o Brasil, onde as águas cinzas são separadas e normalmente lançadas nos quintais (PNSR, 2018b). Martinetti (2009), por exemplo, observou a separação em todos os domicílios de um assentamento rural no interior paulista.

Apesar da sua disseminação, essa prática ainda é pouco documentada em estudos científicos. Também é incluída nas normas técnicas que fornecem as diretrizes para o tratamento de efluentes em áreas que não são atendidas por redes coletoras. Não há qualquer menção a respeito desse tema nas normas NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997).

A separação das águas cinzas é considerada um passo para o tratamento mais ecológico e eficiente do esgoto dentro de uma perspectiva mais susten-

tável (FUNASA, 2015). Ao segregar as águas cinzas é possível fazer seu reúso mesmo que de forma não planejada, em local próximo ao ponto de geração. A separação também beneficia indiretamente o tratamento das águas de vaso sanitário, parcela do esgoto que traz mais preocupações do ponto de vista sanitário, visto que essa segregação diminui a vazão produzida, bem como a carga poluidora.

Outro ponto observado no presente estudo diz respeito ao transporte das águas cinzas, o qual era feito por tubulação de PVC rígido branco (esgoto) ou azul (irrigação), além de mangueiras flexíveis de polietileno (Figura 2). O uso da tubulação flexível permitia que a posição da disposição no solo fosse alterada com frequência, evitando o “*empoçamento*”. Tal prática também foi descrita por Ludwig (2012).



Figura 2 - Exemplos da segregação do esgoto em domicílios de uma comunidade rural de Campinas (SP).

3.1 Tratamento e disposição das águas cinzas

Também foi possível perceber que, além de serem separadas, as águas cinzas eram tratadas de maneira diferente do restante do esgoto doméstico. Elas recebiam, quase sempre, um tratamento “intuitivo”, sendo aplicadas diretamente no solo (45%), como apresentado na Figura 3A, ou próximas a plantas como taiobas

(Figura 3B) e frutíferas (32%), especialmente bananeiras (Figura 3C). Esses dados corroboram o reportado no PNSR (2018b). Em apenas 12% dos casos, as águas cinzas eram encaminhadas para fossas absorventes ou tanques sépticos. Também foi observada sua disposição diretamente em corpos d’água (11%), configurando um tratamento inadequado.

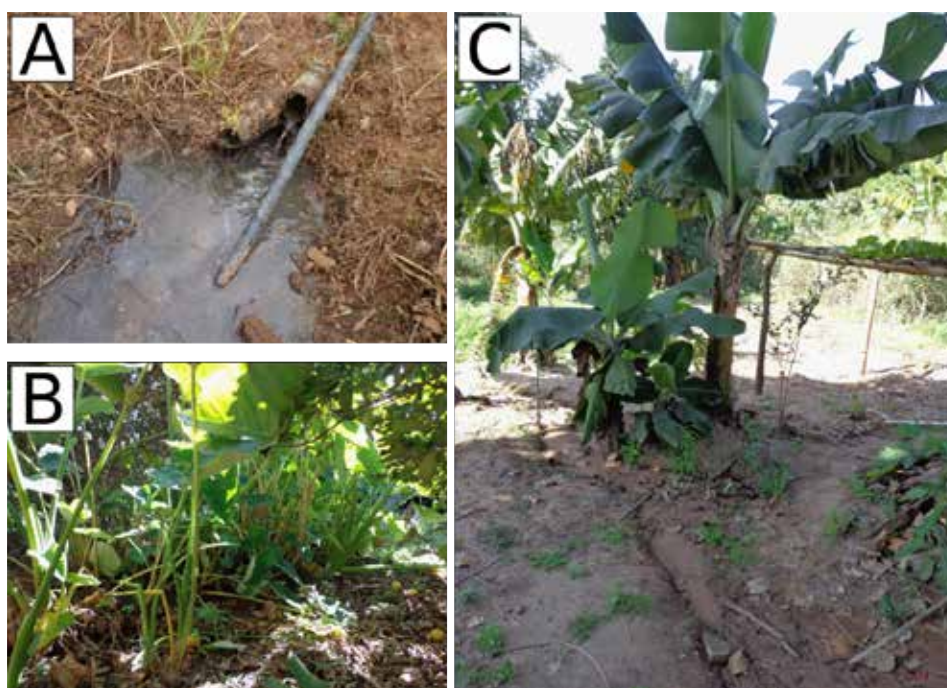


Figura 3 - Disposição de águas cinzas em uma comunidade rural de Campinas (SP). A) No solo. B) Aplicadas em área com plantio de taiobas. C) Direcionadas para bananeiras.

Porto (2016) observou que em comunidades de Santa Catarina, Paraná e Minas Gerais havia o predomínio da disposição direta das águas cinzas da cozinha e da área de serviço no solo. Pesquisa realizada em 171 domicílios rurais de Quixadá (CE) apontou que em pelo menos 96,5% das casas as águas cinzas eram dispostas em locais próximos às moradias (MELLO et al., 1998). Outra investigação realizada com assentamentos rurais no estado do Ceará mostrou que 98% das águas geradas na cozinha e chuveiro eram dispostas no solo, assim como 99% daquelas provenientes do tanque ou máquina de lavar roupa (PINHEIRO, 2011). Em Itaiçaba (CE), 15 dos 16 domicílios avaliados lançavam as águas cinzas no próprio terreno (BOTTO et al., 2005).

Na presente pesquisa, além da bananeira e da taioba, outras plantas foram observadas nos locais de disposição final, tais como: capim, chuchu, manga, acerola, goiaba e jabuticaba. Para Jiménez e Asano (2008), essa prática é comum em países em desenvolvimento, sendo adotada na irrigação de flores, frutas e hortaliças. Em Gana é comum haver o plantio proposital de bananeiras, mangueiras, moringa e mamão em locais próximos à drenagem de chuveiros (FAGAN, 2015).

Quando há essa aplicação direta, parte do efluente evapora, o restante percola no solo ou é utilizado pelas plantas. Apesar de a produtividade não ser o objetivo principal da aplicação de esgoto no solo, a manutenção de plantas saudáveis é essencial ao bom funcionamento do sistema (WEF, 2010), sendo mais adequado o uso de espécies perenes e produtivas durante o ano todo. Esse tipo de prática possibilita o aumento da produção de alimentos e permite o desenvolvimento econômico local, embora também possa aumentar o risco de doenças (WHO, 2006). Também é recomendado que as áreas de aplicação de esgoto tenham solos com boa capacidade de drenagem e com águas subterrâneas em profundidades superiores a 1,5 m (VON SPERLING, 2014).

A percolação no solo é responsável por uma elevada remoção de patógenos do efluente (VON SPERLING, 2014), porém altas cargas de matéria orgânica, nutrientes e patógenos podem afetar negativamente o ambiente e oferecer risco à saúde humana (KATUKIZA et al., 2015). Segundo Boyjoo, Pareek e Ang (2013), não é esperado que o uso de águas cinzas para irrigação de quintais em nível domiciliar e em pequena escala seja impactante, mas é necessário tomar algumas precauções.

A fim de minimizar o risco ao ambiente e à saúde pública, tecnologias simples e desenvolvidas localmente têm surgido (JIMÉNEZ e ASANO, 2008). A irrigação com águas cinzas é incentivada há anos pela permacultura (LUDWIG, 2012; JENKINS, 2005 e MOLLISON, 1994) e vem ganhando força mesmo dentro de publicações mais conservadoras. No Brasil, a Funasa sugere o uso de círculo de bananeiras para o tratamento e disposição final desses efluentes e o plantio de bananeiras, mamoeiros e lírios para auxiliar no tratamento e reúso das águas (FUNASA, 2015). Em publicação mais recente, também é sugerido o filtro de mulche, uma solução simples e acessível para o tratamento de águas cinzas no solo (FUNASA, 2018). No entanto, é importante avaliar continuamente o possível impacto desta prática na qualidade do solo, das águas e na saúde humana (TONETTI et al., 2018).

Verificou-se no presente estudo que o uso de águas cinzas não é feito de modo planejado, mesmo em locais onde existe escassez hídrica (MOREL e DIENER, 2006; WHO, 2006; WHO, 2016). Por meio da observação participante e das entrevistas, ficou claro que, no contexto estudado, o objetivo da água cinza não é a irrigação, mas a disposição final de modo prático e simples, mesmo havendo a percepção de que “*as plantas gostam*” desse recurso.

Essa forma de reúso não intencional na agricultura é comum em países em desenvolvimento, não apenas em áreas secas, mas também em regiões úmidas (JIMÉNEZ e ASANO, 2008; JIMÉNEZ, 2008). As águas residuais contêm nutrientes valiosos que podem aumentar a produtividade das culturas, proporcionando economia em fertilizantes artificiais (WHO, 2016). Na presente pesquisa, o reúso intencional das águas cinzas para o cultivo de alimentos foi observado em apenas uma propriedade, onde o efluente era armazenado para ser utilizado posteriormente, sempre que necessário.

3.2 Opinião dos moradores

Os produtores rurais da área pesquisada demonstraram ter pouca preocupação com o destino das águas cinzas. Isso também é observado em outras partes do mundo, apesar das diferenças culturais terem um grande impacto na aceitação do uso desse recurso (WHO, 2006).

A maioria dos entrevistados relatou que não observa problemas relacionados com a disposição simplificada das águas cinzas no solo. Foi mencionado que elas normalmente “*infiltram rápido*”, “*se dispersam na terra*” ou “*drenam bem*”. Além disso, “*as plantas gostam e dá muita minhoca*”. Os únicos problemas mencionados por cinco entrevistados foram a presença de “*moscas*”, “*mau cheiro*” ou “*fedor pouco*” ou a formação de uma “*crosta*”. Esses problemas, no entanto, são percebidos como de fácil resolução: “*quando empoça, aí drena*” ou “*cava uma valeta para água correr*”.

Para algumas populações, especialmente as que habitam regiões de pouca disponibilidade hídrica, a aceitação da água cinza como fonte de água para o cultivo de alimentos é grande, como demonstrado em estudo realizado com agricultores de Malawi, país da África subsaariana (NEWCOMER et al., 2017). No Brasil, essa aceitação também existe, mas tem sido pouco documentada.

Um bom exemplo vem do projeto “Bioágua Familiar”, realizado no semiárido do Rio Grande do Norte, onde mais de 200 sistemas de tratamento simplificado de águas cinzas por vermifiltração foram implantados. O efluente tratado é utilizado na irrigação de hortas e árvores frutíferas, com boa aceitação pelas famílias (SANTIAGO et al., 2015).

Um fator que contribui para essa aceitação é a percepção de que como as águas cinzas estiveram em contato com as pessoas antes de serem lançadas como esgoto, elas podem conter “*sujeiras*”, mas não fazem mal. Logo, podem ser lançadas no ambiente sem muita preocupação ou mesmo ser reutilizadas de forma direta para dar descarga em vasos sanitários ou molhar plantas no jardim (WHO, 2006), como é comum no Brasil.

Agricultores não apenas aceitam essa forma de reúso como fazem questão dela, já que aumenta a produtividade das suas culturas (JIMÉNEZ, 2008). A boa aceitação do reúso direto de água cinza se reflete no baixo coeficiente de retorno esgoto/água em comunidades onde é comum o reaproveitamento nos quintais (FUNASA, 2015). Para De Oliveira Cruz et al. (2018) e De Oliveira Cruz et al. (2019), coeficientes de retorno menores são comuns em áreas rurais devido ao uso de águas de máquina de lavar roupa na irrigação de plantas e limpeza de áreas internas e externas.

3.3 Caracterização das águas cinzas

3.3.1 DQO e SST e turbidez

Alguns autores (ZEEMAN e KUJAWA-ROELEVELD, 2013) acreditam que a concentração de matéria orgânica em águas cinzas seja muito menor do que nas de vaso sanitário. Porém isso não foi observado no presente estudo (Tabela 2). Os quatro tipos de águas cinzas analisadas possuíam médias de DQO acima de 600 mgO₂L⁻¹, valor típico para esgoto doméstico (VON SPERLING, 2014).

Friedler (2004) também obteve altos valores de DQO para água de chuveiro ($645 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$) e superior a $1300 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ para água de cozinha e lavanderia. Para Morel e Diener (2006), em locais onde o gasto de água é pequeno, as águas cinzas

produzidas são mais concentradas e apresentam características similares às do esgoto doméstico comum. Portanto, a premissa de que as águas cinzas são sempre a fração mais “fraca” do esgoto não pode ser sempre aplicada.

Tabela 2 - Análise descritiva de diferentes tipos de águas cinzas produzidos em uma comunidade rural de Campinas (SP)*.

Parâmetro	Cozinha	Mista	Chuveiro e lavatório	Lavanderia
DQO ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)	2331±308 a	1296±565 b	611±723 c	748±519 c
SST (mgL^{-1})	1109±706 a	318±283 ab	178 + 158 bc	93±78 c
NTK (mgN L^{-1})	9,5±4,9 a	24,5±15,1 ab	126,0±132,0 b	22,5±18,9 ab
P _{total} (mgL^{-1})	3,4±2,1 a	5,3±8,7 a	6,9±11,3 a	3,7±2,1 a
Col. totais (NMP 100 mL ⁻¹)	$2,4 \times 10^7 \pm 0,0$ a	$5,2 \times 10^7 \pm 9,3 \times 10^7$ a	$7,9 \times 10^5 \pm 1,1 \times 10^7$ ab	$1,3 \times 10^4 \pm 9,1 \times 10^3$ b
<i>E. coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)	$2,1 \times 10^6 \pm 1,3 \times 10^6$ a	$3,1 \times 10^6 \pm 5,2 \times 10^6$ a	$2,3 \times 10^6 \pm 3,1 \times 10^6$ a	$5,6 \times 10^2 \pm 5,1 \times 10^2$ a
pH	5,5±0,5 a	6,0±0,6 ab	7,1±0,2 b	8,6±1,4 b
Condutividade (mS cm^{-1})	0,4±0,1 a	0,5±0,1 a	0,6±0,4 a	2,1±1,3 b
Turbidez (uT)	242±106 a	179±95 a	154±185 ab	66±42 b

*Letras minúsculas diferentes em uma mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias apresentadas ($p \leq 0,05$).

As águas cinzas com menor DQO foram aquelas provenientes do chuveiro e lavatório ($611 \pm 723 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$) e da lavagem de roupas ($748 \pm 519 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$), enquanto as que se mostraram com valores significativamente maiores foram as provenientes da cozinha ($2331 \pm 308 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$), mesmo existindo uma caixa de gordura na residência. Para Birks e Hills (2007), o valor da DQO média sempre irá aumentar ao incorporar-se águas cinzas mais fortes provenientes de pias de cozinha e máquinas de lavar louça. Cheung et al. (2009) também constataram que, em geral, a DQO do efluente que engloba a água da cozinha é superior à daquela proveniente de chuveiros, lavatórios e lavanderias. Bakare et al. (2016) também avaliaram diferentes tipos de águas cinzas e concluíram que as com maiores DQO eram provenientes da cozinha (1200 a $3955 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$).

A matéria orgânica presente na água cinza da cozinha é proveniente de resíduos grosseiros de alimentos, óleos, gorduras, detergentes e outros produtos de limpeza, ocasionando uma carga poluente mais acentuada frente às originadas no chuveiro, lavanderia ou mista. Em função disso,

Friedler et al. (2013) e Ludwig (2012) classificam a água cinza da cozinha como “cinza-escura”. Para Bakare et al. (2016), essas águas possuem altas concentrações de matéria orgânica, mas uma baixa relação DBO/DQO, o que pode prejudicar sua degradação biológica.

Por sua vez, Friedler et al. (2013) e Friedler (2004) consideram que o efluente gerado na lavanderia possui carga poluidora acentuada e que as águas cinzas geradas no chuveiro são mais fracas. Na presente pesquisa não foram observadas diferenças significativas entre as amostras coletadas no chuveiro e na lavanderia (Tabela 2). A matéria orgânica desses casos é proveniente, principalmente, de sabão e produtos de uso pessoal, os quais contribuem menos com a carga orgânica se comparados aos resíduos de alimentos, óleos e gorduras. No caso das águas mistas, é esperado que a concentração de matéria orgânica seja inferior à encontrada nas águas da cozinha, uma vez que há uma diluição por meio da mistura com o efluente dos demais locais da casa.

Assim como a DQO, os sólidos suspensos totais (SST) estão associados aos resíduos de alimen-

tos e sua concentração nas águas da cozinha se destacou ($1109 \pm 705 \text{ mgL}^{-1}$), sendo maior do que o valor típico (350 mgL^{-1}) para esgoto doméstico (VON SPERLING, 2014) e significativamente superior ao encontrado para a lavanderia (Tabela 2). Outros autores também reportaram maiores concentrações de SST em águas cinzas provenientes da cozinha, quando comparada com outras origens (NOUTSOPOULOS et al., 2018; KATUKIZA et al., 2015; BRIKS e HILLS, 2007; FRIEDLER, 2004). Morel e Diener (2006) indicam uma

faixa típica de 50 a 300 mgL^{-1} , mas apontam a existência de valores de até 1500 mgL^{-1} em casos isolados. Por sua vez, a turbidez seguiu a mesma tendência apresentada para os SST, mostrando a interrelação entre ambos.

A presença de caixa de gordura instalada após a pia da cozinha (Figura 4) certamente contribuiu para a retenção de sólidos sedimentáveis e espuma, mas mesmo com esse aparato as amostras tinham teor de SST cerca de 12 vezes maior que o das águas da lavanderia.



Figura 4 - Caixa de gordura instalada após a pia da cozinha. Na bacia ao lado encontram-se os sólidos retirados durante a limpeza semestral.

Para Morel e Diener (2006), Tonetti et al. (2018) e PNSR (2018 a), a caixa de gordura deve ser instalada em domicílios rurais como forma de pré-tratamento. Seu projeto, dimensionamento e operação estão detalhados na NBR 8160 (ABNT, 1999). Porém sua limpeza na prática é árdua, desagradável e normalmente feita em uma frequência inferior à recomendada. Como consequência há o acúmulo de sólidos em seu interior, tornando-a uma caixa de passagem, pouco eficiente.

A norma brasileira descreve como fazer sua limpeza e cita que esta deve ser feita periodicamente, porém não expõe qual seria o destino do resíduo removido. Na área urbana ele pode ser retirado por caminhão limpa fossa ou de forma manual, sendo direcionado para o descarte em conjunto com os resíduos sólidos. No entanto, na área rural a coleta desse material é praticamente inexistente, dificultando sua destinação adequada. Por isso, Tonetti et al. (2018) sugerem que seja enterrado.

Nos círculos ligados à permacultura questiona-se a real necessidade da instalação desse equipamento nos domicílios rurais. Há outras tecnologias simplificadas, como os filtros de palha ou serragem (MOREL e DIENER, 2006). Entretanto, ainda não há informações sobre seus aspectos construtivos e sua capacidade de tratamento.

3.3.2 Nutrientes

Jefferson e Jeffrey (2013), Alves et al. (2009) e Morel e Diener (2006) destacam que as águas cinzas são escassas em nutrientes, já que tais compostos estão presentes em maior parcela na água do vaso sanitário. Entretanto, no presente estudo (Tabela 2), a concentração de fósforo total (P_{total}) nas amostras de águas cinzas do chuveiro aproximou-se dos níveis do esgoto típico (7 mgL^{-1} ; VON SPERLING, 2014). Uma explicação para essa característica seria o uso de xampus, protetor solar e sabonete líquido que possuem fosfatos em sua composição para cumprir a função de estabilizadores de espuma. Outra hipótese seria a coleta da água residual após a limpeza do banheiro, na qual são utilizados detergentes e até mesmo sabão em pó oriundo do reúso da água da máquina de lavar roupa (ISENMANN, 2017).

Em outros locais foram encontrados valores discrepantes; por exemplo, Katukiza et al. (2015) realizaram um estudo em Uganda e reportaram concentrações elevadas de fósforo nas águas cinzas provenientes de lavanderia ($8,4 \text{ mgL}^{-1}$). Os autores pontuaram que os valores eram significativamente diferentes dos outros pontos de coleta avaliados.

Com relação ao nitrogênio, o efluente gerado no uso do chuveiro apresentou concentração média maior do que nos demais locais e com uma variação muito grande nos resultados obtidos ($126,0 \pm 132,0 \text{ mgN L}^{-1}$). Provavelmente este dado

pode ser resultante do hábito de urinar durante o banho. Cabe destacar o alto grau impactante da urina, visto que a concentração de nitrogênio em sua composição pode chegar a uma média de $3,07 \pm 1,15 \text{ gL}^{-1}$ (RANASINGHE et al., 2016).

Apesar disso, sua concentração não foi significativamente diferente daquela na água da lavanderia e na mista (Tabela 2). Isso ocorreu devido à grande variação na concentração de nitrogênio no efluente proveniente do chuveiro, possivelmente devido ao comportamento de urinar durante o banho não ser comum para todos os moradores de uma mesma residência. Com isso, os valores encontrados passavam a ser comparáveis aos dos outros pontos de geração, que recebiam contribuições de nitrogênio a partir do uso de desinfetantes e produtos de limpeza que possuem em sua composição compostos à base de amônia.

Esses resultados divergem de estudos encontrados na literatura, possivelmente devido aos hábitos culturais. Por exemplo, Pidou et al. (2008), ao realizarem uma pesquisa no Reino Unido, constataram que as amostras provenientes do chuveiro apresentavam apenas $16,4 \text{ mgL}^{-1}$ de nitrogênio. Esse resultado é oito vezes menor do que o obtido no presente estudo (Tabela 2). Em escolas rurais da Índia, o NTK médio encontrado foi de $12,0 \text{ mgN L}^{-1}$. No estudo de Bazzarella (2005) e na revisão feita por Morel e Diener (2006), a concentração de NTK se destacava somente nas amostras da cozinha.

3.3.3 pH e condutividade elétrica

O pH médio do efluente da cozinha ($5,5 \pm 0,5$) foi significativamente mais ácido que o proveniente do chuveiro e lavanderia (Tabela 2). Essa tendência provavelmente sofreu influência do uso de sabões com base de hidróxido de sódio e do uso

de água sanitária na lavanderia, substâncias que elevam o pH da água (MOREL e DIENER, 2006).

Em relação à condutividade elétrica (CE), ela se destacou na amostra proveniente da lavanderia ($2,1 \pm 1,3 \text{ mS cm}^{-1}$), possivelmente devido ao uso de sabão em pó, cuja composição apresenta sais que se dissolvem no processo de lavagem (MOREL e DIENER, 2006). Bazzarella (2005) e Friedler (2004) obtiveram resultados semelhantes ao analisar amostras de águas cinzas em residências urbanas. Para Morel e Diener (2006), valores típicos de CE em águas cinzas de países em desenvolvimento variam entre 0,3 e $1,5 \text{ mS cm}^{-1}$. Logo, excetuando-se o efluente produzido na lavanderia, as outras amostras analisadas no presente estudo estavam de acordo com os resultados expostos por esses autores.

A condutividade elétrica deve ser levada em consideração ao utilizar o efluente para fertirrigação. A Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006) recomenda que efluentes com CE superior a $3,0 \text{ mS cm}^{-1}$ tenham restrições quanto ao uso na irrigação. Embora a média encontrada para o efluente proveniente da lavanderia seja inferior ao recomendado, 40% das amostras apresentaram valores superiores, indicando que seu uso direto na irrigação deve ser realizado de forma cautelosa.

3.3.4 Organismos indicadores

Foram encontradas elevadas concentrações, maiores do que $105 \text{ NMP}100 \text{ mL}^{-1}$, de coliformes totais e *E. coli* nas amostras de água do chuveiro, da cozinha e mista (Tabela 2).

Apesar de existirem poucas informações sobre esse tema no contexto rural, Jefferson e Jeffrey (2013) acreditam que as concentrações de organismos indicadores em amostras de águas cinzas podem variar muito, com valores oscilando entre <1 e $107 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$, com média de 103. A população de microrganismos nesse tipo de

efluente inclui bactérias provenientes de nariz, ânus e boca, além daquelas advindas da lavagem de vegetais e carnes cruas e da higienização das mãos após o uso do banheiro. A lavagem de fraldas também pode ser uma fonte de geração (MOREL e DIENER, 2006).

Níveis altos de *E. coli* também foram reportados em amostras de águas cinzas por Friedler (2004) e Bazzarella (2005), especialmente nas águas do chuveiro e águas mistas. Nas amostras de água cinza proveniente da lavagem de roupas, entretanto, foram observadas concentrações mais baixas de coliformes totais ($1,37 \times 10^4 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$). Uma explicação para esse comportamento seria a maior diluição e uso de produtos de limpeza (desinfetantes, água sanitária e sabões), os quais contribuiriam para diminuir ou eliminar a presença de microrganismos. O estudo de Newcomer et al. (2017) realizado em domicílios rurais de Malawi também encontrou as menores concentrações de bactérias nas amostras de água da lavagem de roupas e de mãos.

Segundo as recomendações da WHO (2006), o número máximo de *E. coli* em águas empregadas na irrigação de culturas onde o agricultor tem muito contato com o solo irrigado é de $1,0 \times 10^4 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$. No presente estudo, todas as amostras avaliadas superaram esse padrão e foram somente ligeiramente inferiores ao normalmente encontrado em esgotos brutos ou em rios com alto grau de contaminação. Logo, é necessário cautela quanto ao seu uso direto em alguma atividade agrícola.

3.4 Avaliação global das águas cinzas

Foi utilizada uma Análise de Componente Principal para simplificar as tendências e observar melhor as características das águas cinzas estudadas em apenas dois componentes (dimensões) que resumem todas as variáveis avaliadas (LEVER

et al., 2017). A dimensão 1 (Dim1) engloba as variáveis Coliformes Totais, *E. coli*, pH e condutividade elétrica. A dimensão 2 (dim2) considera fósforo total, NTK, DQO e sólidos suspensos Totais (SST).

Com isso, foi aplicado o método de análise de fatores para dados mistos (PAGÈS, 2014). Pelos resultados, foi possível observar que cada uma das amostras apresentou características diferentes dependendo da origem (Figura 5).

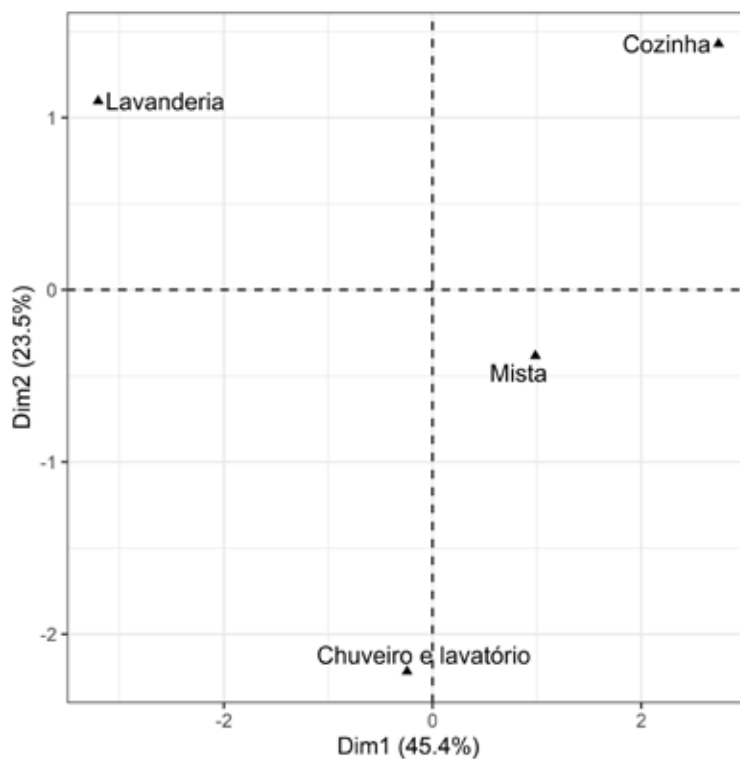


Figura 5 - Análise multivariada de fatores com dados mistos para as águas cinzas coletadas. Dim 1 (Coliformes Totais, *E. coli*, pH, condutividade elétrica) e Dim 2 (fósforo total, NTK, DQO e SST). O valor entre parênteses representa a porcentagem de variância retida para cada dimensão.

Esse estudo estatístico indica que as origens das amostras não apresentaram uma relação entre si. Como consequência, houve a produção de efluentes com características distintas, mesmo tendo a mesma denominação (águas cinzas). O mesmo resultado foi encontrado por Bakare et al. (2016), que avaliaram amostras de águas cinzas de 75 domicílios na África do Sul. Jefferson e Jeffrey (2013) também constataram que a variabilidade de águas cinzas reflete as ações das pessoas que as produzem e é consequência de fatores geográficos, econômicos e sociais.

3.5 Águas cinzas: como fazer o reúso?

A grande variação da composição das águas cinzas representa um desafio para o tratamento e a disposição final dessa fração do esgoto. Com seu uso frequente, o solo e as águas subterrâneas podem ser contaminados por altas concentrações de sódio, surfactantes ou microrganismos patogênicos (KATUKIZA et al., 2015). Portanto, seu reúso e disposição final devem ser realizados de forma segura e cautelosa.

Um aspecto fundamental no seu manejo correto seria impedir o escoamento de forma ex-

posta sobre a superfície do solo (Figura 3A). Isso evitaria o contato de pessoas, animais e vetores com essas águas e amenizaria a transmissão de doenças. Haveria a criação de barreiras físicas entre os usuários e o efluente e seria evitada a geração de águas paradas e odores, além da procriação de larvas. Nesse ponto é importante ressaltar as altas concentrações de organismos indicadores de contaminação fecal em todas as águas avaliadas (Tabela 2).

Logo, é preciso buscar sistemas de tratamento ou de disposição final que minimizem o contato entre as águas cinzas, os vetores e a população. Há diversas tecnologias que atendem a esses requisitos, tanto expostas em normas (NBR 7229, ABNT 1993 e NBR 13969, ABNT, 1997) como praticadas em algumas comunidades (TONETTI et al., 2018).

Porém as normas brasileiras apresentam aspectos de dimensionamento direcionados ao tratamento de efluentes provenientes do conjunto de uma residência, não daqueles frutos da segregação das águas cinzas e águas do vaso sanitário. Como visto no presente texto, na área rural brasileira é predominante essa separação (Figura 1), logo, cabe às universidades buscar o desenvolvimento de pesquisas que atendam a essa demanda.

O uso desse tipo de efluente sem tratamento para a irrigação de culturas também deve ser questionado. Normalmente as águas cinzas são separadas em domicílios unifamiliares e há a geração de uma vazão que não justificaria o emprego de sistemas complexos de tratamento, desinfecção, bombeamento e irrigação. Ou seja, o reúso ocorreria nas proximidades da própria residência.

Nas redondezas do domicílio normalmente são plantadas culturas empregadas na subsistência (alface, repolho, couve, espinafre, rúcula, cenoura e outras) e, caso houvesse o reúso, as águas cinzas seriam aplicadas nessas plantas que são comidas cruas. Isso aumentaria o risco da transmissão de doenças de veiculação hídrica.

Uma forma de viabilizar o reúso seria agregar as tecnologias de infiltração no solo de maneira subsuperficial e o plantio dessas culturas sobre o terreno irrigado. Desse modo, haveria o uso da água e de nutrientes pelas plantas e o solo cumpriria a função de uma barreira sanitária. Mesmo quando há o desejo da irrigação de plantas frutíferas, seria necessário adotar essa prática.

Finalmente, um ponto que ainda deve ser esclarecido diz respeito ao uso da água proveniente de lavanderias para lavagem de pisos internos e para a irrigação de culturas de subsistência. Especificamente, a água da máquina de lavar roupa.

Foi constatado no presente estudo que essa água residual tem sido empregada na lavagem de pisos e em descarga de vasos sanitários. Isso propicia um contato direto entre as pessoas e a água residual. Sendo essa prática comum no meio rural e ainda inexistindo pesquisas nesse tema, seria importante o envolvimento de grupos de pesquisa na avaliação desse tipo de reúso. Levando em conta não somente parâmetros físicos, químicos e biológicos, mas também uma análise guiada por evidências científicas de risco à saúde humana.

Do mesmo modo, o emprego dessa água residual na irrigação deve ser cuidadosamente avaliado. Os altos valores de condutividade elétrica (Tabela 2) foram preocupantes. Logo, em um primeiro momento seu emprego poderá ser benéfico para a planta, mas a longo prazo poderá criar problemas de salinização do solo. No entanto, mais uma vez há a necessidade de aprofundamentos dos estudos sobre este tema.

4 CONCLUSÕES

Foi observada a prática de separação entre as águas de vaso sanitário e as águas cinzas na comunidade rural estudada, especialmente aquelas geradas na lavanderia e na cozinha. As principais destinações das águas cinzas após a segregação

foram a aplicação direta no solo ou em área de plantação de frutíferas. Esse uso não é realizado de modo planejado e tem como objetivo uma disposição final prática e simples e que é percebida de maneira muito positiva pelos moradores.

A fonte geradora influenciou a composição das águas cinzas, existindo uma grande variabilidade de acordo com sua origem. O efluente oriundo da cozinha apresenta valores elevados de DQO ($2331 \pm 308 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$) e SST ($1109 \pm 705,9 \text{ mgL}^{-1}$), se comparados aos da lavanderia e do chuveiro. Por sua vez, a água cinza gerada no uso do chuveiro se destaca pela concentração de NTK ($125,8 \pm 131,9 \text{ mgL}^{-1}$), possivelmente devido ao hábito de urinar durante o banho.

As águas cinzas da lavanderia apresentam pH e condutividade elétrica superiores aos das demais fontes de geração, devido ao uso dos produtos para a higienização das roupas. Como consequência, isso causa preocupação quanto à salinização do solo caso ela seja usada de forma frequente em alguma atividade agrícola.

Com relação aos organismos indicadores de contaminação fecal, as águas cinzas apresentaram valores elevados, exceto as da lavanderia. Logo, torna-se primordial impedir seu escoamento de forma exposta na superfície de terrenos, tendo-se em vista impedir o contato de vetores de doenças de veiculação hídrica com essa água residual.

O reúso pode ser encorajado, desde que seja buscado seu adequado tratamento ou infiltração no solo na qual haja a possibilidade do desenvolvimento de plantas a partir do consumo da água e dos nutrientes presentes nas águas cinzas.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES e ao CNPq (311275/2015-0) pelas bolsas de mestrado e doutorado recebidas e à Fapesp (Processo 2017/07490-4) pelo

Auxílio à Pesquisa. Também agradecemos à Pró Reitoria de Extensão e Cultura (ProEC) da Unicamp pelos recursos financeiros destinados ao Projeto Saneamento Rural.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8160**: Sistemas prediais de esgoto sanitário - Projeto e execução. Rio de Janeiro: ABNT, 1999. 74 p.

ALVES, W. C. et al. Tecnologias de conservação em sistemas prediais. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Uso racional de água e energia**: Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap. 5. p. 219-294. (PROSAB).

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22^a ed. Washington: American Public Health Association. 2012.

BAKARE, B. F.; MTSWENI, S.; RATHILAL, S. Characteristics of greywater from different sources within households in a community in Durban, South Africa. **Journal of Water Reuse and Desalination**. 7 (4): 520-528. 2016

BAZZARELLA, Bianca Barcellos. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações**. 2005. 165 f. Dissertação (Mestrado em Poluição do Ar, Recursos Hídricos, Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BIRKS, R.; HILLS, S. Characterisation of Indicator Organisms and Pathogens in Domestic Greywater for Recycling. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 129, n 1-3, p 61-69, 2007.

BOTTO, M. P. et al. Estudo quanti- qualitativo da precariedade das condições de saneamento ambiental em comunidades do estado do Ceará. In: 23^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL- ABES, Campo Grande. **Anais**. Campo Grande, MS. 2005.

BOYJOO, Y.; PAREEK, V. K.; ANG, M. A review of greywater characteristics and treatment processes. **Water Science & Technology** v. 67, n. 7, p 1403-24, 2013.

CHEUNG, P. B. et al. Capítulo 2: Consumo de água. In: GONÇALVES, R. F. (coord.). **Uso racional de água e energia** - conservação de

água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. Rio de Janeiro: ABES. 2009. (PROSAB)

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, 2018. Disponível em <<https://doi.org/10.2166/wash-dev.2018.094>>

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; GOMES, B. G. L. A.; TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S. 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, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.021>

FAGAN, C. L. **Evaluating the potential for passive greywater irrigation in northjern Ghana**. 2015. 73 f. Thesis. Michigan Technological University, 2015.

FIGUEIREDO, I. **Tratamento de esgoto na zona rural: diagnóstico participativo e aplicação de tecnologias alternativas**. 2019. 315f. Tese (Doutorado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Unicamp. Campinas, São Paulo, 2019. <http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/334429>

FRIEDLER, E.; BUTLER, D.; ALFIYA, Y. Wastewater composition. In: Larsen, T.A., Udert, K. M., Lienert J (orgs.). **Source separation and decentralization for wastewater management**. Londres: IWA Publishing 2013. cap17, p. 241-257.

FRIEDLER, E. Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. **Environmental Technology**, v. 25, n. 9, p. 997-1008, 2004.

FUNASA. 2015. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 4ª edição. Brasília: Funasa.

FUNASA. 2018. Ministério de Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **CataloSan: Catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos**. Eds: Paulo, P.L.; Galbiati, A.F.; Magalhães, F.J.C. Brasília: Funasa. 50 p.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. - São Paulo: Atlas. 2008.

GODFREY, S.; LABHASETWAR, P.; WATE, S. JIMENEZ, B. Safe greywater reuse to augment water supply and provide sanitation in semi-arid areas of rural India. **Water Science & Technology**. 62.6. 2010.

ISENMANNM, A.F. **Princípios Químicos em Produtos Cosméticos e Sanitários**. 3ª Ed. Timóteo, MG, 2017.

JEFFERSON, B.; JEFFREY, P. Aerobic elimination of organics and pathogens: greywater treatment. In: LARSEN, T. A.; UDERT, K. M.; LIENERT, J. (Ed.). **Source Separation and Decentralization for Wastewater Management**. London: IWA Publishing, 2013. Cap. 19. p. 275-290.

JENKINS, Joseph. **The Humanure Handbook: a guide to composting human manure**. 3ª edition. Grove City, PA: Chelsea Green Publishing. 2005.

JIMÉNEZ, B. Water reuse in Latin America and the Caribbean. In: JIMÉNEZ, B.; ASANO, T. (org). **Water reuse: an international survey of current practice, issues and needs**. IWA Publishing, 2008. cap. 9, p 177 - 195.

JIMÉNEZ, B.; ASANO, T. 2008. Water reclamation and reuse around the world. In: JIMÉNEZ, B.; ASANO, T. (org). **Water reuse: an international survey of current practice, issues and needs**. IWA Publishing, 2008. cap 1, p3 - 28.

KATUKIZA, A. Y.; RONTELTAP, M.; NIWAGABA, C.B.; KANSIIME, F.; LENS, P.N.L. Grey water characterization and pollutant loads in an urban slum. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, p 423-436, 2015.

LEVER, J.; KRZYWINSKI, M.; ALTMAN, N. Principal component analysis. **Nature Methods**, v. 14, n. 7, p. 641-642, 2017.

LUDWIG, A. **Create an Oasis with Greywater: Choosing, Building, and Using Greywater Systems**. 5 ed. Oasis Design, 2012. 144 p.

MADRID, F. J. P Y L, FIGUEIREDO, I; C. S., FERRÃO, A. M. DE A., TONETTI, A. L. 2015. Metodologia de desenvolvimento eco-sistêmico aplicado ao paradigma do saneamento descentralizado. **Revista Monografias Ambientais - REMOA**, v. 14, n. 1, p. 101-105, 2015. <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/view/16771>

MARTINETTI, T. H. **Análise de estratégias, condições e obstáculos para implantação de técnicas mais sustentáveis para tratamento local de efluentes sanitários residenciais. Caso: assentamento rural Sepé-Tiaraju, Serra Azul/SP**. 2009. 228 f. Dissertação de mestrado. São Carlos: UFSCAR. 2009.

MELLO, Dalva A; et al. Promoção à saúde e educação: diagnóstico de saneamento através da pesquisa participante articulada à educação popular (Distrito São João dos Queirós, Quixadá, Ceará, Brasil). **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 583-595, jul-set. 1998.

MOLLISON, Bill. **Introdução à Permacultura**. Tagari Publication. 2ª edição. 1994. 204 p.

MOREL A.; DIENER, S. **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods**. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. 2006.

NEWCOMER, E. et al. Reducing the burden of rural water supply through greywater reuse: a case study from northern Malawi. **Water Science & Technology: Water Supply**, v. 17, n. 4, p. 1088-1096, 2017.

NOUSOPOULOS, C., ANDREADAKIS, A., KOURIS, N., CHARCHOUSTI, D., MENDRINO, P., GALANI, A., MANTZIARAS, I., KOUMAKI, E. Greywater characterization and loadings e Physicochemical

treatment to promote onsite reuse. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 337-346, 2018.

OH, K. S., LEONG, J. Y. C., POH, P. E., CHONG, M. N., LAU, E. V. A review of greywater recycling related issues: Challenges and future prospects in Malaysia. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, n. 10, p. 17-29, 2018.

PAGÈS, J. **Multiple Factor Analysis by Example Using R**. 1. ed. New York: Chapman and Hall/CRC, 2014.

PIDOU, M., AVERY, L., STEPHENSON, T., JEFFREY, P., PARSONS, S. A., LIU, S., MEMON, F. A. JEFFERSON, B. Chemical solutions for grey-water recycling. **Chemosphere**, v. 71, p. 147-155, 2008.

PINHEIRO, L. S. **Proposta de índice de priorização de áreas para saneamento rural: estudo de caso assentamento rural 25 de maio, CE** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Ceará. 2011.

PNSR. **Capítulo 5: Eixos estratégicos**. Consulta pública Programa Nacional de Saneamento Rural. Disponível em: <http://pnsr.desa.ufmg.br/consulta/>. 2018 a. 49 p.

PNSR. **Capítulo 4: Análise Situacional**. Consulta pública Programa Nacional de Saneamento Rural. Disponível em: <http://pnsr.desa.ufmg.br/consulta/>. 2018 b. 35 p.

PORTO, B. B. **Práticas em saneamento rural: um estudo no contexto da agricultura familiar**. 2016. 115 f. Dissertação (Mestrado). UFMG. 2016.

QUEIROZ, L. M. et al. Aspectos quantitativos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas. In: SANTOS, A. B. (Org.) **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. Fortaleza: Impreco. 2019. Cap. 2, p. 48-117.

RANASINGHE, E.S.S.; KARUNARATHNE, C.L.S.M.; BENERAGAMA, C.K.; WIJESOORIYA, B.G.G. Human urine as a low cost and effective nitrogen fertilizer for bean production. **Procedia Food Science** v. 6, p. 279-282, 2016.

SANTOS, A. B. et al. Tecnologias de tratamento de correntes de esgotos não segregadas aplicadas a empreendimentos habitacionais. In: SANTOS, A. B. (Org.) **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. Fortaleza: Impreco. 2019. Cap. 4, p. 219-391.

SANTIAGO, F. et al. **Manual de implantação e manejo do sistema bioágua familiar: reúso de água cinza doméstica para a produção de alimentos na agricultura familiar do semiárido brasileiro**. Caraubas: ATOS. 194 p. 2015.

TILLEY, E., ULRICH, L., LÜTHI, C., REYMOND, PH. AND ZURBRÜGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland, 2014.

TONETTI, A. L. et al. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Biblioteca/Unicamp. Campinas, São Paulo, 2018. 153 p. <http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/>

VERDEJO, M. E. **Diagnóstico rural participativo: guia prático DRP**. Brasília: MDA / Secretaria da Agricultura Familiar. 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4ª Edição. Editora UFMG, Belo Horizonte. 2014. 470 p.

WEF. Water Environment Federation. **Natural Systems for Wastewater Treatment: WEF Manual of Practice No. FD-16**. 3ª Ed. 2010.

WHO. World Health Organization. **WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater/ v. 4. Excreta and greywater use in agriculture**. World Health Organization. 2006. 182 p.

WHO. World Health Organization. **Planejamento da segurança do saneamento: manual para o uso e eliminação segura de águas residuais, águas cinzentas e dejetos**. 2016. 160 p.

ZEEMAN, G.; KUJAWA-ROELEVELD, K. Anaerobic treatment of source-separated domestic wastewater. In: LARSEN, T. A.; UDERT K. M.; LIENERT, J., **Source separation and decentralization for wastewater management**. London: IWA Publishing. 2013. p 307-319.

Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro

Overview of the decentralized treatment of sanitary effluents in the Southeastern region of Brazil using septic tanks and anaerobic filters

- **Data de entrada:**
30/11/2018
- **Data de aprovação:**
13/12/2018

Thomás Corrêa Vianna | Tayane Cristiele Rodrigues Mesquita | André Pereira Rosa*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.062>

Resumo

Sistemas descentralizados são citados como uma alternativa de tratamento de esgotos de menor custo para atendimento a pequenas populações, sendo comumente utilizados na forma de tanques sépticos e filtros anaeróbios (TS+FA). Apesar de existirem numerosos sistemas TS+FA no Brasil, o registro de informações a respeito da operação dessas unidades é escasso, impossibilitando a avaliação de sua efetiva atuação na proteção da saúde pública. Diante disso, objetivou-se nesse estudo traçar um panorama da utilização de TS+FA na região Sudeste do Brasil por meio de dados secundários disponibilizados pela Agência Nacional de Águas. Constatou-se que 30% das ETEs TS+FA em operação no Brasil estão localizadas no Sudeste e atuam, majoritariamente, no atendimento de populações de pequeno porte. Contudo, verificou-se que as eficiências de remoção de DBO em 60% das ETEs TS+FA são inferiores às esperadas para tal concepção de tratamento, não atendendo às exigências da legislação ambiental vigente. **Palavras-chave:** Estação de tratamento de esgoto (ETE). Saneamento descentralizado. Tanque séptico. Filtro anaeróbio.

Abstract

Decentralized systems are cited as an alternative of sewage treatment of lower cost to serve small populations and are commonly used in the form of septic tanks and anaerobic filters (ST + AF). Although there are numerous ST + AF systems in Brazil, the registration of information about the operation of these units is scarce, making it impossible to evaluate their effective performance in the protection of public health. Therefore, the objective of this study was to outline the use of ST + AF in the Southeast region of Brazil by means of secondary data provided by the Agência Nacional de Águas. It was found that 30% of the ST + AF STPs in operation in Brazil are located in the Southeast and act, mainly, serving small populations. However, it has been found that the BOD removal efficiencies in 60% of ST + AF STPs are lower than expected for such treatment design, not meeting the requirements of the current environmental legislation. **Keywords:** Sewage treatment plant (STP). Decentralized sanitation. Septic tank. Anaerobic filter.

Thomás Corrêa Vianna – Graduado em Engenharia Química pela Universidade Federal de Viçosa (UFV).

Tayane Cristiele Rodrigues Mesquita – Engenheira Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Doutoranda em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV).

André Pereira Rosa – Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutor e Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Viçosa – UFV – Departamento de Engenharia Agrícola – DEA – Av. P. H. Rolfs – S/N, Campus Universitário – CEP 36570-900, Viçosa – MG. Telefone: (31) 3612-4032. E-mail: andrerosa@ufv.br.

1 INTRODUÇÃO

Cientistas sociais, sanitaristas e historiadores afirmam que a forma como uma sociedade trata seu esgoto pode ser relacionada diretamente com a sua evolução social (LOFRANO; BROWN, 2010). No Brasil, parcela significativa da população não é atendida pelos serviços de esgotamento sanitário, sendo que, de acordo com a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (BRASIL, 2017), cerca de 55% do esgoto sanitário gerado no país foi tratado no período avaliado. Nas regiões periurbanas e rurais, esse índice é ainda mais precário (MURTHA; CASTRO; HELLER, 2015). Libralato et al. (2012) relatam que o sistema descentralizado de tratamento de efluentes pode ser uma alternativa capaz de reduzir a proporção da população sem acesso ao saneamento básico, melhorando a gestão dos recursos existentes.

O sistema descentralizado abrange efluentes provenientes de residências, bairros e comunidades que não têm acesso ao tratamento centralizado. Além de possuir baixo custo de implantação e operação, baixo requisito de energia/área e simplicidade operacional, tal sistema produz pequena quantidade de lodo per capita (MASSOUD et al., 2009).

Crites e Tchabonaglou (1998) citam algumas situações em que o sistema de tratamento de esgoto descentralizado é indicado, a saber: (i) locais cuja densidade populacional seja baixa; (ii) comunidades de baixa renda e distantes dos sistemas de esgotamento existentes; (iii) locais em que a capacidade de tratamento de esgotos existentes seja limitada e não haja condições financeiras para sua expansão; (iv) e em locais isolados e sob condições ambientais que demandem maior eficiência no tratamento de esgotos.

De acordo com USEPA (2002), as autoridades americanas das áreas de saúde pública e de proteção ao meio ambiente reconhecem que esses sistemas de tratamento não são instalações tem-

porárias que serão eventualmente substituídas pelo serviço centralizado. O sistema é visto como uma abordagem permanente para tratar águas residuárias que serão lançadas e reutilizadas no meio ambiente.

Um típico sistema descentralizado é constituído por um tanque séptico seguido por um tratamento complementar. O tanque séptico é uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, pré-moldada ou moldada *in loco*, que sedimenta e remove materiais flutuantes, comportando-se como digestor de baixa carga, sem mistura e sem aquecimento, no qual a matéria orgânica é decomposta e os sólidos estabilizados sem a presença de oxigênio (ABNT, 1993; CHERNICHARO, 2007; USEPA, 2004).

Como tratamento complementar, diversas opções podem ser consideradas. A NBR 13969 (ABNT, 1997) apresenta algumas possibilidades técnicas viáveis, tais como: filtro anaeróbio submerso, valas de filtração, filtro de areia, lodo ativado por batelada, lagoa com plantas aquáticas e filtro anaeróbio de leito fixo com escoamento ascendente, seguida pela disposição final do efluente em sumidouro ou valas de filtração. A norma salienta que inúmeros arranjos são possíveis, e a escolha deve levar em consideração fatores do local a ser implantado e do tipo de efluente.

No Brasil, tanques sépticos seguidos por filtros anaeróbios são amplamente usados em condomínios, conjuntos habitacionais, povoados e regiões periféricas por serem a alternativa ao sistema centralizado de menor custo e com baixas demandas energética e de área (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013). O sistema possui relevância no Brasil, sendo a região Sudeste a que mais o utiliza. Apesar de sua pertinência no cenário nacional, estudos sobre o funcionamento e a eficiência desses sistemas são escassos e não se sabe se atuam de maneira eficaz na proteção da saúde pública e do meio ambiente.

O estudo em questão objetivou traçar um panorama do tratamento descentralizado de efluentes sanitários utilizando tanques sépticos e filtros anaeróbios como tecnologia de tratamento na região Sudeste do Brasil a partir de dados secundários atuais.

2 METODOLOGIA

Os dados utilizados na construção do panorama foram obtidos do relatório “Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas” (ANA, 2017), elaborado pela Agência Nacional de Águas (ANA) e pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades (SNSA/MCidades), o qual fornece as informações mais atualizadas do esgotamento sanitário no Brasil. O referido material foi elaborado a partir do levantamento de dados primários por meio de visitas de campo e reuniões técnicas com representantes de companhias estaduais, autarquias municipais e concessionárias privadas de saneamento.

2.1 Cenário atual do saneamento no Sudeste brasileiro

Inicialmente foi analisado o cenário atual de saneamento no Sudeste, avaliando-se as principais tecnologias de tratamento utilizadas na região.

De acordo com a população atendida, as ETEs foram categorizadas em 4 grupos, como sugerido por Chernicharo et al. (2018): i) ETEs de pequeno porte (atendimento a populações inferiores a 2.000 habitantes); ii) ETEs de pequeno porte (atendimento a populações superiores a 2.000 habitantes e inferiores a 10.000 habitantes); iii) ETEs de médio porte (atendimento a populações superiores a 10.000 habitantes e inferiores a 100.000 habitantes); e iv) ETEs de grande porte (atendimento a populações superiores a 100.000 habitantes).

Em relação à tecnologia de tratamento empregada, as ETEs inventariadas pelo Atlas Esgotos (ANA,

2017) foram categorizadas em seis grandes grupos, como proposto por Chernicharo et al. (2018), sendo eles: i) reatores anaeróbios: reator anaeróbio (UASB) com ou sem pós tratamento; ii) lodos ativados: lodos ativados convencional ou com aeração prolongada; iii) primário: tratamento primário ou primário com físico-químico; iv) lagoas de estabilização: lagoa aerada, anaeróbia, facultativa ou de maturação; v) tanques sépticos e filtros anaeróbios; vi) outros: tanque séptico ou tanque imhoff.

2.2 Emprego de sistemas TS+FA na região Sudeste

As ETEs inventariadas foram avaliadas e agrupadas em termos de faixa populacional atendida, unidade federativa, tecnologia de tratamento, eficiência da remoção de DBO, atendimento aos padrões de lançamento e carga orgânica.

As eficiências de remoção de DBO nas ETEs TS+FA foram confrontadas com as eficiências típicas relatadas na literatura para tais sistemas, bem como com as eficiências mínimas requeridas para lançamento de efluentes pela legislação ambiental vigente. De posse dessas informações, foram utilizadas ferramentas de análise espacial disponíveis no software ArcGIS 10.4.1 para a quantificação das ETEs cujos sistemas operam de acordo ou não com os valores sugeridos pela bibliografia consultada e legislações federais e estaduais sendo, posteriormente, gerados mapas temáticos que permitiram a rápida visualização do desempenho das ETEs quanto aos aspectos citados. Os dados obtidos foram avaliados por meio de estatística descritiva, sendo calculados os valores mínimos, máximos, médios, primeiro quartil, mediana e terceiro quartil.

2.2.1 Avaliação do atendimento aos padrões de lançamento

Para a avaliação do atendimento aos padrões de lançamento verificou-se a legislação ambiental vigente em cada estado. Na Tabela 1 são indica-

das as eficiências mínimas de remoção de DBO requeridas nos sistemas de tratamento de esgotos, nos estados do Sudeste brasileiro, para que os efluentes possam ser dispostos em cursos d'água. Para o estudo da eficiência de remoção de DBO foram propostas faixas tendo como base literatura especializada e a NBR 13969/97.

Tabela 1 - Eficiências de remoção de DBO (%) requeridas para lançamento de esgoto sanitário doméstico por estado na região Sudeste do Brasil

Estado	Legislação vigente	Eficiência de remoção requerida (%)
São Paulo	Decreto nº 54.487 de 26 de junho de 2009	80
Minas Gerais	Deliberação normativa COPAM/CERH nº 1/ 2008	60
Rio de Janeiro	Resolução 430 da CONAMA/2011	60
Espírito Santo	Resolução 430 da CONAMA/2011	60

2.2.2 Avaliação da carga orgânica

A fim de verificar o impacto da infraestrutura em esgotamento sanitário existente no abatimento da carga de esgotos a ser disposta em corpos receptores, foram estimadas as cargas orgânicas remanescentes nos efluentes após a passagem pelos sistemas de tratamento TS+FA presentes na região Sudeste. Para isso, foram criados dois cenários, sendo o primeiro cenário construído de acordo com as eficiências de remoção atuais com as quais as ETES TS+FA operam e o segundo cenário considerando uma situação na qual os sistemas existentes foram readequados operacionalmente e atuam com a eficiência de remoção de DBO mínima de 75%, valor selecionado a partir do cálculo da eficiência média sugerida na literatura consultada. Em relação ao cálculo do abatimento e da respectiva carga remanescente de DBO pro-

veniente da parcela do esgoto coletado e tratado, foram utilizadas as eficiências das ETES identificadas, considerando em cada município a população urbana atendida por esse serviço e a carga orgânica per capita de 0,054 kgDBO.hab⁻¹.dia⁻¹.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Cenário atual do saneamento na região Sudeste

Segundo os dados divulgados pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), a região Sudeste apresenta 1.249 ETES em operação que atendem a uma população estimada de cerca de 41,4 milhões de habitantes. Na Figura 1 é indicado que a maior parte dessas ETES está concentrada no estado de São Paulo, sendo este o mais populoso da região e que detém cerca de 62,6% do total de ETES inventariadas. É importante ressaltar que o Atlas Esgotos (ANA, 2017) só englobou sedes municipais urbanas, não abrangendo distritos e/ou áreas rurais.

Ainda de acordo com o relatório da ANA (2017), no Sudeste, 40% dos municípios são atendidos por serviço de companhias estaduais, 13% por autarquias municipais e 3% por concessionárias privadas. Nos 44% restantes, a organização dos serviços de esgotamento sanitário é de responsabilidade das prefeituras municipais, sendo comumente encontrado em municípios de pequeno porte.

Apesar de a região Sudeste possuir os melhores índices de esgotamento e coleta no país, parte considerável da população não é atendida ou é atendida por serviços cujo tratamento realizado possui baixa eficiência de remoção de poluentes (ANA, 2017).

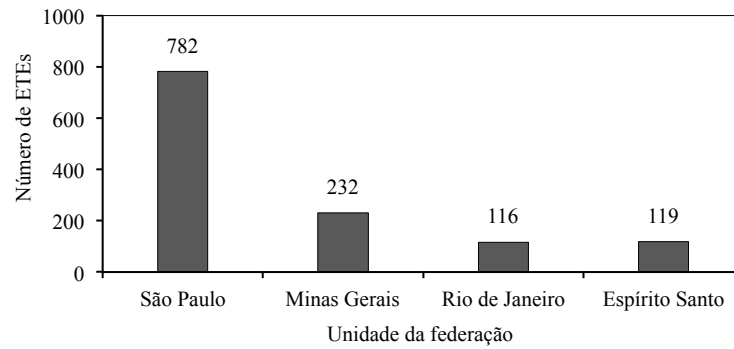


Figura 1 - Total de ETEs inventariadas na região Sudeste por estado.

A Figura 2 aborda o porte das ETEs inventariadas pela ANA (2017) no Sudeste do país. Verifica-se que aproximadamente 60% dessas ETEs atendem a populações inferiores a 10.000 habitantes. Entre os estados avaliados, São Paulo apresenta 60,5% de todas as ETEs da região que atendem a essa faixa populacional. Em seguida, encontram-se os estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro, cujo número de ETEs desse porte repre-

senta 18,9, 12,5 e 8,1% do total avaliado, respectivamente.

Avaliando-se o cenário nacional, na região Sudeste concentram-se cerca de 42% de todas as ETEs inventariadas no país, que atendem a populações inferiores a 10.000 habitantes, reforçando a importância da discussão acerca do sistema descentralizado como um meio de redução de custos e universalização do tratamento sanitário.

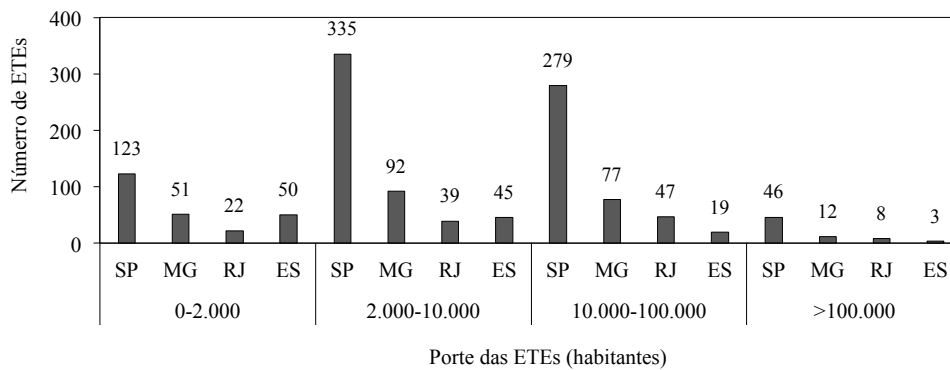


Figura 2- Avaliação das ETEs inventariadas nos estados da região Sudeste em função do número de habitantes atendidos no tratamento.

Ao se avaliar os sistemas de tratamento utilizados nas ETEs inventariadas no Sudeste, verifica-se que, predominantemente, são adotados lagoas de estabilização (45,4%), reatores anaeróbios

(26,5%) e lodos ativados (20,2%), como é ilustrado na Figura 3. As ETEs que utilizam tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios representam 5,5% do total da região.

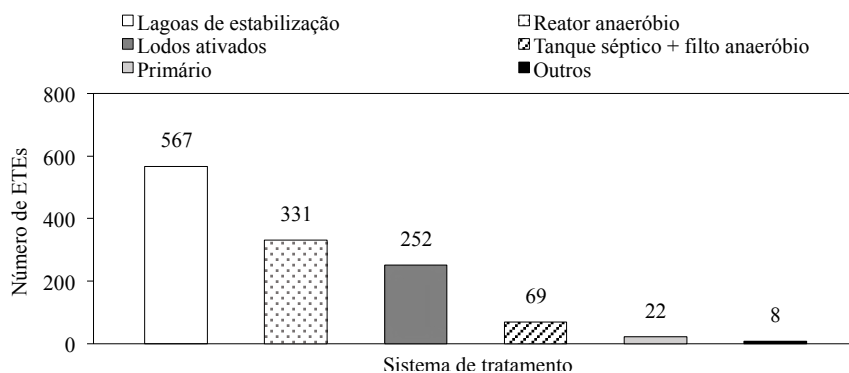


Figura 3 - Distribuição das ETEs na região Sudeste em função dos sistemas de tratamento.

A lagoa de estabilização é uma das técnicas mais utilizadas nos estados brasileiros pela economia nos custos e simplicidade operacional (SILVA FILHO, 2007). Além disso, o autor explica que a suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades, o clima favorável e a necessidade de pouco ou nenhum equipamento são razões que justificam a predominância desse sistema de tratamento. Por meio da análise da Figura 4, verifica-se que lagoas de estabilização são raramente utilizadas no atendimento de populações superiores a 100.000 habitantes devido às imensas áreas demandadas, muitas vezes escassas nos grandes centros urbanos. No entanto, em ETEs de menor porte, é o sistema de tratamento que mais se destaca, principalmente no atendimento a uma faixa populacional compreendida entre 2.001 e 10.000 habitantes. A Figura 5 mostra que esse é o principal sistema de tratamento utilizado em São Paulo, sendo a tecnologia de tratamento em aproximadamente 63% das ETEs no estado.

Segundo Sousa et al. (2000), reatores anaeróbios são uma solução econômica e confiável em regiões de clima tropical e subtropical e não demandam grandes áreas, de modo que quando utilizados no atendimento a grandes populações, é possível a realização de aproveitamento energético. O autor salienta que o efluente desse tipo de tratamento necessita de um pós-tratamento por conter nutrientes e organismos patogênicos. Verifica-se que

reatores anaeróbios são bastante utilizados em ETEs de todos os portes, sendo que 23,2% das que atendem a mais de 100.000 habitantes se valem desse modelo com o uso de pós tratamento ou não. Esse sistema de tratamento é o mais utilizado em Minas Gerais e Espírito Santo, sendo que cerca de 76 e 52% das ETEs nesses estados usam tal tecnologia de tratamento, respectivamente.

Lodos ativados também possuem importância significativa no tratamento de efluentes no Sudeste, conforme ilustrado na Figura 4. Esse sistema é relevante não só em ETEs que atendem a uma menor faixa populacional, sendo o mais utilizado no tratamento em grandes centros na região Sudeste (ANA, 2017). É observado que 50,7% das ETEs inventariadas pelo Atlas Esgotos (ANA, 2017), que atendem a mais de 100.000 habitantes, empregam lodos ativados como método de tratamento. Freire et al. (2000) explicam que esse sistema é bastante eficiente, pois opera com pouco substrato auxiliar e é capaz de remover a toxicidade em um menor de tempo de aeração. No estado do Rio de Janeiro, cerca de 55% das ETEs inventariadas operam usando essa tecnologia de tratamento.

Apesar de a utilização dos tanques sépticos seguidos por filtros anaeróbios ser observada em apenas cerca de 5,5% das ETEs inventariadas, verifica-se uma participação expressiva desses sistemas no atendimento a pequenas populações (até 2.000 habitantes). Tal tecnologia de tratamento é a ter-

ceira mais utilizada nas ETEs para esse porte na região Sudeste, o que pode ser justificado em função de esses sistemas realizarem o tratamento simplificado de esgoto. Avaliando-se o quadro nacional, o sistema de tratamento em questão ganha ainda

mais notoriedade, uma vez que 30,2% das ETEs TS + FA do Brasil estão localizadas na região Sudeste, sendo esta a região do país que mais desfruta da técnica. Foram catalogadas no Atlas Esgotos 2017 ETEs TS+FA em 28 municípios da região.

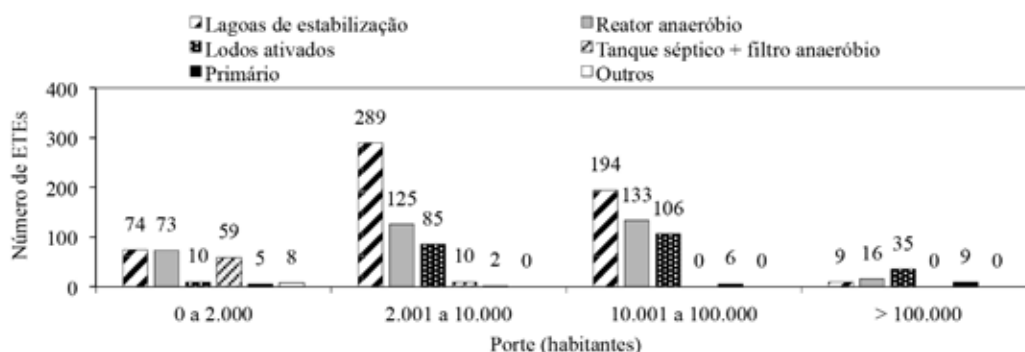


Figura 4 - Indicação do número de ETEs e dos sistemas de tratamento para portes distintos na região Sudeste.

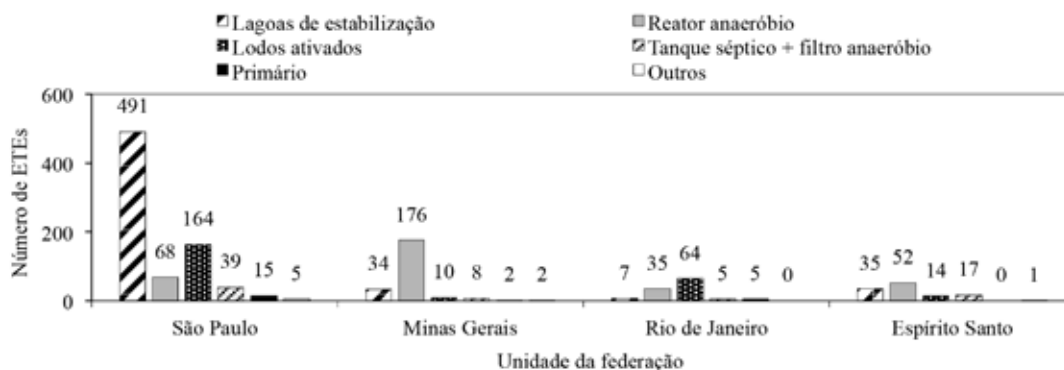


Figura 5 - Indicação do número de ETEs e dos sistemas de tratamento para os estados na região Sudeste.

Além das informações relativas aos índices de esgotamento sanitário no Brasil, a ANA (2017) disponibilizou dados relativos à estimativa dos investimentos necessários em coleta e tratamento de esgotos para a universalização do saneamento nos municípios brasileiros, que tem como horizonte o ano de 2.035. Ao avaliar os investimentos estimados relativos ao tratamento e coleta de esgotos, a Figura 6 indica que para ETEs de menor porte as despesas proporcionais para o tratamento de esgoto são menores. Dos dados, pode-se apreender que em populações inferiores a 2.000 habitantes

os gastos com coleta são da ordem de 73,8% do investimento total para o tratamento. Acredita-se que o emprego de sistemas descentralizados para essa situação favoreceria a economia de recursos a serem empregados na coleta de efluentes, como apontado por Lofrano e Brown (2010).

De acordo com Massoud et al. (2009), nos sistemas descentralizados, a parcela de gastos relacionados à coleta é mais reduzida, de modo que os investimentos se concentram principalmente no tratamento e no lançamento final.

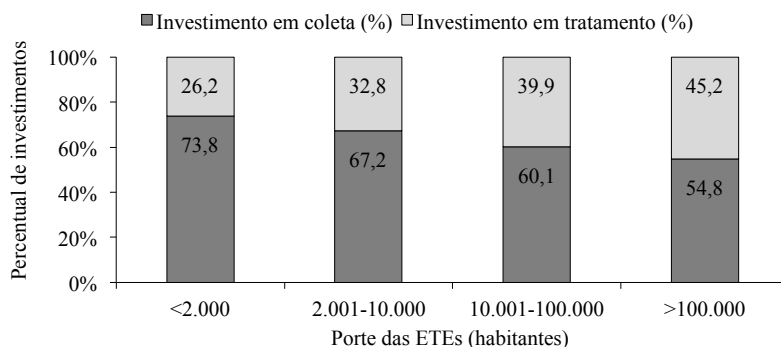


Figura 6 - Investimentos em coleta versus investimentos em tratamento na região Sudeste de acordo com o porte da ETE.

3.2 Sistemas descentralizados utilizando tanque séptico seguido de filtro anaeróbio no Sudeste

3.2.1 Visão Geral

Segundo os dados disponibilizados no Atlas Es- gotos (ANA, 2017), na região Sudeste do Brasil tem-se instaladas 69 ETEs que utilizam tanques sépticos seguidos por filtros anaeróbios como tecnologia de tratamento. Como retratado na Fi- gura 7, São Paulo é o estado da região com o maior número de ETEs TS+FA, contendo 39 ETEs, que equivalem a cerca de 57% do total. Nos estados

do Espírito Santo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, tal percentual é de 25%, 11% e 7%, respectivamente.

Das 39 ETEs TS+FA inventariadas pelo Atlas Es- gotos (ANA, 2017) no estado de São Paulo, 15 es- tão localizadas na cidade de Piracicaba. A cidade se destacou no ranking ABES da universalização do saneamento (2018) na categoria que avaliava municípios de grande porte (acima de 100 mil ha- bitantes). De acordo com o ranking, a cidade apre- senta 100% de coleta e de tratamento de esgoto, enfatizando a importância do sistema descentra- lizado na expansão do tratamento de esgotos.

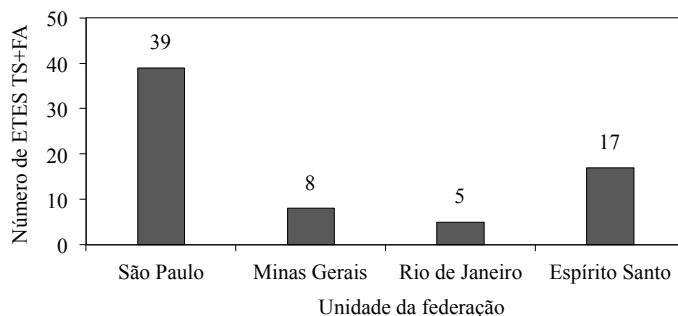


Figura 7 - Número de ETEs que operam por Tanque Séptico seguido de Filtro Anaeróbio (TS+FA) de acordo com os estados da região Sudeste.

A Figura 8 relaciona a quantidade de ETEs TS+FA com a população atendida. Verifica-se que, de acordo com os dados do Atlas de Esgotos (ANA, 2017), apenas uma ETE na região Sudeste atende a mais de 5.000 habitantes, a qual se localiza em Brumadinho, Minas Gerais, e atende a uma popu-

lação estimada de 5.748 habitantes. Observa-se que cerca de 46% das ETEs inventariadas servem a até 500 habitantes, cerca de 39% atendem a populações entre 501 e 2.000 habitantes e apro- ximadamente 13% a populações que variam de 2.001 a 5.000 habitantes.

Chernicharo et al. (2018), realizaram um panorama do tratamento de esgoto sanitário em seis estados das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, avaliando as tecnologias mais empregadas por meio de dados obtidos junto aos prestadores de serviço de saneamento estaduais e municipais. Nesse estudo, os autores constataram a importância do sistema TS+FA

no atendimento de populações de até 10.000 habitantes, uma vez que 13% do tratamento para essa faixa populacional é realizado empregando-se TS+FA. Em ETEs de pequena capacidade, a relevância dessa tecnologia se faz mais evidente, já que aproximadamente 86% dos sistemas TS+FA nessas regiões são usados para atender a até 2.000 habitantes.

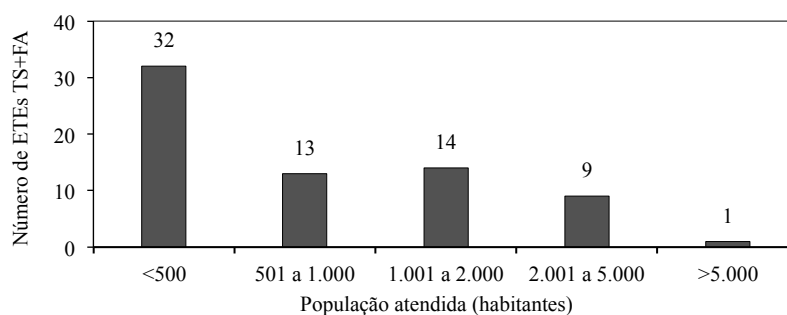


Figura 8 - Distribuição das ETEs operadas por Tanque Séptico seguido de Filtro Anaeróbio (TS+FA) em função da população atendida.

3.2.2 Eficiência da remoção de DBO

Um importante fator capaz de mensurar a eficácia de uma estação de tratamento de esgotos é a eficiência de remoção de DBO. Para a concepção de tratamento TS+FA, as faixas de remoção esperadas encontradas na literatura variam de 70 a 90%. Chernicharo (2007) menciona a faixa de 75 a 85%, Jordão e Pessoa (2014) de 70 a 85%, Von Sperling (1996) de 70 a 90% e a NBR 13969/97 reporta uma eficiência de 75%.

Analisando-se a Figura 9, que aborda a eficiência de remoção pelo número de ETEs, é possível perceber que, das 69 ETEs avaliadas pelo Atlas Esgotos (ANA, 2017) na região Sudeste do país, apenas 28 têm eficiência de remoção acima de 70%, o que representa cerca de 40% do total. É constatado, também, que 2,9% do total de ETEs têm eficiência de remoção superior a 90%.

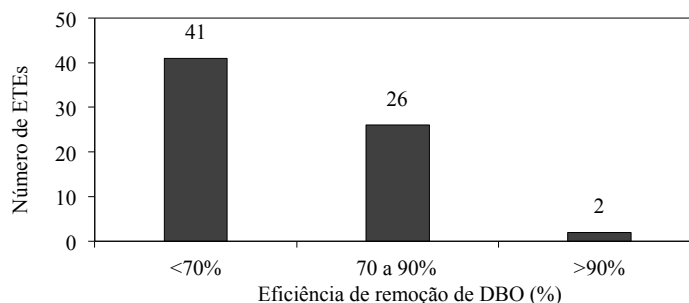


Figura 9 - Indicação do número de ETEs em função da eficiência de remoção de DBO na região Sudeste.

Na Figura 10 estão representadas as eficiências de remoção por número de ETEs nos estados da região Sudeste. Das 39 ETEs inventariadas no estado de São Paulo, 11 estão em consonância com a faixa encontrada na literatura, sendo que duas delas operam com eficiência acima de 90%. Essas ETEs estão localizadas nos municípios de Capivari e Rio Claro, atendem a populações estimadas de 3.008 e 853 habitantes, operam com vazão de 4,25 L.s⁻¹ e 2 L.s⁻¹ e apresentam eficiências de remoção de DBO da ordem de 92% e 97% respectivamente.

No Espírito Santo, 12 das 17 ETEs inventariadas apresentam eficiência de remoção entre 70% e 90%. Das cinco ETEs restantes, três operam com 65% de eficiência e duas têm eficiência de remoção abaixo de 60%, estações estas localizadas em Mucurici (eficiência de 56%), que é a maior ETE operando por TS+FA do estado, e Viana, que atende a uma população de 458 habitantes e possui eficiência de remoção de 46%. A eficiência média das ETEs do estado é 67,1%.

No Rio de Janeiro, das cinco ETEs que operam por TS+FA, todas estão instaladas no município de Petrópolis, sendo que apenas duas apresentam eficiência de remoção acima de 70%, as quais atingem eficiências de 81% e 72%. As três ETEs restantes operam com eficiência de remoção de 35% de DBO e atendem a populações estimadas de 368 habitantes.

Das oito ETEs que operam por TS+FA inventariadas no estado de Minas Gerais, três possuem eficiência de remoção entre 70 e 90%. No estado, a média das eficiências de remoção das ETEs TS+FA é de aproximadamente 56%.

Resultados semelhantes foram obtidos por Oliveira e Von Sperling (2011), que, ao analisar eficiências de remoção de contaminantes em 19 ETEs que utilizam sistema tanque-filtro, observaram que as eficiências médias de remoção nos sistemas avaliados apresentaram valores inferiores aos relatados na literatura, indicando o baixo desempenho das unidades na remoção de matéria orgânica.

Possíveis explicações para os baixos percentuais de remoção verificados são a falta de manutenção adequada e o subdimensionamento das unidades de tratamento, que, de acordo com Massoud et al. (2009), podem acarretar diversas falhas no sistema. Os autores afirmam que o fato de o sistema descentralizado ser, comumente, considerado uma solução temporária, faz com que muitas ETEs não forneçam um nível de tratamento necessário para proteção da saúde pública e do ambiente receptor. Para alterar esse quadro, faz-se necessária a implantação de programas de gestão, pelos prestadores de serviços de esgotamento sanitário, que garantam que as unidades de tratamento sejam inspecionadas e submetidas a manutenções e rotinas de descarte regulares.

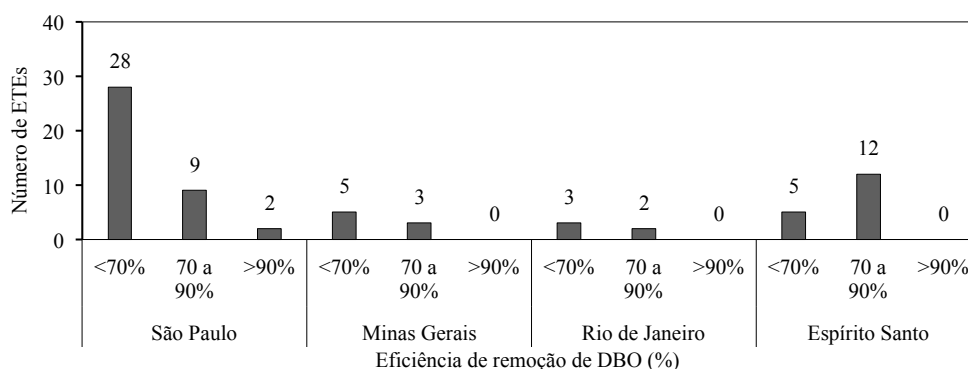


Figura 10 - Representação do número de ETEs nos estados da região Sudeste que atendem a diferentes faixas de eficiência de remoção de DBO.

Na Figura 11 é apresentado um gráfico box-plot que indica a variação da eficiência da remoção de DBO para diferentes portes de ETES TS+FA. A Figura 12 representa geograficamente as ETES, indicando suas respectivas eficiências de remoção. É observada, para uma mesma faixa populacional, uma heterogeneidade de eficiências de remoção, caracterizando ETES que operam em diferentes realidades. ETES que atendem a populações entre 501 a 1.000 habitantes apresentaram o pior resultado médio de eficiência. No entanto, 25% dessas ETES operam com eficiência de remoção entre 72% e

97%. No conjunto de ETES que atendem de 2.001 a 5.000 habitantes, também é observado um grande grau de dispersão dos dados. Dessas, 25% operam com eficiência acima de 72% e 50% com eficiência abaixo de 56%, sendo a eficiência média de 59,4%. Os grupos de ETES TS +FA que atendem de 0 a 500 habitantes e de 1.001 a 2.000 possuem resultados semelhantes de eficiência média. Enquanto a primeira faixa avaliada (até 500 habitantes) apresenta uma média de eficiência de 61,4%, a faixa referente a 501 a 1.000 habitantes opera com valor médio de remoção de 62,3%.

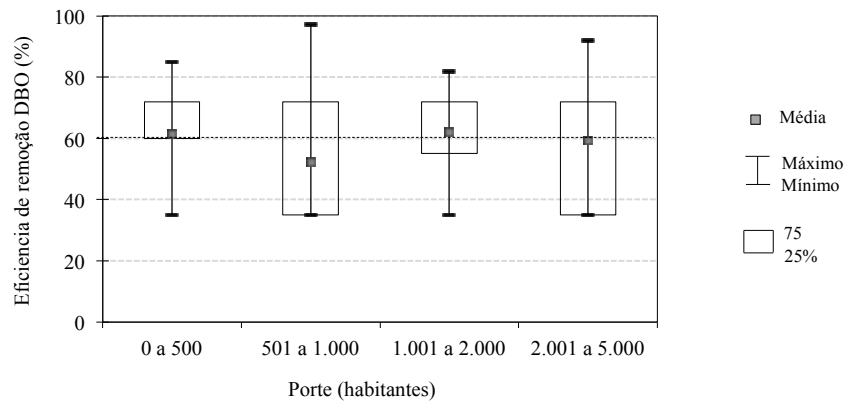


Figura 11 - Gráfico box-plot que indica a variação das eficiências de remoção de DBO para diferentes faixas populacionais. **Nota:** A linha tracejada indica a eficiência de remoção mínima requerida para o lançamento de efluentes em corpos d'água segundo a Resolução Conama 430/2011.

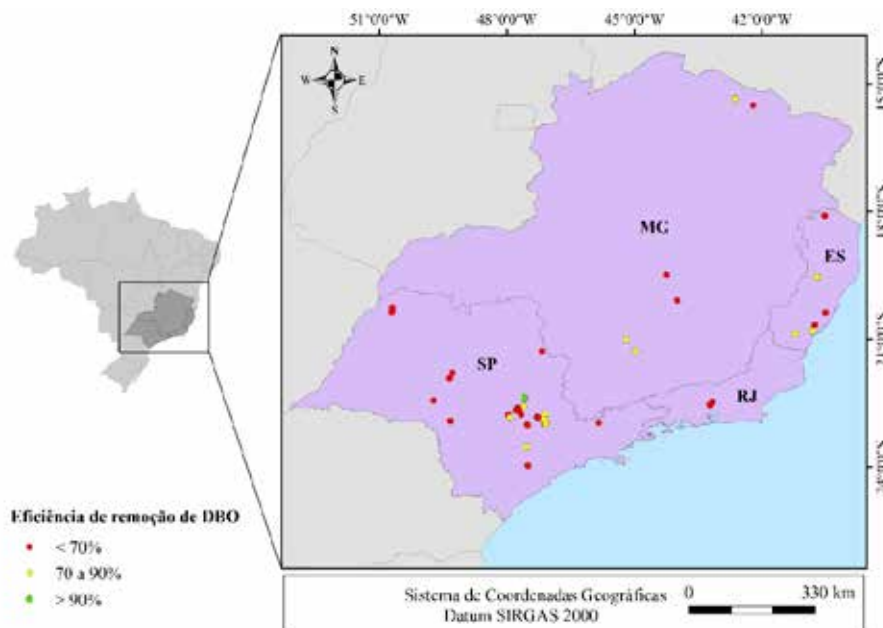


Figura 12 - Indicação das ETES avaliadas e classificação em termos de eficiência de remoção de DBO.

3.2.3 Avaliação ao atendimento aos padrões de lançamento de efluentes

Avaliando-se o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes das ETEs TS+FA inventariadas pelo Atlas Esgotos (ANA, 2017) localizadas no Sudeste, verifica-se que o Espírito Santo é o estado que apresenta melhores resultados, de modo que cerca de 88% das ETEs que operam por TS+FA do estado atendem às condições de lançamento propostas em legislação para o parâmetro DBO. No estado do Rio de Janeiro, 2 das 5 ETEs que operam por TS+FA inventariadas apresentam eficiência de remoção de DBO su-

perior a 60%. Em Minas Gerais, verifica-se que 37,5% das ETEs possuem eficiência de remoção acima de 60%. No estado de São Paulo, apenas cerca de 18% das ETEs TS+FA estão operando de acordo com o exigido pela legislação estadual. O baixo índice do estado pode ser explicado pela maior eficiência de remoção exigida pela legislação paulista (80%), uma vez que 61,5% das ETEs com essa configuração apresentam eficiência de remoção de DBO igual ou superior a 60%. A Figura 13 representa a localização geográfica das ETEs avaliadas com informações acerca do atendimento ao lançamento de efluentes.

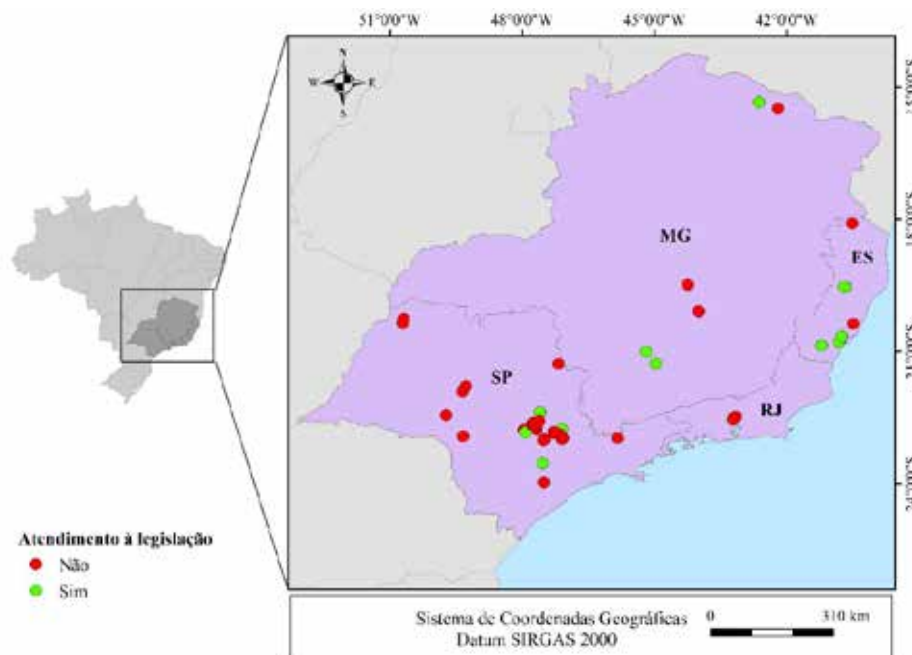


Figura 13 - Representação geográfica das ETEs avaliadas com informações acerca do atendimento a legislação.

De acordo com a Figura 14, o Espírito Santo é o estado em que as ETEs apresentam menor variação na eficiência de remoção de DBO. No estado, 50% das ETEs operam com eficiência de remoção entre 65 e 80%, sendo a média das eficiências de remoção da ordem de 69%. No estado de São Paulo observa-se uma grande dispersão dos dados, uma vez que metade das ETEs no estado operam com eficiência de remoção entre 60 e 97% e a outra metade entre 60 e 35%, sendo registrada uma efi-

ciência média para o estado de cerca de 57%. As ETEs operadas por TS+FA em Minas Gerais atuam com eficiência de remoção de DBO no intervalo de 35 a 82% e valor médio de cerca de 56%. Nesse estado, 25% das ETEs removem de 72 a 82% de DBO e outros 25% removem de 35 a 40%. No Rio de Janeiro, a eficiência média de remoção é de 52%, e, apesar de o estado apresentar o pior resultado médio, 25% das suas ETEs apresentam eficiência de remoção entre 72 e 81%.

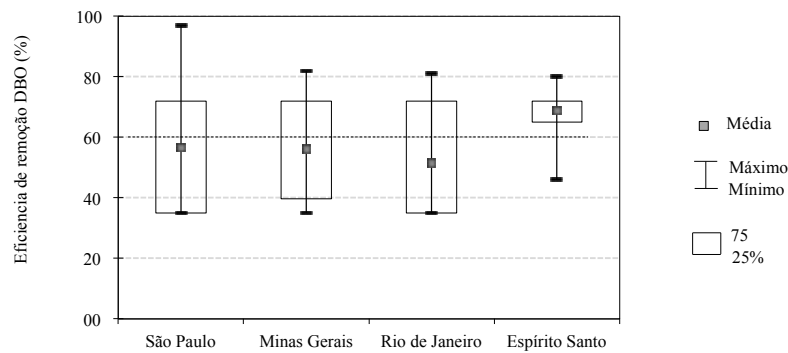


Figura 14 - Gráfico box-plot que ilustra a variação das eficiências de remoção de DBO para os estados da região Sudeste. **Nota:** A linha tracejada indica a eficiência de remoção mínima requerida para o lançamento de efluentes em corpos d'água segundo a Resolução Conama 430/2011.

3.2.4 Avaliação da carga orgânica nos sistemas TS+FA

A Figura 15 ilustra que, das ETEs operadas por TS+FA inventariadas na região Sudeste, as localizadas no estado de São Paulo são as que recebem a maior carga diária de DBO, já que as mesmas atendem a um maior número de habitantes. No estado, são direcionados, diariamente, para ETEs que utilizam TS+FA, 2.148 kg de DBO, dos quais 1.242 kg são removidos, configurando uma eficiência de 58%. No cenário alternativo proposto, em que os sistemas atuariam com eficiência de 75%, seria removida uma quantidade adicional de aproximadamente 438 kg DBO.dia⁻¹.

Da carga total de DBO tratada por ETEs operando por TS+FA no Sudeste, cerca de 23% são provenientes do estado de Minas Gerais. Dos 848,3 kg DBO gerados diariamente no estado, são removidos 464 kg, o que representa uma eficiência de aproximadamente 55%. Estima-se atualmente que sejam lançados 384 kg DBO.dia⁻¹ nos cursos d'água e, caso a eficiência de remoção fosse de 75%, esse número seria reduzido para cerca de 177 kg DBO.

No estado do Espírito Santo são geradas diariamente 16,5% da DBO tratada por TS+FA na região Sudeste, sendo que dos 609 kg DBO dia⁻¹ gerados, 400 kg são removidos. O estado opera, portanto, com eficiência de 66% de remoção de matéria orgânica. Na situação hipotética de 75% de eficiência, a carga orgânica lançada seria diminuída de 209 kg DBO.dia⁻¹ para 152 kg DBO.dia⁻¹.

O Rio de Janeiro é o estado da região Sudeste com menor parcela de carga orgânica gerada e conduzida para sistemas TS+FA, uma vez que o estado possui menor quantidade de ETEs que utilizam tais sistemas. No estado são gerados apenas 79,5 kg DBO.dia⁻¹ para serem tratados por TS+FA. Desse total, cerca de 51 kg DBO.dia⁻¹ são removidos e, no cenário alternativo proposto, esse número seria de cerca de 76 kg DBO.dia⁻¹.

Avaliando-se a região Sudeste no geral, constata-se que dos 3.685,8 kg DBO.dia⁻¹ gerados são removidos 2.158,1 kg, o que corresponde a 59% de eficiência. Caso as ETEs da região operassem com remoção de 75%, o lançamento de matéria orgânica em corpos d'água sofreria uma redução de 1.395 kg DBO.dia⁻¹.

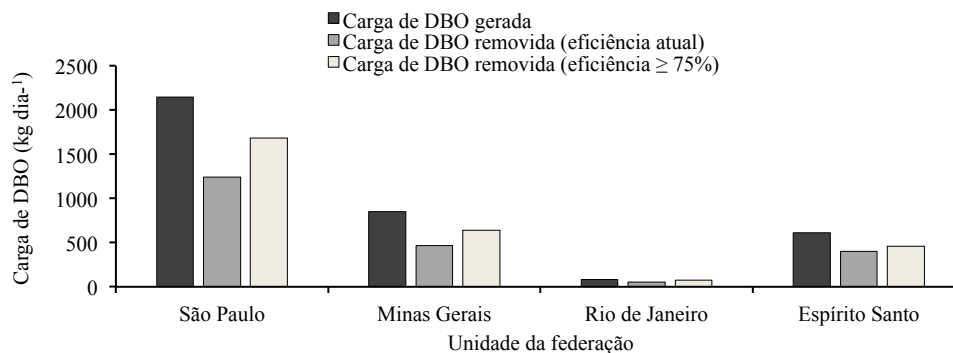


Figura 15 - Carga de DBO gerada, removida e removida com eficiência de 75% por estado.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com os dados disponibilizados pelo Atlas Esgotos, existem 69 ETES TS+FA no Sudeste, o que corresponde a cerca de 30% do total de ETES com essa tecnologia de tratamento no Brasil. Majoritariamente, esse sistema de tratamento é observado em ETES de pequeno porte, sendo que 46% das ETES inventariadas atendem a até 500 habitantes.

Os sistemas descentralizados têm, portanto, considerável relevância no tratamento de efluentes na região Sudeste do Brasil em ETES de pequeno porte e possuem grande potencial para ser um dos meios de levar esgotamento sanitário a áreas periurbanas, regiões que não são atendidas por serviços de esgotamento sanitário, condomínios e pequenas comunidades urbanas ou rurais. Seu baixo custo, baixa demanda de área e energia, assim como a redução de gastos com sistema de coleta, tornam-no o mais acessível às comunidades com menor adensamento populacional. No entanto, para garantir o bom desempenho dessas unidades de tratamento, faz-se necessária a implantação de programas de gestão, pelos prestadores de serviços de esgotamento sanitário, que garantam que as unidades de tratamento sejam inspecionadas e submetidas a manutenções regularmente.

A faixa populacional atendida pelas ETES avaliadas não se relacionou diretamente com as eficiências de remoção, de modo que foram observadas ETES operando com altas e baixas eficiências em todas

as subdivisões de porte. Verificou-se que foi possível obter eficiência de remoção de DBO acima de 90%, como em duas ETES no estado de São Paulo.

Apesar de a região Sudeste ser a que mais emprega o sistema TS+FA, observa-se que os recursos não são utilizados de forma totalmente eficaz, visto que cerca de 60% das ETES TS+FA da região operam com eficiência de remoção de DBO abaixo de 70%, o que pode ser associado à ausência de sistemas de gerenciamento regular da qualidade dos efluentes. O Rio de Janeiro é, proporcionalmente, o estado da região Sudeste com menores índices de atendimento, e o Espírito Santo é o estado com melhores resultados. Quando avaliado o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes, o Espírito Santo é o estado com melhores resultados, seguido por Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo. Ao se averiguar o percentual de carga orgânica tratada em sistemas TS+FA na região, constatou-se que, atualmente, os sistemas existentes atuam na redução de 59% da carga de DBO gerada diariamente pela população atendida.

4.1 Análise crítica sobre o emprego de TS+FA

Os resultados obtidos por meio desse estudo permitiram inferir que, embora existam diversas ETES que utilizam sistemas TS+FA na região Sudeste do Brasil, a maior parte dessas não atua com níveis de eficiências requeridos para assegurar a proteção

da saúde pública e do ambiente. A ausência de programas de gerenciamento, que garantam o monitoramento e a inspeção regulares desses sistemas, pode ser apontada como um dos fatores que contribuem para o baixo desempenho das unidades de tratamento avaliadas. Verifica-se que, na realidade brasileira, por vezes os sistemas descentralizados são considerados soluções temporárias que, eventualmente, serão substituídas por sistemas centralizados. Em função disso, procedimentos operacionais simples, que garantem o bom funcionamento de sistemas simplificados, são negligenciados, resultando assim na ocorrência de sistemas que não operam em consonância com sua potencialidade.

Em relação ao banco de dados utilizado, a ausência de informações relativas aos sistemas de tratamento de esgotos empregados em distritos e zonas rurais dificultou uma avaliação global do uso de sistemas TS+FA, tendo em vista que em tais localidades há uma expressiva utilização de tal concepção de tratamento em função da inviabilidade de implantação de sistemas centralizados. Adicionalmente, o fato de as informações utilizadas terem sido disponibilizadas pelas empresas de saneamento faz com que seja requerida cautela na avaliação dos dados, sobretudo em relação às eficiências de remoção de matéria orgânica e ao número indicado de ETEs operadas por TS+FA nos estados, os quais tendem a estar subestimados em função do reduzido controle operacional e desacreditação desses sistemas, o que pode comprometer a declaração dos sistemas como unidades operantes. Tais valores, por vezes, podem não expressar o desempenho das estações cotidianamente, tendo em vista a ausência de monitoramento periódico em unidades de tratamento descentralizadas.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2018. **Ranking ABES da universalização do saneamento**. Disponível em: <<http://abes-dn.org.br/wp-content/>

[uploads/2018/06/Ranking_2018a.pdf](#)> Acesso em 08 de novembro de 2018.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13.969: **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**; 1997.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7229: **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**, 1993.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017. **Atlas esgotos despoluição de bacias hidrográficas**. 2017. Disponível em <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOS-DespoluicaoDeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf> Acesso em 27/08/2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** – 2015. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p.

CHERNICHARO, C. A. L. RIBEIRO, T. B., GARCIA, G. B., LERMONTOV, A., JULIUS PLATZER. C. J., COLLERE POSSETTI, G. R., ROSSETO, M. A. L. L. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, nº. 214, v. 66. Edição Especial - Novembro 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho.

BRASIL. **Decreto nº 54.487** de 26 de junho de 2009. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente e dá outras providências e altera a redação e inclui dispositivos e anexos no Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976.

CRITES, R., TCHOBANOGLIOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. United States of America: McGraw-Hill, Inc; 1998.

FREIRE, R. S., PELEGRINI, R., KUBOTA, L. T., DURÁN, N. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, p. 504-511, 2000.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A.V.; AVEZZÙ, F. To centralize or to decentralize: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management** v. 94. p. 61- 68. 2012.

LOFRANO, G.; BROWN, J. Wastewater management through the ages: A History of mankind. **Elsevier: Science of the total environment**, v. 0048, p. 5255 – 5261, 2010.

MASSOUD, May A., TARHINI, A., JOUMANA, A. “Decentralized Approaches to Wastewater Treatment and Management: Applicability in Developing Countries.” **Journal of Environmental Management** v. 90 n.º1: 652–59. 2009.

MINAS GERAIS (Estado). **Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1**, de 05 de Maio de 2008.

MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. XVIII, n. 3 n p. 193-210 n jul.-set. 2015. São Paulo – SP.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. “Tratamento Descentralizado de Águas Residuárias Domésticas: Uma Estratégia de Inclusão Social.” **Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa**: 213–32, 2013. Disponível em: <<http://books.scielo.org/id/bxj5n/pdf/lira-9788578792824-09.pdf>> Acesso em 17 de novembro de 2018.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. “Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a de-

veloping country”. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 1, n. 1, p. 37-56, 2011.

SILVA FILHO, P. A. da. **Diagnóstico operacional de lagoas de Estabilização**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do norte, Natal, 2007.

SOUSA, J. T. de, HAANDEL, A. C. V., COSENTINO, P. R. S. da, GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.1, p.87-91, 2000 Campina Grande, PB.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 2004. **Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC.

USEPA. **Onsite wastewater treatment systems manual**. Office of Water. Office of Research and Development. EPA-625-R-00-008. 2002. Washington, DC: Government Printing Office.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias – Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996.

Avaliação do desempenho de uma tecnologia apropriada para o saneamento rural

Assessment of an appropriate technology for rural sanitation

- **Data de entrada:**
31/03/2019
- **Data de aprovação:**
16/04/2019

Vitor Tonzar Chaves | Fábio Alves Tomaz | Ronan Cleber Contrera

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.063>

Resumo

As características da zona rural requerem que sejam pensadas soluções apropriadas a este conceito, de modo que uma tecnologia mais barata e simples pode ser melhor do que outra mais *tecnológica*. Tal conceito é fundamental aos engenheiros que desejam trabalhar com saneamento rural. Neste trabalho, é apresentada uma tecnologia montada em escala real para tratar uma vazão de 360 L.dia⁻¹, que é composta por três estágios de tratamento: uma fossa-digestora, um decantador e um alagado construído de fluxo vertical. A eficiência global média de remoção de DQO do sistema foi de 89% ± 6%, e a de sólidos suspensos totais, de 92% ± 7%. O sistema mostrou-se resiliente e estável mesmo trabalhando com grandes cargas de DQO, e apresentou um efluente final com concentrações de coliformes termotolerantes aceitáveis para o reúso por irrigação por gotejamento em pomares, de acordo com os critérios de avaliação de risco à saúde estipulados pela WHO (2006).

Palavras-chave: Alagados construídos. Reúso agrícola. Saneamento rural. Tecnologia apropriada.

Abstract

The concept of appropriate technology proposes that the best solution for a given situation will depend on the characteristics of that context, so that a cheaper and simpler technology may be better than a high-tech one. Such a concept is fundamental to engineers who wish to work with rural sanitation. In this work, a technology designed to treat a daily flow of 360 L.dia⁻¹ is presented, which is composed of three stages of treatment: a digester pit, a decanter and a vertical flow constructed wetland. The overall COD removal efficiency of the system was 89% ± 6%, and that of total suspended solids, of 92% ± 7%. The system proved to be resilient and stable even when working with large COD loads and presented a final effluent with concentrations of thermotolerant coliforms acceptable for reuse by drip irrigation in orchards, according to the health risk assessment criteria stipulated by WHO (2006).

Keywords: Agricultural reuse. Appropriate technology. Constructed wetlands, rural sanitation.

Vitor Tonzar Chaves – Graduado em Engenharia Naval pela Escola Politécnica da USP. Mestre em Engenharia Hidráulica e Ambiental. Atuou como integrante do Núcleo de Agroecologia e Tecnologias Sociais do Escritório Piloto da EPUSP (Agroeco-EP). Idealizador da Sapiência Ambiental. Realiza projetos de tecnologias sustentáveis de tratamento de esgoto, aproveitamento de água de chuva, biodigestão, compostagem e educação ambiental desde 2014.

Fábio Alves Tomaz – Graduando em Engenharia Ambiental pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Iniciação científica em aplicação de esgoto tratado para produção de feijões. Integrante do Núcleo de Agroecologia e Tecnologias Sociais do Escritório Piloto da EPUSP.

Ronan Cleber Contrera – Graduado em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Mestre) e Doutor pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC - USP. Ex-assessor do Secretário Municipal de Desenvolvimento Sustentável, Ciência e Tecnologia da Prefeitura de São Carlos-SP. Ex-chefe da Divisão de Gestão de Resíduos Sólidos da Secretaria Municipal de Serviços Públicos da Prefeitura de São Carlos-SP. Ex- gestor e analista de projetos de Saneamento para Sabesp. Professor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo e Chefe do Laboratório de Saneamento (Lucas Nogueira Garcez) e do Laboratório Analítico e Experimental em Resíduos Sólidos Industriais e Urbanos (LAERSIU). Atua no Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica da USP.

***Endereço para correspondência:** Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (PHA), Escola Politécnica (EP), Universidade de São Paulo (USP), Avenida Prof. Almeida Prado, 83 trav. 2, Cidade Universitária, CEP: 05508-900, São Paulo, SP, Brazil. E-mail: vitor.chaves@usp.br.

1 INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB), Lei 11.445/2007, é um importante marco legal que institui, entre outras determinações, uma série de princípios norteadores para o setor: universalização, equidade, integralidade, intersectorialidade e controle social. Em síntese, tais princípios determinam que todos os brasileiros tenham acesso igualitário ao saneamento básico, sem barreiras de qualquer natureza e que, para que isso seja concretizado, grupos historicamente excluídos deverão ser priorizados pelas ações sanitárias.

Contudo, os baixos índices de atendimento dos serviços sanitários, sobretudo no que se refere à coleta e ao tratamento de esgoto, indicam que a universalização ainda está longe de se concretizar no Brasil. Muitos municípios não contam com infraestruturas para o tratamento de esgoto: dados apresentados pelo Atlas do Saneamento Básico (IBGE, 2011) mostram que apenas um terço dos municípios realizou tratamento de esgotos. Isso mostra que o problema do esgotamento sanitário não atinge apenas as grandes metrópoles, uma vez que 68,4% dos municípios brasileiros possuem até 20 mil habitantes (IBGE, 2016). Grande parte desses municípios sofre com a falta de sistemas de tratamento de esgoto, seja por motivos financeiros ou por carência de capacidade técnica em operá-los. O déficit de soluções tecnológicas para o esgotamento sanitário rural é enorme.

Como pode-se concluir a partir de uma análise histórica do saneamento, o paradigma tecnológico sanitário foi conformado a partir das demandas e necessidades dos centros urbanos que surgiram na Inglaterra ao longo do século XIX com o advento da Revolução Industrial, de modo que, tradicionalmente, os engenheiros foram formados de modo a pensar as soluções para esses grandes centros, deixando de lado os problemas sanitários da zona rural. A situação da zona rural brasileira foi historicamente marcada por um cenário de doenças, dentre as quais se destacavam a an-

lostomíase, a doença de Chagas e a malária. A população rural ficou sempre à margem de qualquer tipo de política pública. Apenas a partir de 1918, com a criação da Liga Pró-Saneamento do Brasil, surgiram as primeiras políticas públicas voltadas para a população rural, como a implantação dos postos de profilaxia rural (REZENDE e HELLER, 2008). Contudo, a evolução do setor foi muito lenta, sendo a história do saneamento no Brasil pós-colonização caracterizada pela insuficiência de infraestruturas sanitárias. No segundo governo de Getúlio Vargas, em 1952, mais de 1500 municípios brasileiros, de um total de 1900, ainda não dispunham sequer de serviços de abastecimento de água (REZENDE e HELLER, 2008).

A PNSB (BRASIL, 2007), assim como a Resolução no 62/292 publicada pela Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) no ano de 2010, são importantes marcos que reconhecem o acesso à água potável e limpa e ao saneamento como direitos humanos essenciais para o pleno gozo da vida. Por outro lado, é certo que a mera enunciação de direitos não é capaz de torná-los realidade, e que, para realizá-los, é necessário que sejam criadas as bases materiais e cognitivas apropriadas para os fins desejados. A fim de estabelecer algumas dessas bases para transformar a realidade, foi criado, a partir da PNSB, o Plano Nacional de Saneamento Básico (PlanSab), o qual prevê em suas macrodiretrizes a criação de tecnologias apropriadas para os diferentes contextos encontrados e estipula o apoio ao desenvolvimento científico e tecnológico no setor para a consolidação desse tipo de solução. No mais, reconhece a necessidade da criação de diretrizes específicas para a promoção do saneamento básico para a população rural, reservas extrativistas e comunidades indígenas e quilombolas. Dentre outras de suas macrodiretrizes, destaca-se o fomento às ações de comunicação, mobilização e educação ambiental para o saneamento básico (BRASIL, 2013).

O conceito de tecnologia apropriada (TA) não significa conceber uma tecnologia que seja apropriada a todas as situações, nem sequer que exista uma tecnologia que seja intrinsecamente apropriada. A TA propõe, justamente, que a melhor solução para dada situação dependerá das características desse contexto, de modo que uma tecnologia mais barata e simples pode ser melhor do que outra mais *tecnológica*, a depender do que se objetiva. Tal conceito deu origem a um movimento que ganhou muita força no Brasil e que pautava a importância da adoção de tecnologias capazes de, além de atingir seus objetivos técnicos efetivamente, atender a peculiaridades referentes ao contexto sociocultural no qual a população atendida está inserida. Segundo Ennes (1989), a TA:

“[...] é aquela que permite atender às comunidades com serviços de saneamento em condições sanitárias seguras e eficientes, que seja aceita pelas comunidades e que contemple aspectos construtivos, operacionais e de custos compatíveis com as características socioeconômicas, ambientais e culturais das respectivas comunidades (ENNES, 1989, p.14)”.

Assim sendo, o conceito de TA é de fundamental importância para aqueles que desejam atuar no saneamento rural, o qual em geral exige soluções mais simples e que sejam promovidas a partir de ações de educação ambiental e de processos participativos junto à comunidade. Assim, a concepção de soluções de saneamento rural requer um maior grau de atenção às condicionantes socioculturais se comparadas às soluções tradicionais. Para um maior aprofundamento em relação a essas questões, recomenda-se consultar o capítulo 5 de Chaves (2018).

Neste trabalho, uma tecnologia apropriada para o saneamento rural e seus resultados operacionais são apresentados. Essa tecnologia foi concebida a partir da compreensão de certas características socioculturais gerais do meio rural: baixa den-

sidade demográfica, o que favorece a utilização de soluções unifamiliares; fácil manutenção e operação, visto que os próprios usuários necessitam cuidar de seus sistemas de tratamento; baixo custo e fácil instalação, já que em muitos casos a implantação é feita por meio de processos participativos e mutirões. Com essa tecnologia objetivou-se ter um efluente que pudesse ser devolvido ao solo, de maneira segura, com infiltração subsuperficial, e que poderia ser potencialmente utilizado para irrigação por gotejamento de pomares, reaproveitando-se os nutrientes contidos no efluente final.

Dessa forma, este trabalho teve como objetivo apresentar os resultados operacionais de uma tecnologia apropriada de tratamento de esgoto doméstico projetada para atender a uma família de 3 a 4 pessoas, analisando suas eficiências de remoção para DQO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos e fósforo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Concepção e caracterização do sistema

A tecnologia proposta é um sistema de tratamento descentralizado de esgoto projetado para tratar uma vazão diária de $360 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$, o equivalente a aproximadamente uma família de 3 ou 4 pessoas (ABNT, 1993). Para a sua construção, optou-se pelo uso de materiais facilmente encontrados e disponíveis no mercado, atentando-se para a contenção de custos. Os reatores foram montados utilizando-se caixas d'água, materiais que podem ser facilmente encontrados, de baixo custo e que garantem a estanqueidade do sistema. Além disso, a característica modular desse sistema e a facilidade de trabalhar com as caixas d'água devido à sua leveza são importantes, uma vez que se deseja que essa tecnologia possa ser disseminada facilmente por meio de ações de educação ambiental e de metodologias participativas de

mobilização social. A sua simplicidade de implantação e operação são aspectos cruciais. Tais características mostram-se apropriadas à realidade rural, onde normalmente se tem grandes déficits de esgotamento sanitário, mas que possui menos restrições de área devido ao baixo adensamento demográfico. Com isso, tecnologias simples e eficazes podem garantir o tratamento do esgoto próximo ao seu ponto de geração e com isso gerar benefícios agrícolas com a reciclagem dos nutrientes realizada a partir do reúso desse efluente tratado.

A tecnologia proposta é composta por três reatores:

1) Fossa séptica de fluxo ascendente: em um tanque de água comercial de 1000 L, foi utilizado o lodo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) para dar partida no reator;

2) Decantador: caixa d'água de 500 L. Esse reator foi concebido para reter sólidos suspensos oriundos do tanque séptico e, com isso, evitar o entupimento do alagado construído subsequente;

3) Alagado construído de fluxo ascendente: tanque de água de 1000L com diâmetro interno médio de 1,35m, preenchido com cascalho de diâmetro efetivo (d10) de 7,85 mm, coeficiente de uniformidade de 1,44 e porosidade de 0,45. Espécies naturais de áreas de várzea foram plantadas: *Canna x generalis*, *Coix lacryma-jobi*, *Dioscorea spp* e *Zingiber officinale*.

O tempo de detenção hidráulica geral do sistema foi de 4,7 dias.

2.2 Local de instalação e regime de operação

A montagem experimental foi realizada em uma área existente no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH), localizada dentro da Universidade de São Paulo. Essa área, correspondente ao Centro de Pesquisa em Saneamento, recebe o esgoto sanitário coletado das moradias estudantis e do Restaurante Universitário Central da universidade por meio de uma estação elevatória de esgoto.

2.3 Amostragem e análises realizadas

O sistema foi monitorado por um total de 300 dias, coletando-se uma amostra pontual por semana. Inicialmente, o sistema operou 150 dias com uma carga inferior à carga de projeto, de modo a favorecer a estabilização dos processos de digestão anaeróbia dos primeiros reatores, bem como permitir que houvesse um desenvolvimento radicular das plantas utilizadas no alagado construído. Após isso, o sistema foi monitorado por mais 150 dias, nos quais operou com sua vazão de projeto. Os resultados apresentados são referentes a esses 150 dias em que o sistema operou nessa condição.

Todas as análises foram feitas seguindo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e IWA, 2017). Na Tabela 1 são sistematizados os métodos selecionados para as análises. O espectrofotômetro utilizado, quando necessário, foi um Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis, com software Cary Win UV Simple Reads.

Tabela 1 – Métodos empregados para as análises

Variável	Tipo de amostra	Método	Descrição
pH	Líquido	4500-H+ B	Potenciometria
Alcalinidade Total	Líquido	2320 B	Titulação
Série de Sólidos	Líquido, e biomassa	2540 B, D, E e G	Filtração e Gravimetria
DQO	Líquido	5220 C e D	Espectrofotometria
Nitrito	Líquido filtrado	4110 A	Cromatógrafo de íons
Nitrato	Líquido filtrado	4110 A	Cromatógrafo de íons
N-NH3	Líquido	4500-NH3 B e C	Destilação e titulometria
NTK	Líquido	4500-Norg B	Digestão, destilação e titulometria
Fósforo Total	Líquido	4500-P.B.4	Digestão, espectrofotometria
Fósforo Solúvel	Líquido filtrado	4500-P.E	Filtração e espectrofotometria
Coliformes Totais	Líquido	9223 B	Kit de cartelas e substrato
E. Coli.	Líquido	9223 B	Kit de cartelas e substrato

Fontes: APHA; AWWA e WEF (2017).

Para a caracterização do esgoto bruto, foram coletadas três amostras todas as quartas-feiras, uma de manhã, uma no horário do almoço e outra no final da tarde. A partir disso, uma mesma proporção de cada uma dessas foi utilizada para obter uma amostra composta, buscando-se com isso ter uma ideia da concentração média afluyente ao sistema.

As amostras do efluente de cada reator foram coletadas uma vez por semana, durante 300 dias, a

partir de pontos de amostragem instalados entre as tubulações que conectam os reatores (Figura 1). Com esses dados, obtidos ao longo de 300 dias de operação, foi possível avaliar as características médias de desempenho do sistema.

Na apresentação dos resultados, o esgoto efluente de cada etapa do tratamento será nomeado com o nome do próprio reator. Ou seja, o esgoto efluente da fossa digestora será identificado como fossa digestora e assim por diante.

Figura 1 – Pontos de amostragem na saída da (a) fossa digestora (b) do decantador (c) do alagado construído

Fonte: Imagens obtidas pelo próprio autor

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do Esgoto Bruto

A Tabela 2 apresenta alguns parâmetros que caracterizam o esgoto bruto estudado. Os resultados indicam que este possui características similares às do esgoto doméstico, com exceção das concentrações

de nitrogênio total Kjeldhal, nitrogênio amoniacal e fósforo total e solúvel, que se mostraram superiores às concentrações típicas (METCALF e EDDY, 2004). Uma hipótese que explica essa característica é que as contribuições oriundas do restaurante universitário concentram uma carga maior de nutrientes em relação ao esgoto doméstico típico.

Tabela 2 - Características do esgoto bruto

	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃)	DQO	SST	SSV	NTK	NH ₄ ⁺	P _{total}	P _{sol}
Núm. Amostras	31	31	22	27	27	32	32	24	24
Máx. (mg.L ⁻¹)	7,3	218	1091	462	454	112	73	11,5	6,4
Mín. (mg.L ⁻¹)	6,0	140	435	98	80	54	37	6,0	4,3
Méd. (mg.L ⁻¹)	6,7	186	702	238	208	70	52	9,0	4,9
Desv. Pad. (mg.L ⁻¹)	0,3	19	188	104	96	13	9	1,4	0,6

3.2 Avaliação do desempenho da tecnologia apropriada para o saneamento rural

3.2.1 DQO_{total} sólidos suspensos e alcalinidade

A Tabela 3 representa o resumo dos dados das concentrações de DQO_{total} medidas para o efluente de cada etapa do tratamento. As Figuras 2 a 4 apresentam a evolução das concentrações registradas para esse parâmetro ao longo do tempo e suas eficiências de remoção.

Como pode se observar na Tabela 2 e nas Figuras 2 a 4, o sistema de tratamento apresentou bom desempenho de remoção de DQO_{total} desde o início do monitoramento, apresentando uma eficiência média global de remoção de DQO de 89%. É importante ressaltar que, como foram coletadas amostras

simples, estas são mais suscetíveis à influência das variações temporais. Nota-se que há um decréscimo do desvio padrão ao longo das etapas de tratamento, o que pode ser explicado pela mistura que ocorre nos reatores, de modo que o efluente coletado em dado momento passa a representar melhor as condições médias de operação de cada reator.

Nas Figuras 2 a 4 pode-se observar que há um aumento de eficiência dos reatores a partir do 40º dia de monitoramento do sistema em plena operação. Isso pode ser atribuído ao equilíbrio alcançado pelo sistema após o aumento da vazão de operação no dia 0. Conclui-se que, apesar das oscilações identificadas nas eficiências de remoção do sistema e do esgoto bruto afluente, esse mostrou-se resiliente e estável.

Tabela 3 - Resumo das concentrações de DQO_{total} efluente durante a fase 3

	Demanda Química de Oxigênio Total			
	Esgoto Bruto	Fossa Digestora	Decantador	Alagado Construído
Núm. amostras	22	22	22	21
Máximo (mg.L ⁻¹)	1091	522	400	171
Mínimo (mg.L ⁻¹)	435	235	133	11
Média (mg.L ⁻¹)	702	385	235	80
Desv. Pad. (mg.L ⁻¹)	188	77	69	35
Remoção média	-	45%	39%	66%
Remoção total média				89%

Figura 2 – Evolução temporal da DQO_{total} afluyente (■) e efluente (◆) à fossa digestora e sua eficiência de remoção (Δ)

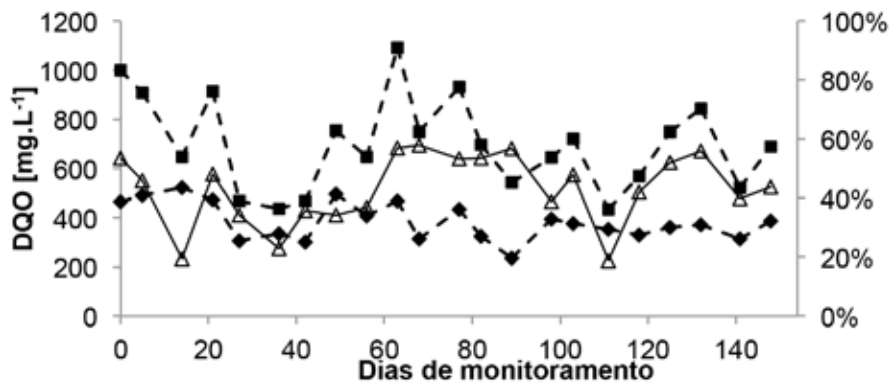


Figura 3 – Evolução temporal da DQO_{total} afluyente (■) e efluente (◆) ao decantador e sua eficiência de remoção (Δ)

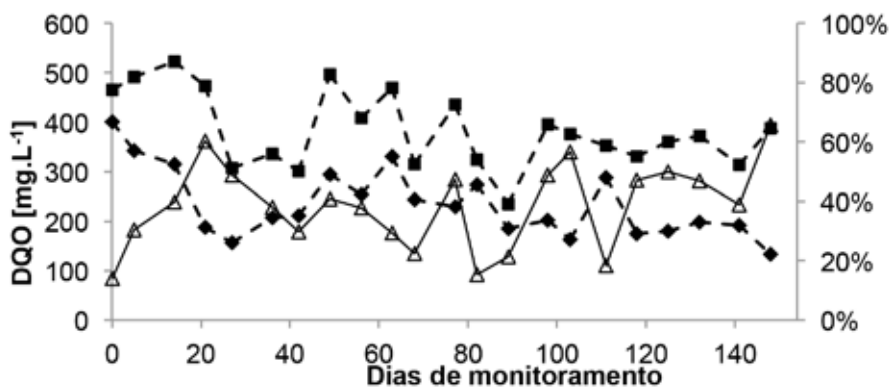


Figura 4 – Evolução temporal da DQO_{total} afluyente (■) e efluente (◆) ao alagado construído e sua eficiência de remoção (Δ)

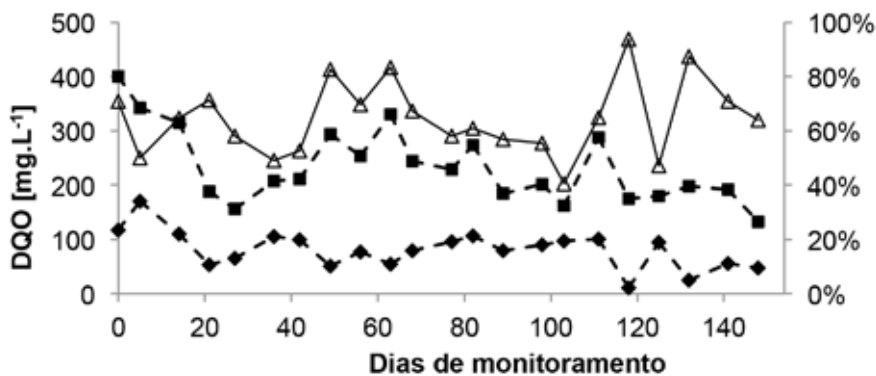
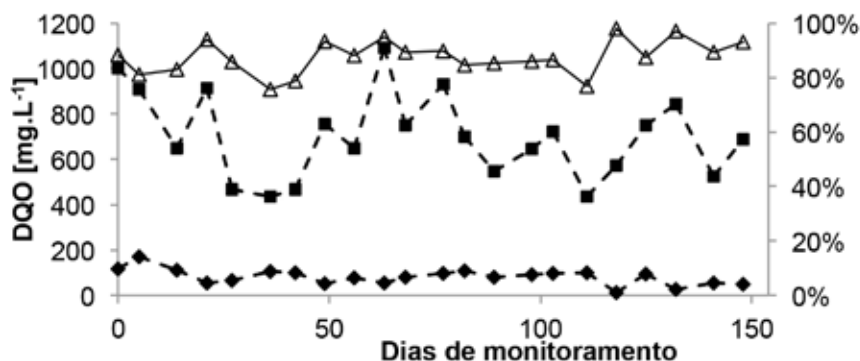


Figura 5 - Evolução temporal do desempenho global do sistema: DQO_{total} afluente (■) e efluente final (◆) e sua eficiência de remoção (Δ)



As concentrações de sólidos efluentes de cada estágio do sistema de tratamento são apresentadas na Figura 6. Observa-se uma grande variação da concentração efluente de sólidos totais da fossa digestora, que ocorreu em decorrência das variações do esgoto bruto afluente e do arraste de sólidos que acumulam no fundo deste reator. O decantador foi capaz de manter-se estável frente a essas oscilações, o que mostra que foi capaz de cumprir seu papel de reter o excesso de sólidos arrastado da fossa diges-

tora, de modo a evitar que ocorresse um acúmulo excessivo de sólidos no leito “filtrante” do alagado construído. O alagado construído também apresentou comportamento estável, e a média da eficiência global de remoção de sólidos suspensos totais foi de $92 \pm 7\%$, com uma concentração média de 19 mg.L^{-1} de SST no efluente tratado final do sistema. A Tabela 4 apresenta o resumo das concentrações de sólidos medidas para o efluente de cada reator do sistema durante o monitoramento apresentado.

Figura 6 - Concentração de sólidos suspensos do esgoto bruto (■), do efluente da fossa digestora (◆), do decantador (Δ) e do alagado construído (●)

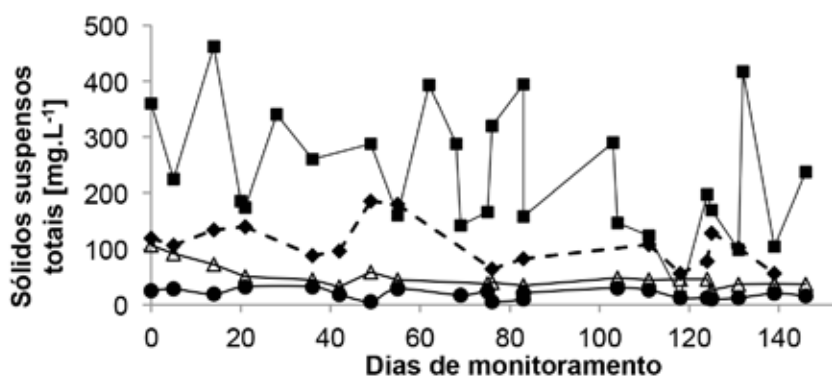


Tabela 4 – Caracterização da concentração de sólidos dos efluentes de cada estágio do sistema

	Esgoto Bruto		Fossa Digestora		Decantador		Alagado Construído	
	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV
Núm. Amostras	27	27	18	18	20	20	21	21
Máximo (mg.L⁻¹)	462	454	217	200	106	100	32	32
Mínimo (mg.L⁻¹)	98	80	56	50	26	22	6	6
Média (mg.L⁻¹)	238	208	113	101	48	44	19	18
Desvio padrão (mg.L⁻¹)	104	96	45,0	41,3	20,2	19,4	8,3	7,4

Na Tabela 5 são comparadas a carga de DQO_{total} recebida pelo alagado construído estudado com valores apresentados em outros trabalhos que estudaram o desempenho de alagados de fluxo vertical ascendente tratando esgoto doméstico.

Tabela 5 – Comparação com alguns parâmetros operacionais apresentados na literatura

	Área Transv. (m ²)	TDH (d)	Taxa de aplicação (m.d ⁻¹)	Carga DQO (g.m ⁻² .d ⁻¹)	Remoção DQO	Material de preenchimento
Este trabalho	1,4	1,06	0,26	60,4	66%	Brita
Abdelhakeem et al. (2016)	0,09	0,5	0,15	112,3	70%	Brita
Chang et al. (2011)	4,6	3	0,02	2,1	81%-87%	Brita, areia, argila expandida, vermiculita, calcário, migalhas de pneu, serragem
Debska et al. (2015)	30		0,033	25,0	95%	Areia grossa (1-2 mm)
Sousa et al.* (2000)	10	5	0,045	13,2 – 14,1	79 – 81%	Areia grossa (2,88 – 4,8 mm)
		7	0,033	9,2 – 10,1	81 – 84%	
		10	0,023	6,6 – 7,1	84 – 84%	

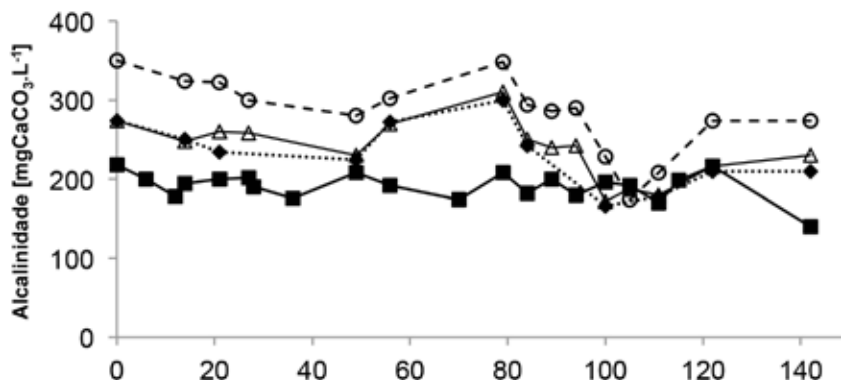
*Alagado construído horizontal

Como se pode observar, há um grande espectro de cargas de aplicação de DQO relatadas. O alagado construído deste trabalho operou com grande carga de DQO afluyente (60 g.m⁻².dia⁻¹), e sua eficiência de remoção mostrou-se satisfatória quando comparada com os outros trabalhos encontrados na literatura. Em termos de sólidos suspensos, o alagado construído operou com carga de 12,3 g.m⁻².dia⁻¹. Apesar de ser uma carga mais alta do que algumas relatadas na literatura, como Moreno et al. (2002) e Farahbakshzad e Morrison (2003), que trabalham com 5,1 e 4,7 g.m⁻².dia⁻¹ respectivamente, esse valor é inferior à recomendação determinada por Sezerino (2006), que conclui que a carga de sólidos suspensos deve ser inferior a 16 g.m⁻².dia⁻¹ – tomando-se como base a área transversal ao escoamento – para garantir-se boa

eficiência de remoção de DQO e sólidos suspensos e evitar riscos de colmatação.

Os valores de alcalinidade registrados para o efluente de cada etapa do tratamento são apresentados na Figura 7. O aumento de alcalinidade no efluente da fossa digestora, associado à remoção de matéria orgânica ocorrida nessa etapa, indica que o processo de digestão anaeróbia esteve bem equilibrado e estabelecido. Já o incremento de alcalinidade do efluente do alagado construído pode ser explicado pela baixa nitrificação, a qual seria responsável por um consumo de alcalinidade, ocorrida no reator, e pelos processos de digestão anaeróbia que também ocorrem no interior do reator, cujo meio filtrante permanece constantemente saturado.

Figura 7 – Alcalinidade do esgoto bruto (■), do efluente da fossa digestora (◆), do decantador (Δ) e do alagado construído (O)



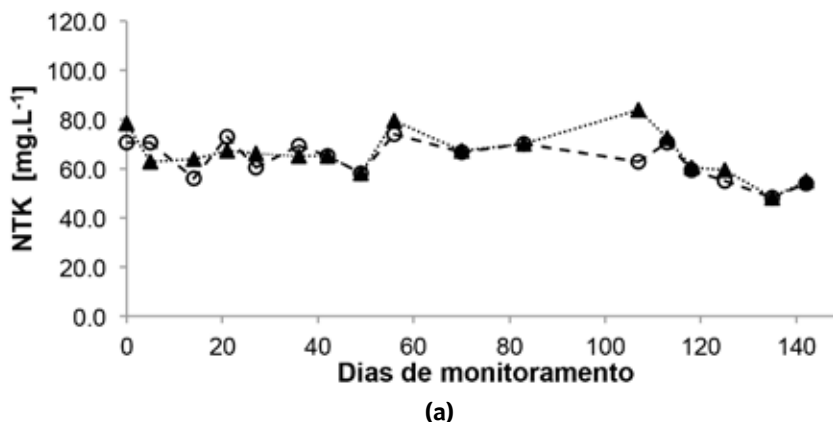
3.2.2 Compostos nitrogenados e fósforo

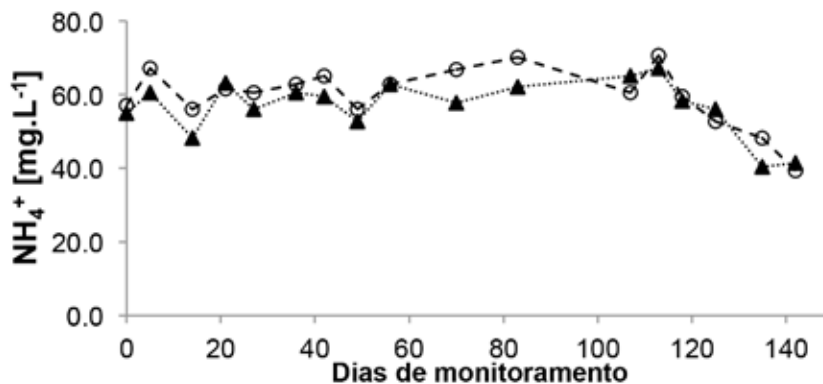
Como não ocorre remoção significativa de nitrogênio e fósforo em reatores anaeróbios como os estudados nesse trabalho, os resultados para o efluente da fossa digestora não foram considerados, apesar de monitorados. Além disso, as concentrações de compostos nitrogenados e de fósforo do esgoto bruto apresentaram grandes variações, o que em parte é explicado pelo método de amostragem e pelas grandes variações que de fato ocorrem nessas concentrações ao longo do dia por conta das atividades do Restaurante Universitário. A concentração de NTK efluente da etapa anaeróbia é então considerada uma

concentração média do esgoto bruto, apesar de ser esperada uma pequena remoção devido aos processos microbiológicos que ocorrem em seu interior. Acredita-se que com essa aproximação pode-se melhor garantir a qualidade da análise das eficiências de remoção desses nutrientes no alagado construído e do sistema como um todo.

As concentrações de NTK e de NH₄⁺ do efluente do decantador (afluente do alagado construído) e do efluente do alagado construído estão apresentadas na Figura 8. Na Figura 9 estão apresentadas as concentrações de fósforo total e solúvel efluentes da etapa anaeróbia (decantador) e do alagado construído.

Figura 8 – (a) NTK efluente do decantador (▲) e do alagado construído (O); (b) NH₄⁺ efluente do decantador (▲) e do alagado construído (O)





(b)

A Figura 7(b) mostra uma tendência de aumento da concentração de NH_4^+ no efluente do alagado construído, o que é explicado pela mineralização do nitrogênio presente em compostos orgânicos. Já a Figura 7(a), juntamente com o resumo dos dados apresentados na Tabela 6, indica que não houve remoção significativa de compostos nitrogenados no leito do alagado construído, visto que as diferenças de concentração média calculada são menores do que o desvio padrão dessas concentrações.

Tabela 6 – Concentrações de NTK e NH_4^+

	Decantador		Alagado Construído			
	NTK	NH_4^+	NTK	NH_4^+	Nitrato	Nitrato
Núm. amostras	17	17	17	17	7	7
Máximo (mg.L^{-1})	84	67	74	71	0,24	0,56
Mínimo (mg.L^{-1})	48	40	48	39	0,00	0,38
Média (mg.L^{-1})	66	57	64	60	0,08	0,48
Desv. Pad. (mg.L^{-1})	9,1	7,6	7,7	8,0	0,11	0,06

A principal hipótese admitida para a explicação da baixa eficiência de remoção de nitrogênio do sistema é a alta carga de nitrogênio total a que o sistema foi submetido. Na Tabela 7 é apresentada uma comparação da eficiência de remoção desse

sistema com a de outros trabalhos relevantes encontrados na literatura.

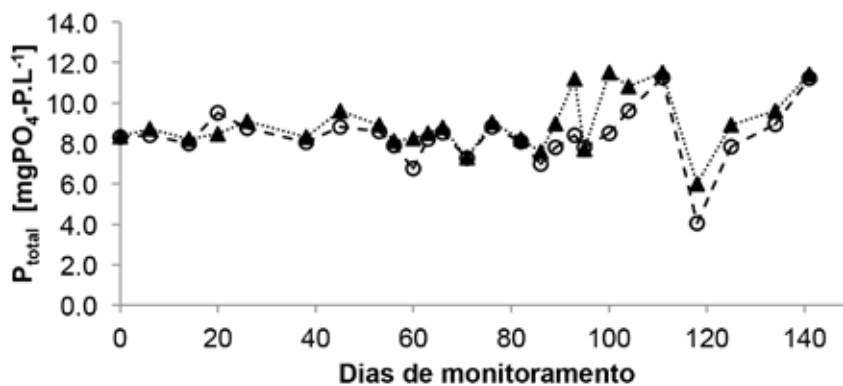
Tabela 7 - Comparação com cargas de nitrogênio total aplicadas na literatura em outros alagados construídos verticais

	Carga NT $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	Remoção NT	Tipo de esgoto
Este trabalho	17,0	Insignificante	Esgoto doméstico
Abdelhakeem et al. (2016)	8,7	19%	Esgoto doméstico
Chang et al. (2011)	1,7	62,5 - 97,1%	Esgoto doméstico
Farahbakshazad (2000)	4,8	94%	Esgoto doméstico
Moreno et al. (2002)	8,1	90%	Efluente de refinaria de petróleo
Debska et al. (2015)	2,54	55%	Esgoto doméstico
Sousa et al. (2000)*	2,6	59 - 65%	Esgoto doméstico
	1,9	59 - 65%	Esgoto doméstico
	1,3	76 - 87%	Esgoto doméstico
Tanner (1994)	2,50	32%	Efluente de suinocultura

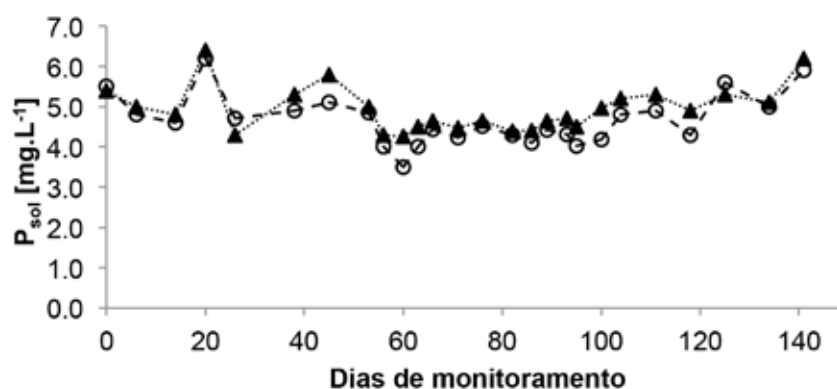
*Alagado construído horizontal

Na Figura 9 são apresentadas as concentrações de fósforo total e solúvel efluentes da etapa anaeróbia (decantador) e do alagado construído.

Figura 9 – (a) Concentrações de fósforo total e (b) Concentrações de fósforo solúvel do efluente do decantador (▲) e do alagado construído (○);



(a)



(b)

Os resultados apresentados na Figura 8 e resumidos na Tabela 8 mostram que não houve remoção significativa de fósforo no alagado construído. A pequena remoção média observada, da ordem de 6% tanto para o fósforo total como para o solúvel, pode ser explicada por fenômenos físicos de filtração capazes de remover uma parte do fósforo orgânico junto com a remoção de sólidos; já a remoção do fósforo em sua forma solúvel é resultado do consumo desse nutriente pelas plantas e da adsorção que ocorre na su-

perfície da brita. Como esperado, a remoção resultante desses processos foi pequena, uma vez que a capacidade de adsorção da brita é muito baixa e o consumo pelas plantas é muito pequeno comparado à carga de fósforo aplicada. Além de esperada, a baixa eficiência de remoção de nutrientes é desejada para que possam ser reciclados na agricultura como biofertilizantes. Na Tabela 9 apresenta-se uma comparação da carga a que esse sistema foi submetido com outros encontrados na literatura.

Tabela 8 - Concentrações de fósforo total e solúvel

	Decantador		Alagado Construído	
	P-total	P-sol	P-total	P-sol
Núm. amostras	26	26	26	26
Máximo (mg.L ⁻¹)	11,5	6,4	11,3	6,2
Mínimo (mg.L ⁻¹)	6,0	4,3	4,1	3,5
Média (mg.L ⁻¹)	9,0	5,0	8,4	4,7
Desv. Pad. (mg.L ⁻¹)	1,4	0,6	1,3	0,6

Tabela 9 - Comparação com cargas de fósforo aplicadas em alagados construídos verticais na literatura tratando esgoto doméstico

	Carga NT g.m ⁻² .d ⁻¹	Remoção TP
Este trabalho	2,3	Insignificante
Abdelhakeem et al. (2016)	0,47	19%
Chang et al. (2011)	0,13	95,7 - 98,3%
Debska et al. (2015)	0,57	88%
Sousa et al. (2000)*	0,25 - 0,29	78 - 88%
	0,18 - 0,21	84 - 88%
	0,12 - 0,14	99,9 - 100%

*Alagado construído horizontal

3.2.3 Coliformes e oxigênio dissolvido

Foram coletadas 6 amostras de esgoto bruto, do efluente do decantador e do efluente do alagado construído com o intuito de caracterizá-los quanto à sua concentração de coliformes ter-

motolerantes, parâmetro utilizado pela norma NBR13969 (ABNT, 1997). Segundo essa norma, deve-se atingir concentração de coliforme fecal inferior a 5000 NMP/100mL e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg.L⁻¹ para reúso do esgoto tratado em pomares, produção de cereais, pastagens para gados e outros cultivos que usem sistemas de escoamento superficial ou irrigação pontual.

Na Tabela 7 estão apresentados os resultados obtidos. O sistema apresentou uma boa remoção de coliformes termotolerantes (2,5 log), porém a média da concentração desse indicador encontrada no efluente não foi capaz de atender aos parâmetros estipulados pela NBR13969.

Para as mesmas amostras do efluente do alagado construído foi medido o oxigênio dissolvido (OD), cujo valor médio foi de 0,61 ± 0,17 mg O₂.L⁻¹. Os valores de OD encontrados também não atenderam a essa norma. Para aumentar a oxigenação do efluente final, acredita-se que seria necessária uma etapa de polimento, como, por exemplo, uma lagoa de maturação ou uma lagoa com macrófitas flutuantes, alimentadas por uma cascata para favorecer a aeração, entre outras possíveis opções existentes.

Tabela 7 - Número mais provável de coliformes totais e termotolerantes

	Bruto		Decantador		Alagado Construído	
	Colif. Totais	Colif. Termotolerantes	Colif. Totais	Colif. Termotolerantes	Colif. Totais	Colif. Termotolerantes
Núm. amostras	6	6	6	6	6	6
Mín. (NMP/100 mL)	3,6.10 ⁷	2,0.10 ⁶	2,6.10 ⁶	4,0.10 ⁴	3,9.10 ⁵	1,0.10 ⁴
Máx. (NMP/100mL)	2,5.10 ⁹	2,3.10 ⁸	3,1.10 ⁷	3,8.10 ⁶	8,7.10 ⁶	4,7.10 ⁵
Média geométrica (NMP/100mL)	3,7.10 ⁸	1,5.10 ⁷	7,1.10 ⁶	4,2.10 ⁵	1,2.10 ⁶	5,0.10 ⁴
Remoção (log)	-	-	1,7	1,6	0,8	0,9

Contudo, deve-se ressaltar que as determinações da NBR13969 (1997) são muito restritivas, principalmente em casos em que se aplica irrigação por gotejamento e em alimentos que serão ingeridos cozidos, situações nas quais o próprio solo pode atuar, de maneira segura e eficaz, como uma barreira aos patógenos. Segundo a WHO (2006),

quando realizada a irrigação por gotejamento de culturas cujos alimentos fornecidos estão distantes do solo, o solo é capaz de representar uma remoção de 4 log. Sob essa perspectiva, a tecnologia avaliada pode ser considerada para promover o reúso para irrigação de pomares e de culturas como milho, feijão, entre outras. Deve-se atentar

que a área dos pomares não deve ser uma área de lazer de crianças, o que representaria um maior risco de contaminação, e, segundo WHO (2006), exigiria critérios mais exigentes de tratamento que os atingidos.

4 CONCLUSÃO

A tecnologia proposta teve como objetivo atender a algumas das características geralmente encontradas no meio rural: necessidade de soluções de baixo custo, fácil manutenção e instalação, que sejam capazes de tratar as águas residuárias transformando-as em um efluente que possa ser devolvido à natureza de maneira segura.

Os resultados obtidos foram satisfatórios e levam à conclusão de que o sistema proposto é efetivo para atender a uma família de 3 a 4 pessoas. Apesar de certo arraste de sólidos ter sido observado na fossa digestora, isso era esperado, e ocorreu sobretudo devido às variações do esgoto bruto afluente que em alguns momentos carregava consigo altas concentrações de sólidos e DQO_{total}. O decantador, etapa subsequente, cumpriu seu papel, de modo que foi capaz de reter os sólidos suspensos de maneira eficaz (eficiência de remoção de 57,5%). Com isso, garantiu-se que o esgoto afluente ao alagado construído tivesse uma carga de sólidos adequada para sua operação, sem apresentar riscos de colmatção para a zona de raízes. O alagado construído operou com carga de 60 gDQO.m⁻².dia⁻¹ e de 12,3 gSST.m⁻².dia⁻¹, atendendo à recomendação determinada por Sezerino (2006), que postula que a carga de sólidos suspensos deve ser inferior a 16gSST.m⁻².dia⁻¹. A eficiência global média de remoção de DQO foi de 89% ± 6%, e a de sólidos suspensos totais, de 92% ± 7%. O sistema mostrou-se resiliente e estável mesmo trabalhando com grandes cargas de DQO, e apresentou um efluente final com concentrações de coliformes termotolerantes aceitáveis para o reúso por irrigação por gotejamento em pomares isolados que não sirvam de espaço de lazer para

crianças, de acordo com os critérios de avaliação de risco à saúde estipulados pela WHO (2006).

No que diz respeito à remoção de coliformes termotolerantes, a eficiência do sistema foi de 99,5%. A eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo do sistema foi quase nula, o que era esperado e até mesmo desejado, visto que esses nutrientes poderão retornar ao solo e contribuir para a irrigação de pomares.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecimentos ao CNPq pela bolsa de pesquisa 133676/2016-1 e à gestão da ETA Cubatão da Sabesp, que forneceu o lodo necessário à pesquisa.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, v. 7, n. 5, p. 803-814, 2016.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969 – Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997

APHA, AWWA e IWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. Centennial Edition 2017

BORJA, P. C.; MORAES, L. R. S. Paradigmas tecnológicos do saneamento básico. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013, Goiânia, GO. **Anais do 27º Congresso da ABES**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2013. p 1-9.

BRASIL. **Lei Nº 11.445**, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>

_____, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília. 2013.

CHAVES, V. T. **Sistema de saneamento ecológico com reutilização de lodo férrico para remoção de fósforo e um novo para-**

digma para o saneamento. Dissertação (Mestrado em Ciências), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 154p. 2018

CHANG, N. B.; XUAN, Z.; DARANPOB, A.; WANIELISTA, M. A. Sub-surface upflow wetland system for removal of nutrients and pathogens in on-site sewage treatment and disposal systems. **Environmental Engineering Science**. v.28, n. 1, p. 11 – 24, 2011. <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0087>

DEBSKA, A. et al. The efficiency of pollution removal from domestic wastewater in constructed wetland systems with vertical flow with common reed and glyceria maxima. **Journal of Ecological Engineering**, v. 16, n. 5, 2015.

ENNES, Y. M. O saneamento no Brasil, repassado à luz da tecnologia apropriada. **Revista Mineira de Engenharia**, v. 3, n. 6, p. 13-16, 1989.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas do Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas populacionais para os municípios e para as Unidades da Federação brasileiros em 01.07.2016**. Brasil, 2016.

METCALF, E. EDDY; EDDY, H. **Wastewater engineer treatment disposal, reuse**. New York: McGraw, 2004.

MORENO, C.; et al. Ammonia removal from oil refinery effluent in vertical upflow macrophyte column systems. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 135, p. 237-247. 2002

REZENDE, S. C.; HELLER, L. **O saneamento no Brasil: Políticas e interfaces**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008, 387p.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima tropical**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.

SOUSA, J. T. et al. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n.1, p. 87-91, Campina Grande, Paraíba: 2000.

TANNER, C. C. Treatment of dairy farm wastewaters in horizontal and up-flow gravel-bed constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 85-93, 1994.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. World Health Organization, 2006.



Tratamento de Esgotos Domésticos em Comunidades Isoladas: Referencial para Escolha de Soluções

Adriano Luiz Tonetti e diversos autores

A publicação é fruto da parceria entre a Unicamp (FEC-Grupo de Pesquisa Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos) e a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES – Seção São Paulo/ Câmara Técnica Saneamento e Saúde em Comunidades Isoladas.

O texto é uma elaboração coletiva de diversos autores e colaboradores que, juntos, propuseram-se a pensar em soluções para o esgotamento sanitário em áreas isoladas ou descentralizadas, com foco no âmbito unifamiliar ou semicoletivo.

A linguagem e o formato da publicação foram desenvolvidos para que um público amplo possa aproveitar as informações e se tornar multiplicador das boas experiências apresentadas.

O livro busca orientar os moradores, gestores públicos e técnicos na escolha de tecnologias para cada caso particular. A publicação também divulga projetos bem-sucedidos e inovadores, elaborados por universidades, institutos de pesquisa, institutos de permacultura e agroecologia, prefeituras municipais e ONGs.

Nessa primeira edição são expostas tecnologias de tratamento de esgoto e soluções de disposição no solo. As tecnologias são apresentadas por meio de desenhos, fotografias e quadros que descrevem os aspectos construtivos, eficiência e manutenção dos sistemas. Outras contribuições poderão ser incluídas na plataforma digital localizada no site da Unicamp. Há previsão para atualizações frequentes do livro, incorporando novas tecnologias e resultados de pesquisas na área.

Mais informações: <http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/index.php/publicacoes/livro/>



Cartilhas sobre tecnologias para o tratamento de esgoto na área rural

Isabel Campos Salles Figueiredo, Bárbara S. C. dos Santos, Adriano Luiz Tonetti, Taína Martins Magalhães

O Projeto “Saneamento Rural” da Unicamp lançou duas cartilhas que ensinam a construir alguns sistemas de tratamento de esgoto que são simples e de baixo custo, ideais para a área rural.

Na primeira cartilha, intitulada “Tratamento de esgoto na zona rural: fossa verde e círculo de bananeiras”, as Fossas Verdes ou Bacias de evapotranspiração (BET) são o foco, junto com o círculo de bananeiras, sistema ideal para o tratamento de águas cinzas.

A segunda cartilha, intitulada “Tratamento de esgoto na zona rural: tanque séptico, filtro de coco e vala de bambu”, ensina a montar o tradicional tanque séptico e a construir um filtro anaeróbico com recheio de cascas de coco verde picado. A cartilha ainda ensina a fazer a disposição final do efluente tratado em valas preenchidas com bambu.

Com muitas fotos e desenhos as cartilhas mostram o passo a passo da construção dos sistemas, ensinam a dimensioná-los corretamente e ainda trazem referências de outros materiais educativos para quem deseja aprender mais. As duas cartilhas podem ser baixadas gratuitamente no site do projeto.

Mais informações: <http://www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/>



Mês	Dias	Evento	Local
Novembro	3 a 7	Water Quality Technology Conference & Exposition	Local: Dallas, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/Events-Education/Events-Calendar/ctl/ViewEvent/mid/6794/OccuranceId/87
	5 a 8	IWA Biofilms: Biofilms & Their Interactions With Surfaces	Local: Santiago, Chile Mais informações: https://iwa-network.org/events/iwa-biofilms-biofilms-their-interactions-with-surfaces/
	10 a 14	International Water Conference	Local: Orlando, Estados Unidos Mais informações: https://eswp.com/water/overview/
	20 a 22	XXXI Congresso Centro-Americano de Engenharia Sanitária e Ambiental	Local: Cidade do Panamá, Panamá Mais informações: http://abes-dn.org.br/?event=aidis-xxxi-congresso-centro-americano-de-engenharia-sanitaria-e-ambiental-de-20-a-22-de-novembro-cidade-do-panama-pan
	24 a 28	XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos	Local: Foz do Iguaçu - PR Mais informações: https://eventos.abrh.org.br/xxiiibrh/
Dezembro	1 a 5	16 th International Specialised Conferences on Small Water and Wastewater Systems	Local: Murdoch, Austrália Mais informações: www.swws2019.com/
	1 a 5	Water and Development Congress & Exhibition	Local: Colombo, Sri Lanka Mais informações: www.waterdevelopmentcongress.org/
	2 a 3	VIII Seminário sobre Tecnologias Limpas	Local: Porto Alegre - RS Mais informações: http://abes-dn.org.br/?event=abes-rs-viii-seminario-sobre-tecnologias-limpas-dias-2-e-3-de-dezembro-porto-alegre-rs
	3 a 5	North American Water Loss Conference & Exposition	Local: Nashville, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/Events-Education/Events-Calendar/ctl/ViewEvent/mid/6794/OccuranceId/89
Janeiro 2020	29 a 31	16 th International Conference on Environmental, Cultural, Economic & Social Sustainability	Local: Santiago, Chile Mais informações: https://onsustainability.com/2020-conference

O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.