



**Editora
Uniesp**

Meio Ambiente e Saneamento: do solo à água

Organizadores

Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros
Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld
Jessica Freire Gonçalves de Melo



ISBN: 978-65-5825-014-2

Meio Ambiente e Saneamento: do solo à água

Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros
Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld
Jessica Freire Gonçalves de Melo
(Organizadores)

Centro Universitário UNIESP

Cabedelo
2020



CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIESP

Reitora

Érika Marques de Almeida Lima Cavalcanti

Pró-Reitora Acadêmica

Iany Cavalcanti da Silva Barros

Editor-chefe

Cícero de Sousa Lacerda

Editores assistentes

Hercilio de Medeiros Sousa
Josemary Marcionila F. R. de C. Rocha

Editora-técnica

Elaine Cristina de Brito Moreira

Corpo Editorial

Ana Margareth Sarmento – Estética
Anneliese Heyden Cabral de Lira – Arquitetura
Daniel Vitor da Silveira da Costa – Publicidade e Propaganda
Érika Lira de Oliveira – Odontologia
Ivanildo Félix da Silva Júnior – Pedagogia
Jancelice dos Santos Santana – Enfermagem
José Carlos Ferreira da Luz – Direito
Juliana da Nóbrega Carreiro – Farmácia
Larissa Nascimento dos Santos – Design de Interiores
Luciano de Santana Medeiros – Administração
Marcelo Fernandes de Sousa – Computação
Márcia de Albuquerque Alves – Ciências Contábeis
Maria da Penha de Lima Coutinho – Psicologia
Paula Fernanda Barbosa de Araújo – Medicina Veterinária
Rita de Cássia Alves Leal Cruz – Engenharia
Rogério Márcio Luckwu dos Santos – Educação Física
Zianne Farias Barros Barbosa – Nutrição

Copyright © 2020 – Editora IESP

É proibida a reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio. A violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610/1998) é crime estabelecido no artigo 184 do Código Penal.

O conteúdo desta publicação é de inteira responsabilidade do(os) autor(es).

Designer Gráfico:
Júlio Isidro Alves Neto

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Padre Joaquim Colaço Dourado (IESP)

M488m Medeiros, Lucivânia Rangel de Araújo.

Meio ambiente e saneamento: do solo a água [recurso eletrônico] / organizado por Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros, Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld, Jessica Freire Gonçalves de Melo. - Cabedelo, PB: Editora UNIESP, 2020.
168 p.

Tipo de Suporte: E-book
ISBN: 978-65-5825-014-2

1. Engenharia. 2. Engenharia ambiental. 3. Meio ambiente. 4. Saneamento. 5. Engenharia civil. I. Medeiros, Lucivânia Rangel de Araújo. II. Breckenfeld, Karolyne Aquino Alexandre. III. Melo, Jessica Freire Gonçalves de. IV. Título.

CDU: 628

Bibliotecária: Elaine Cristina de Brito Moreira – CRB-15/053

Editora UNIESP

Rodovia BR 230, Km 14, s/n,
Bloco Central – 2 andar – COOPERE
Morada Nova – Cabedelo – Paraíba

APRESENTAÇÃO

A obra **“Meio Ambiente e Saneamento: do solo à água”** apresenta em seus 08 capítulos conhecimentos aplicados na Engenharia Sanitária e Ambiental. O uso adequado dos recursos naturais e o saneamento ambiental são primordiais para a promoção da qualidade de vida da população e o desenvolvimento sustentável.

Os estudos ambientais aqui apresentados trazem discussões e soluções para reduzir os danos causados ao meio ambiente, através da avaliação da degradação dos recursos naturais. Estes estudos também se dedicam a buscar novas tecnologias para auxiliar no gerenciamento sustentável de atividades relacionadas ao saneamento ambiental, como a drenagem urbana, reuso de água, tratamento do esgoto e ao descarte e destinação apropriada de resíduos sólidos.

Aos autores dos capítulos, o agradecimento dos organizadores, pela dedicação e esforços, os quais viabilizaram a construção dessa obra.

Por fim, desejamos que este livro, fruto do esforço de muitos, colabore e incentive a busca ao conhecimento de novas tecnologias e manejos que contribuam para o desenvolvimento sustentável.

Jéssica Freire Gonçalves de Melo
Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld
Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros

Sumário

01

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA: PERSPECTIVAS E IMPLICAÇÕES PARA A SEGURANÇA HÍDRICA E ALIMENTAR

Jéssica Freire Gonçalves de Melo
Giulliana Karine Gabriel Cunha
Karina Patrícia Vieira da Cunha

PÁG. 09

02

IMPACTOS AMBIENTAIS DECORRENTES DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS NO SERTÃO PARAIBANO

Carlos Eduardo Pereira de Moraes
Wanessa Alves Martins
Maria de Fátima Araújo Alves
Lucivânia Rangel Araújo de Medeiros
Viviane Farias Silva

PÁG. 34

03

DISPOSIÇÃO IRREGULAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SEU IMPACTO NA QUALIDADE DO SOLO: AVANÇOS, DESAFIOS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Ana Paula de França Marinho
Karina Patrícia Vieira da Cunha

PÁG. 48

04

ANÁLISE FATORIAL APLICADA À VARIABILIDADE DA PRECIPITAÇÃO NA MESORREGIÃO DA BORBOREMA NO ESTADO DA PARAÍBA

Bárbara Frassinetti Brito Sousa
Lívia Maria de Medeiros Martins
Roberta Lima de Lucena
Madson Tavares Silva

PÁG. 75

05

UTILIZAÇÃO DE TELHADOS VERDES NO CONTROLE DA GERAÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM ÁREAS URBANAS

Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld
Ada Cristina Scudelari
Gustavo Barbosa Lima da Silva

PÁG. 94

06

ABORDAGEM DE REUSO DE ÁGUA CINZA EM EDIFICAÇÕES UNIFAMILIARES

Laís Melo de Sá Pereira
Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros

PÁG. 119

07

PARÂMETROS QUE INFLUENCIAM NA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Carlos Eduardo Pereira de Moraes
Wanessa Alves Martins
Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros
Maria de Fátima Araújo Alves
Viviane Farias Silva

PÁG. 134

08

APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA NA PRODUÇÃO DE PEIXES: UMA REVISÃO DE LITERATURA

Bruno de Oliveira Gomes
Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld

PÁG. 152



01

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA: PERSPECTIVAS E IMPLICAÇÕES PARA A SEGURANÇA HÍDRICA E ALIMENTAR

Jéssica Freire Gonçalves de Melo¹;
Giulliana Karine Gabriel Cunha²;
Karina Patrícia Vieira da Cunha³

¹Graduada em Engenharia Civil (UFPB), Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFRN) e Professora dos Cursos de Engenharia Civil e Engenharia Ambiental da FPB;

²Bacharela em Ciências e Tecnologia (UFRN), Graduada em Engenharia Ambiental (UFRN) e Mestranda em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFRN);

³Bacharela em Ciências Biológicas (UFRPE), Doutora em Ciências do Solo (UFRPE), Professora do Curso de Engenharia Ambiental (UFRN) e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFRN).

RESUMO

Os solos fornecem serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da vida no planeta. Em bacias hidrográficas o solo destaca-se, pois, a sua degradação causa processos significativos de degradação da água, como: eutrofização e o assoreamento. Mesmo assim, por muito tempo, a qualidade do solo foi negligenciada em avaliações ambientais das bacias hidrográficas. Apenas nas duas últimas décadas, o solo passou a ser reconhecido como um recurso finito e vem ganhando espaço nessas avaliações. Neste estudo, para identificar a evolução da produção científica mundial e as projeções futuras sobre a qualidade do solo e sua integração com a qualidade da água, foi realizado um levantamento na literatura científica a partir do banco de dados da *Web of Science (WOS) -Coleção Principal*. A análise bibliométrica mostrou o progresso do reconhecimento do solo não como um sistema isolado, mas sim, integrado aos demais ecossistemas e a necessidade da sua preservação para garantir a sustentabilidade do planeta. Os resultados mostraram que apesar de ser crescente o número de estudos que vem discutindo a qualidade do solo integrada a qualidade da água em bacias hidrográficas esta abordagem ainda está restrita nas atividades agrícolas. Sendo necessárias pesquisas mais abrangente com abordagem sistêmica da qualidade do solo e água a fim de servir como base para o desenvolvimento de programas de monitoramento da qualidade do solo e de controle de erosão do solo nas bacias hidrográficas visando manter a produtividade do solo e a segurança hídrica.

Palavras-chave: Erosão; Bacia Hidrográfica; Degradação do Solo.

1. INTRODUÇÃO

Os solos fornecem serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da vida no planeta. Eles suprem nutrientes e água às plantas; suportam o crescimento de suas raízes e são a base para a produção de alimentos; funcionam como reservatório e filtro de água; regulam as emissões de dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa pois armazenam mais carbono do que toda a vegetação acima dele; e hospedam uma enorme diversidade de organismos de importância fundamental para os ecossistemas (BABEL *et al.*, 2020; FAO ; ITPS, 2015).

Além dos valores ecológicos, o solo possui valores sociais, econômicos e culturais (XIE, H. *et al.*, 2020). E dessa forma, conservar o solo não se restringe a garantir a produtividade agrícola e fornecimento de alimentos. Sua conservação implica em manter a qualidade da água e do ar; a biodiversidade e o bem-estar humano. Apesar da importância da conservação do solo ser um tema recorrente na literatura, o potencial produtivo dos solos tem sido rapidamente reduzido em todo mundo. Estima-se que cerca de 75% dos solos no mundo estejam degradados em decorrência do uso antrópico(XIE, H. *et al.*, 2020).

Uma vez que a qualidade do solo responde por uma significativa parcela da qualidade das bacias hidrográficas, prevenir a degradação do solo representa hoje um dos principais desafios da sociedade moderna. De fato, o solo (pedosfera) é considerado o elemento central dos principais desafios do planeta na atualidade: (i) a produção de alimentos e energia; (ii) mitigação dos efeitos das mudanças climáticas; (iii) manutenção da qualidade dos mananciais; e (iv) sustentação da biodiversidade. Na busca por soluções para esses desafios é imprescindível considerar a capacidade que o solo possui de integrar os diferentes sistemas que compõem o planeta: biosfera, hidrosfera, atmosfera e litosfera (Figura 1).

Por muito tempo, a qualidade do solo foi negligenciada em avaliações ambientais das bacias hidrográficas. Apenas nas duas últimas décadas, o solo passa a ser reconhecido como um recurso finito e vem ganhando espaço nessas avaliações. Nos estudos de

previsão de cenários futuros por meio da modelagem ambiental, é evidente o quanto a intensificação da degradação do solo ameaça a segurança alimentar e hídrica no século XXI. As metas de desenvolvimento sustentável só poderão ser alcançadas com ênfase nos processos ecossistêmicos do solo e para tanto um longo caminho se descortina a nossa frente.

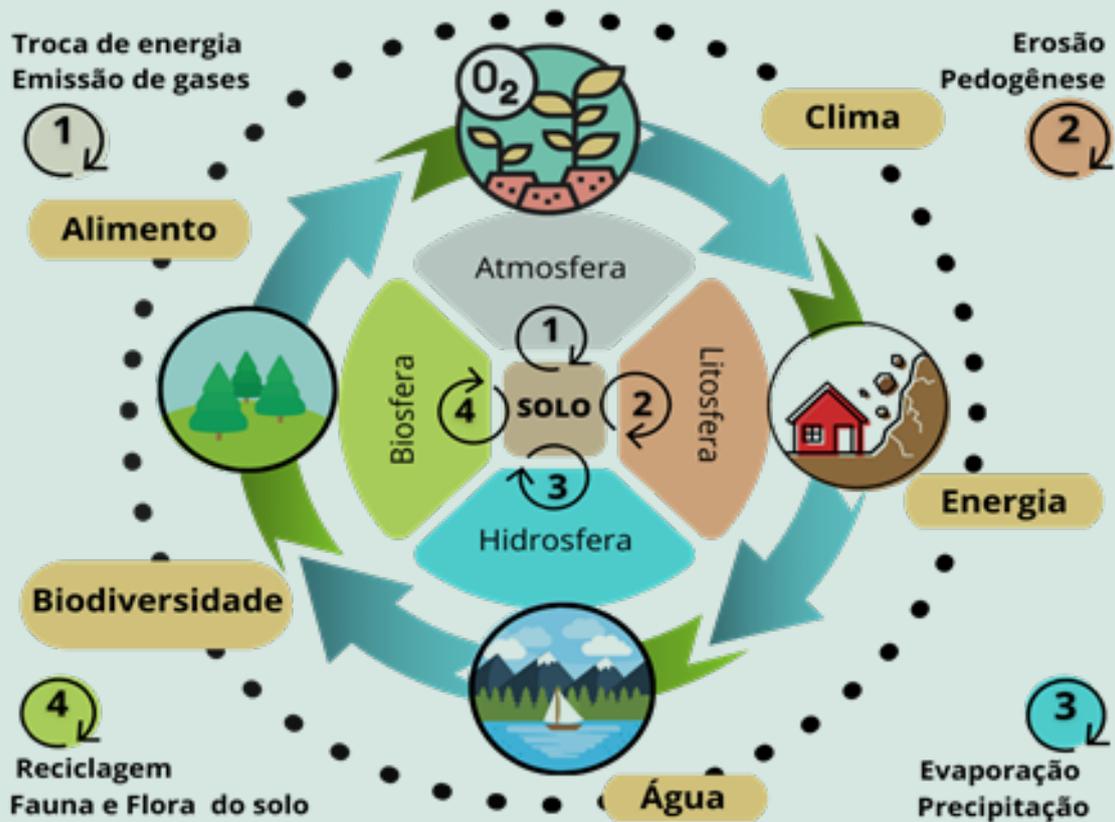


Figura 1.

Solo como centro dos principais desafios do planeta e sua relação com os demais sistemas ambientais no contexto de bacia hidrográfica.
 Fonte: Autores

2. O CONCEITO EMERGENTE DE SEGURANÇA HÍDRICA E SEGURANÇA ALIMENTAR

O rápido crescimento da população humana aumentou substancialmente a demanda pelos serviços ecossistêmicos do solo. O fornecimento de alimentos a uma população mundial crescente que deve chegar a 9,5 bilhões em 2050 requer um aumento de 70% na produção agrícola (LAL, 2015). Dois importantes conflitos são gerados em decorrência disso: (1) crescimento da população *versus* escassez de terras aráveis, o que ameaça a segurança alimentar; (2) demanda por alta produtividade agrícola *versus* severa erosão do solo arável enriquecido em nutrientes e contaminantes, que ao alcançar os sistemas aquáticos ameaça a segurança hídrica. Percebe-se assim a relação entre segurança alimentar, segurança hídrica e a qualidade do solo.

É evidente que para alcançar a Meta de Desenvolvimento Sustentável proposto pelas Organizações das Nações Unidas (ONU, 2015), o uso indiscriminado do solo, dos recursos hídricos e energéticos para manter a produção alimentar não poderá continuar o mesmo. Para se ter ideia, a produção agrícola é responsável por cerca de 70% do consumo de água doce e de 30% do consumo de energia no mundo (FAO, 2014).

Os dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU que compõem a Agenda 2030 apontam para a dependência sistêmica do nexos Água-Alimento-Energia do qual emergem os conceitos de segurança hídrica e alimentar tão difundidos na atualidade (LAL, 2020). A segurança alimentar é entendida como a capacidade de garantir acesso a alimentos de qualidade e quantidade suficiente, sem comprometer a saúde e as demais necessidades essenciais, tendo como base práticas que sejam ambientais, culturais, econômicas e socialmente sustentáveis (BRASIL, 2006). O tema da segurança alimentar foi abordado pela primeira vez em 1798, pelo economista e demógrafo inglês Thomas Robert Malthus, que aquela época defendia a ideia de que o crescimento demográfico iria ultrapassar a capacidade produtiva dos solos agrícolas (Figura 2) gerando fome e miséria.

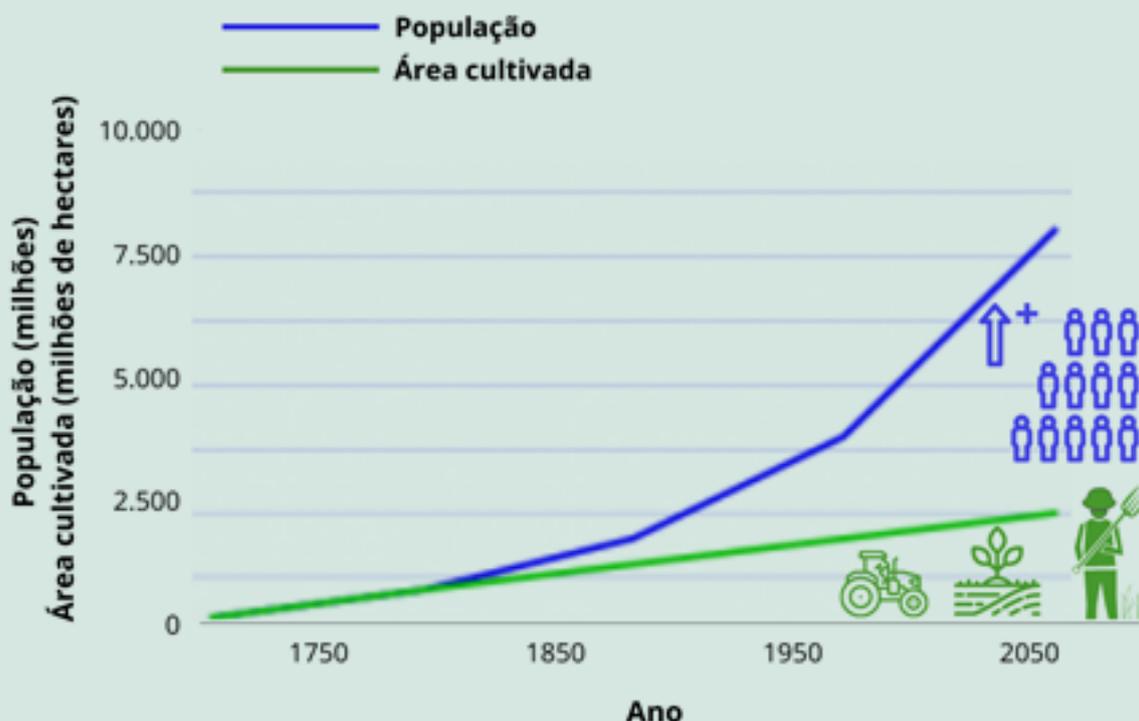


Figura 2.

Alteração histórica em população mundial e áreas cultivadas evidenciando ameaça a segurança alimentar. Fonte: Adaptado de Lal, 2015.

A segurança hídrica tem sido definida como o acesso sustentável a quantidades adequadas de água de qualidade aceitável para sustentar o bem-estar e a sobrevivência humana, o desenvolvimento ambiental e socioeconômico (UN WATER, 2013). Tanto a segurança alimentar como hídrica envolve estratégias que envolvem etapas desde a extração na natureza até seu destino final após o consumo humano.

A erosão do solo, considerada uma das principais formas de degradação ambiental, é também uma das principais ameaças à segurança hídrica e alimentar (WANG *et al.*, 2018). Estima-se que para cada indivíduo no planeta haja uma perda erosiva equivalente a 2,8-4,2t de solo por ano. Isso representa um total de em 20-30 Gt de solo perdido por ano no mundo (FAO; ITPS, 2015). A erosão dos horizontes superficiais do solo reduz o volume de enraizamento para as culturas e o armazenamento de água o que compromete o crescimento das plantas cultivadas resultando em perdas de produtividade. A perda de 10 cm de profundidade do solo equivale a redução de 4% no rendimento das culturas (FAO; ITPS, 2015), o que a longo prazo ameaça a segurança alimentar.

É importante ressaltar que a taxa de perda de solo por erosão hídrica é de 10 a 1000 vezes maior do que a taxa de formação dos solos. Esse dado é importante para reflexão de que a postura preventiva é sempre mais adequada que a corretiva, uma vez que a recuperação do solo ocorre em velocidade menor que a sua degradação.

Além da perda do solo, a erosão resulta na perda de nutrientes. Estima-se que 23-42 Mt de N e 15-26 Mt de P sejam perdidos do solo agrícolas anualmente. Essas perdas representam um custo final de até US \$ 33-60 bilhões para o nitrogênio (N) e US \$ 77-140 bilhões para fósforo (P), quando se considera a necessidade de reposição desses nutrientes do solo com fertilizantes nitrogenados e fosfatados (FAO; ITPS, 2015). Além disso, os nutrientes perdidos pela erosão não representam apenas um custo econômico, mas um custo ambiental substancial associado à produção e uso de fertilizantes em sistemas agrícolas que ameaça a segurança hídrica.

O solo reconhecido como integrador dos sistemas ambientais (Figura 1) ganha um papel de destaque na busca de soluções sustentáveis que garantam a segurança hídrica e alimentar no século XXI. Um conhecimento sistêmico e cada vez mais abrangente do solo e da sua relação com a qualidade das águas nas bacias hidrográficas é requerido para alcançar a gestão sustentável do ambiente.

3. ABORDAGEM SISTÊMICA DA QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA

O solo é um sistema aberto que está em constante troca de matéria e energia com outros sistemas, esta sua característica faz com que o seu desenvolvimento dependa do ambiente em que está inserido, como também interfira nos sistemas ao seu redor.

Em bacias hidrográficas ocorrem interações entre os sistemas solo e água, estas interações variam a partir das condições ambientais

e antrópicas da região. A preservação do solo com vegetação em bacias hidrográficas promove a proteção contra perdas erosivas e a manutenção da qualidade da água dos corpos hídricos enquanto a supressão vegetal para o uso e ocupação do solo por atividades antrópicas aumentam as perdas erosivas do solo e reduz a qualidade dos sistemas terrestres e aquáticos (HA; ZHANG, Z.; WU, M., 2018).

Por exemplo, é bastante difundido que os diferentes uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas interferem na qualidade da água dos seus corpos hídricos (EWANE, 2020; GARCIA; MANTOVANI; GOMES, 2018; HA; ZHANG, Z.; WU, M., 2018; XIE, Y. *et al.*, 2018). Isto porque as atividades antrópicas, como agricultura e ocupação urbana, degradam a qualidade do solo, deixando-o mais susceptível a erosão (MOURI; TAKIZAWA; OKI, 2011). As atividades antrópicas também adicionam nutrientes e contaminantes ao solo, e estes chegam aos corpos hídricos, adsorvidos ao produto da erosão, reduzindo a qualidade da água (GUO; HAO; LIU, B., 2015). Sais minerais, nutrientes, contaminantes, partículas minerais e orgânicas podem alcançar sistemas aquáticos superficiais por meio do escoamento superficial e erosão

Em bacias hidrográficas, a ausência de cobertura vegetal aumenta a taxa de escoamento superficial que lava os solos agrícolas enriquecidos por fertilização nitrogenada e fosfatada (Figura 3) que ao alcançar os sistemas aquáticos aceleram o processo de eutrofização. Esse processo leva à proliferação excessiva de produtores primários como cianobactérias que produzem toxinas (CARPENTER *et al.*, 1998) e reduzem o oxigênio dissolvido e a qualidade da água. Como consequência da eutrofização das águas pode-se ter ainda a perda da biodiversidade, com a mortandade de peixes e outros organismos aquáticos, problemas de saúde da população e aumentos nos custos do tratamento da água para garantir a disponibilidade de recursos hídricos de qualidade para o atendimento às demandas de irrigação e abastecimento humano (NASELLI-FLORES *et al.*, 2007).

O aumento do escoamento superficial e a intensificação do processo erosivo também aumentam o aporte de sedimentos aos corpos hídricos, isto favorece outro processo, o assoreamento (Figura 3). Diante disso, dentre os processos de degradação do solo o processo de erosão vem sendo amplamente discutido no contexto das bacias hidrográficas por intensificar o transporte de sedimentos e nutrientes do solo para água, acarretando tanto a eutrofização

como o assoreamento (BING *et al.*, 2013; MENESES *et al.*, 2015; VALLE JUNIOR *et al.*, 2014). A eutrofização e o assoreamento dos sistemas aquáticos afetam a disponibilidade hídrica, tanto em relação à quantidade como a qualidade, ameaçando o abastecimento para o consumo humano, como também para os diversos usos essenciais para a humanidade. Além disso, a erosão favorece a redução da capacidade produtiva dos solos, devido ao comprometimento da qualidade física, química e biológica dos solos (ZHANG *et al.*, 2017).

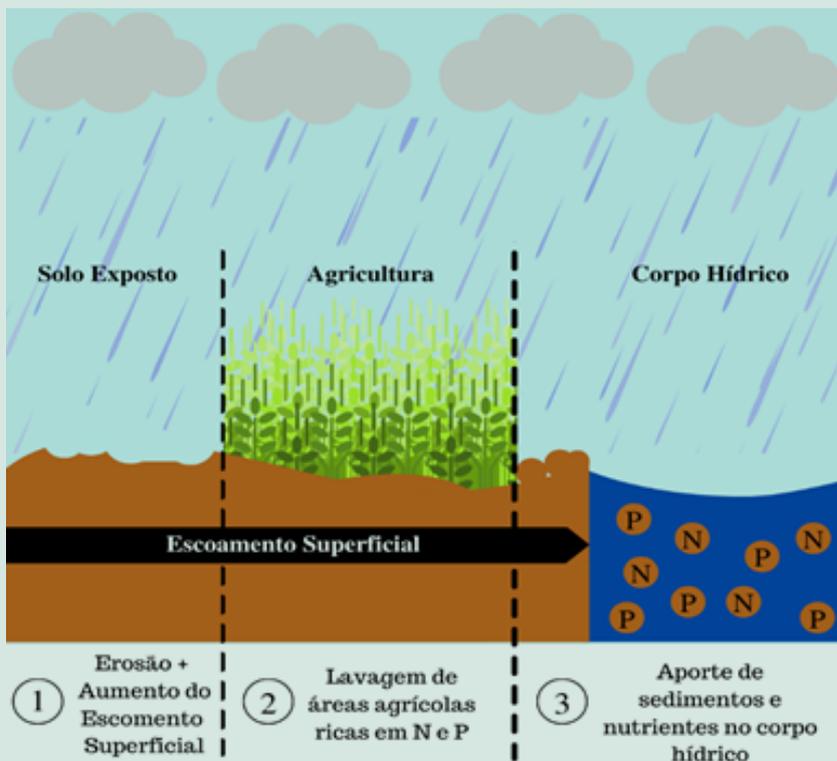


Figura 3.

Aporte de nutrientes e sedimentos no corpo hídrico pelo aumento do escoamento superficial e erosão nas áreas de solo exposto e lavagem de áreas com usos antrópicos; N: Nitrogênio, P: Fósforo.
Fonte: Autores

Além dos fatores antrópicos, os fatores ambientais também regem a interação entre os sistemas solo e água, como por exemplo, o fator clima. Em regiões semiáridas tropicais, geralmente, os solos são naturalmente vulneráveis aos processos erosivos, devido ao seu clima ser caracterizado por regime pluviométrico com secas periódicas formando solos arenosos e menos desenvolvido do que, por exemplo, os solos da região tropical úmida (CAMMERAAT; CERDÀ; IMESON, 2010). Portanto, espera-se que em regiões semiáridas, com solos naturalmente vulneráveis a erosão, seja maior o transporte de sedimentos entre os sistemas solo e água, resultando em processos mais intensos de eutrofização e assoreamento nos seus corpos hídricos.

Neste contexto, o planejamento do uso e ocupação do solo e a recuperação de áreas dentro das bacias hidrográficas, visando à conservação de seus serviços ecossistêmicos, requerem um estudo integrado da qualidade do solo e da qualidade da água para auxiliar na seleção de medidas adequadas para o manejo do solo.

4. EVOLUÇÃO DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA MUNDIAL E NOVAS TENDÊNCIAS DAS PESQUISAS

A integração da qualidade do solo e da água têm sido uma temática constantemente discutida pela comunidade científica universal nos últimos anos. Essa evolução se dá principalmente, pelo consenso que não apenas as atividades antrópicas como agricultura causam alterações nas características do solo, atuando como fonte de poluição difusa para os ecossistemas aquáticos. Atividades como a pecuária e urbanização também contribuem para a degradação do solo, e conseqüentemente da água (WEI *et al.*, 2019).

A avaliação integrada da qualidade do solo e da água surgiu e evoluiu com intuito de minimizar os riscos à segurança hídrica e alimentar. Com o entendimento que as atividades antrópicas no solo podem causar sua degradação, os nutrientes e contaminantes adicionados podem ser transportados por meio do escoamento superficial aos corpos hídricos, aumentando o risco de eutrofização (NGUYEN *et al.*, 2017).

Para identificar a evolução da produção científica mundial e as projeções futuras sobre a qualidade do solo e sua integração com a qualidade da água, foi realizado um levantamento na literatura científica a partir do banco de dados da *Web of Science (WOS) - Coleção Principal*. Na pesquisa, em 04 de agosto de 2020, foi usada a função TS= (“soilquality” and “waterquality”) com dados

publicados de 1945 a 2020. O estudo retornou 884 publicações que contam com artigos e resumos de conferências, mas para nossa pesquisa apenas utilizamos os artigos publicados, que contabilizaram 776 documentos, 87,49% do total de publicações. A base de dados da *WOS* não estima documentos como os trabalhos de conclusão, dissertações, teses e revistas nacionais com fator de impacto baixo, pois apresentam baixa visibilidade internacional e a maioria é considerada como literatura cinza.

As informações extraídas dos artigos continham ano de publicação, autores, categorias de assunto, nome das revistas, número de citações, palavras chaves e países de origem da publicação. As palavras chaves foram mapeadas numa rede co-ocorrência através do programa *VOSviewer 1.6.14* (Leiden University, Leiden, The Netherlands).

Apesar da bibliometria ter sido realizada de 1945 a 2020, o primeiro registo de artigo apenas ocorreu em 1976 (Figura 4), abordando a qualidade do solo e da água como um indicador de qualidade de vida. As próximas publicações só aconteceram após 12 anos de lapso temporal, em 1988 (Figura 4). Essas pesquisas envolveram modelos ecológicos e o controle da qualidade da água. No Brasil a primeira publicação ocorreu em 2001, após 25 anos da primeira publicação a nível global (Figura 4), abordava o impacto ambiental de metais pesados de lodo de esgoto em solo ácido e sua influência na qualidade da água.

A partir de 1991, as publicações sobre a temática começaram a crescer com constância, aumentando ao longo dos anos (Figura 4), tendo o pico máximo em 2017 e 2019 com 61 artigos. O ano 2020 apresentou 19 artigos, no entanto vale ressaltar que no nosso estudo apenas foram consideradas as publicações do primeiro semestre de 2020, e a projeção mostra que o número de publicações de pesquisas integradas da qualidade do solo e da água, tendem aumentar.

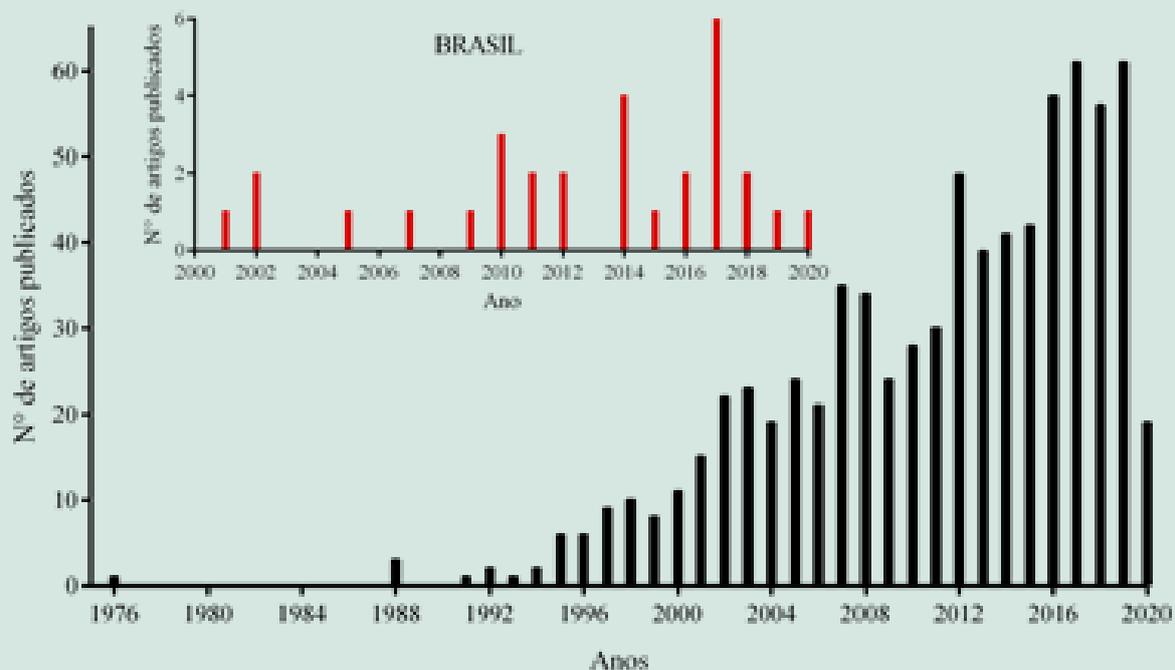


Figura 4.

Performance das publicações sobre a integração da qualidade do solo e da água de 1976 a 2020 no mundo e no Brasil

As discussões sobre qualidade do solo dentro da comunidade científica começaram efetivamente no início dos anos 90, com a publicação do relatório *“Soil and water quality – An Agend for Agriculture”* nos Estados Unidos. Surgia o entendimento que a qualidade do solo é tão importante quanto à qualidade da água e do ar, e a preocupação com a degradação dos recursos naturais, principalmente em relação ao manejo do solo com a sustentabilidade agrícola. No princípio, o enfoque era nos sistemas agrícolas e o aumento de sua produtividade, a partir da manipulação dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

As publicações por pesquisadores brasileiros representaram apenas 3,87% dos artigos científicos publicados, contabilizando 30 publicações. O pico de artigos científicos publicados por brasileiros foi no ano de 2017 (6 publicações). O aumento no número de publicações entre 2007 e 2008 que ocorreu tanto mundialmente como nacionalmente, pode ter relação com o fato histórico das Nações Unidas ter instituído o ano de 2015 como o Ano Internacional dos Solos (FAO; ITPS, 2015). Nessa época, a atenção dos pesquisadores voltou-se para esse recurso, sendo criados espaços para mais debate. A produção científica brasileira acerca da temática, ainda é incipiente em relação às publicações

ao redor do mundo. Os pesquisadores norte-americanos, por exemplo, publicaram 32,73% dos 776 artigos. Essa diferença se dá principalmente por que uma grande parcela das pesquisas desenvolvidas no Brasil fica disponível apenas na esfera nacional, tendo poucas publicações de artigos no âmbito internacional, dificultando a ampliação do debate sobre a temática.

A Figura 5 apresenta a quantidade de vezes que os artigos foram citados ao longo dos anos no Brasil e no mundo. O número de citações demonstrou a mesma tendência que o número de publicações, ou seja, os artigos dos pesquisadores brasileiros foram pouco citados, quando comparados ao resto dos países, demonstrando oscilações ao longo dos anos, diferente dos outros países, onde o crescimento é exponencial. Esses tópicos precisam de avanço, sendo fundamental que as pesquisas realizadas no país auxiliem a universalização da temática. A divulgação internacional das pesquisas desenvolvidas no Brasil, um país tropical e de grande diversidade pedológica, poderia ampliar e aprimorar o conhecimento e a integração entre os sistemas aquáticos e terrestres.

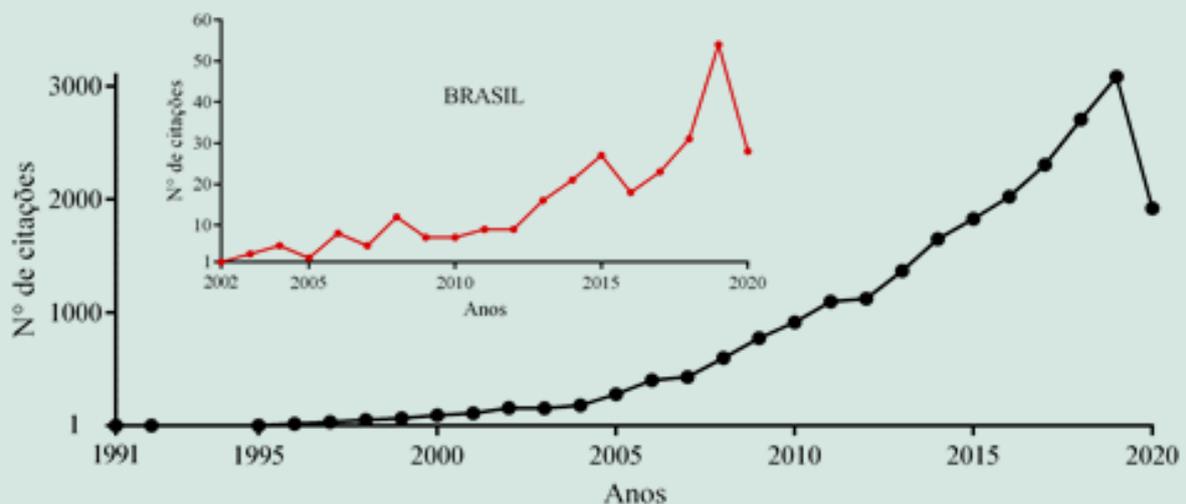


Figura 5.

Número de citações dos artigos científicos em relação aos anos sobre a integração da qualidade do solo e da água de 1976 a 2020 no mundo e no Brasil

As pesquisas sobre qualidade do solo e da água foram publicadas em 341 revistas indexadas a coleção principal da *Web of Science*, no período de 1976 a 2020. Os três principais periódicos são *Journal of soil and water conservation*, com 30 artigos, *Journal of Environmental Quality* com 23 artigos e *Science of the total environment* com 20 artigos, junto os artigos destes periódicos

representa 9,4 % das publicações. Os outros 703 artigos estão distribuídos entre as 328 revistas restantes.

Um total de 92 países publicou artigos sobre a qualidade do solo e da água, sendo que os 10 principais produziram 575 artigos representando 74,09% das publicações de 1976 a 2020 (Figura 6). Os Estados Unidos e China foram os países que mais publicaram, juntos o número dos seus artigos correspondem a 41,50% do total de publicações de todos os países.

O EUA apresentou maior desenvolvimento de pesquisas dentro da nossa temática, com 254 artigos e uma média de 50,3 citações por item. Isso é esperado, uma vez que o EUA é um país desenvolvido. Dessa forma, os estudos científicos têm mais qualidade e repercussão, assim acontece também a respeito da interação do solo com água. Vale salientar, como dito anteriormente, que as primeiras discussões sobre a qualidade do solo começaram nos EUA, liderados pela Sociedade Americana de Ciência do solo (SSSA). O Brasil apareceu na quinta posição com apenas 30 publicações, e uma média de citações de 9,57 por item, reforçando argumento de que os estudos integrando a qualidade do solo e da água no país são incipientes e precisamos avançar.



Figura 6.

Os 10 principais países que publicam sobre a interação qualidade do solo e da água de 1976 a 2020

Os 776 artigos foram distribuídos em 74 categorias de assuntos. As 10 principais categorias de assunto da *Web of Science* estão apresentadas na Figura 7. Tanto no mundo como no Brasil as duas principais categorias de assunto são: as ciências ambientais e recursos hídricos. Os artigos das categorias recursos hídricos e ciência do solo, concentram a maioria dos seus artigos nos estudos de um único ecossistema, na água ou no solo. A principal área que abrange a integração da qualidade da água e do solo nos seus estudos, demonstrando a interdisciplinaridade do tema, é as ciências ambientais. Nos últimos 10 anos, o número de publicações nessa categoria vem aumentando consideravelmente.

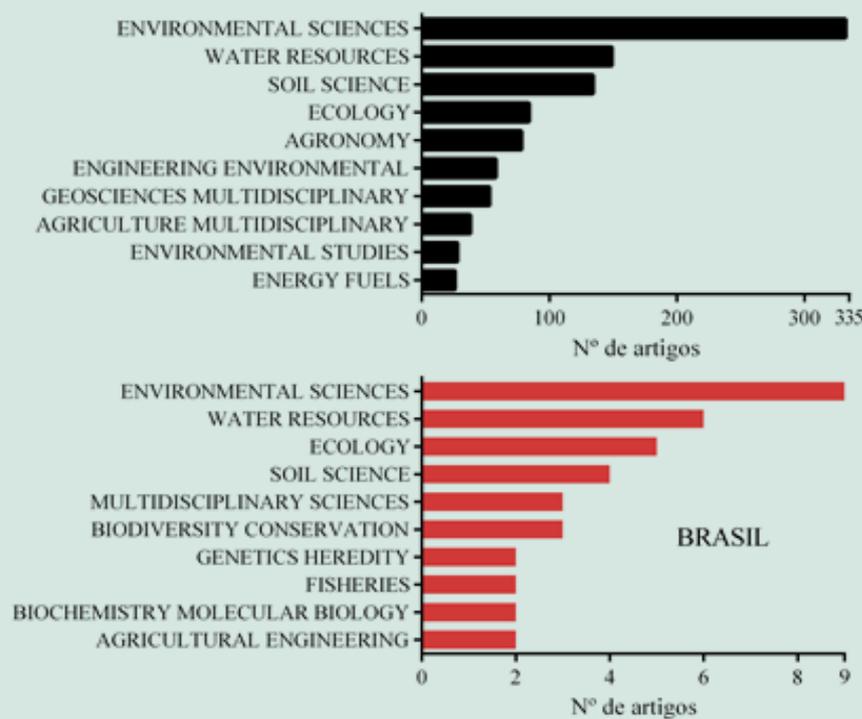


Figura 7.

As 10 principais categorias de assunto da *Web of science* sobre a integração da qualidade da água e do solo no mundo e no Brasil de 1976 a 2020

A predominância das publicações da qualidade da água e do solo na última década nas ciências ambientais, demonstra uma transição nos estudos científicos. Ou seja, o entendimento que era necessário focar as pesquisas em apenas um ecossistema, seja água ou solo, começou a substituído pelo entendimento que as pesquisas precisam ser integradoras dos dois ecossistemas.

As 10 principais palavras chaves dos autores que apresentaram maior ocorrência (Tabela 1) indicam a integração da água e do solo principalmente pela agricultura, com adição de fertilizantes a base de fósforo, e suas consequências na qualidade da água.

Palavras-chave	Ocorrências	Total de links
Qualidade da água (waterquality)	72	142
Qualidade do solo (soilquality)	76	126
Solo (soil)	34	55
Fósforo (phosphorus)	19	44
Agricultura (agriculture)	25	39
Irrigação (irrigation)	26	38
Água subterrânea (groundwater)	25	36
Biodiversidade (biodiversity)	16	30
Água (water)	15	29
Metais pesados (heavymetal)	28	28

Tabela 1.

As 10 Principais palavras chaves dos autores com maior ocorrência e links

As palavras-chave atribuídas aos autores foram agrupadas em sete clusters baseados na ocorrência com outras palavras-chave (Figura 8).

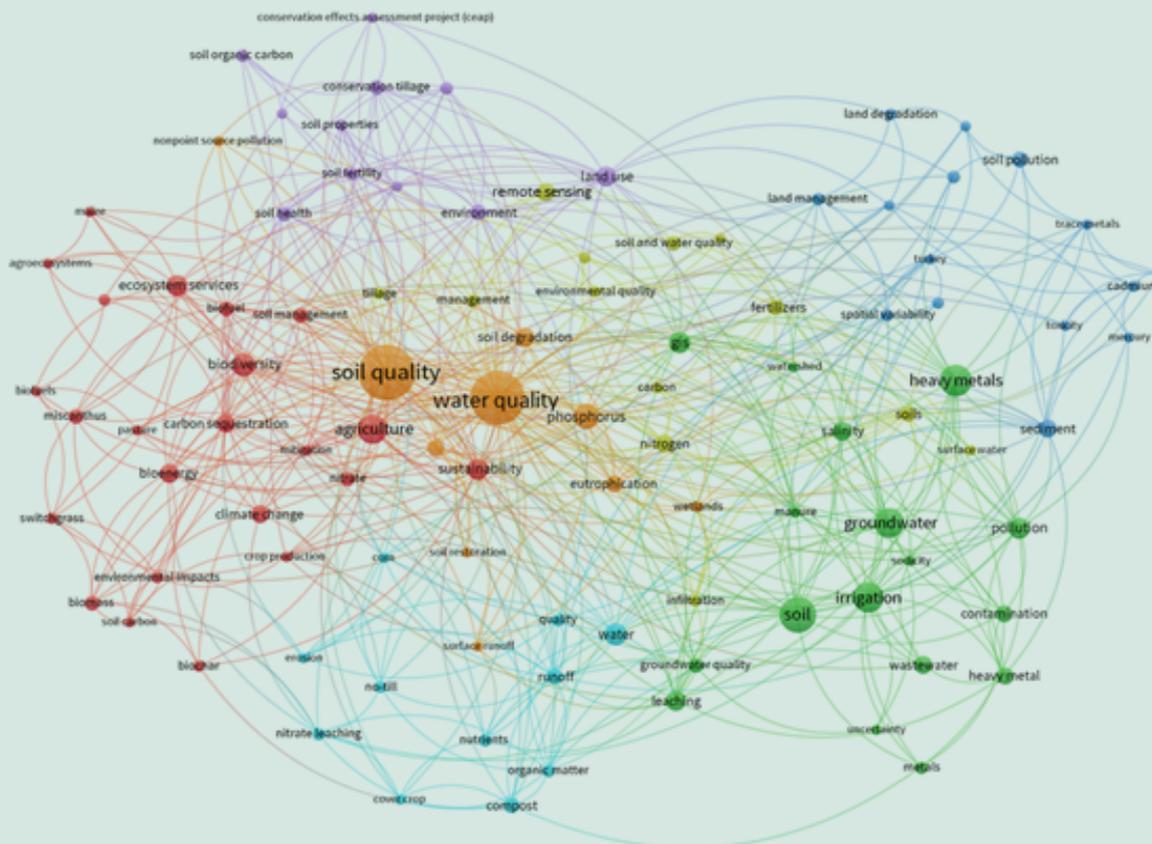


Figura 8.

Mapa de co-ocorrência das 100 principais palavras-chave dos autores. O diâmetro do círculo representa a quantidade de ocorrência das palavras-chave, as cores representam grupos distintos.

1. Vermelho – Composto por 23 itens representa o grupo de artigos sobre a atividade agrícola e sua sustentabilidade, manejo do solo, impactos ambientais associados aos sistemas agrícolas, sequestro de carbono e serviços ecossistêmicos do solo.

2. Verde – O cluster é composto por 17 palavras chaves representando as publicações a respeito da contaminação das águas subterrâneas a partir da lixiviação dos metais pesados, assim como a irrigação e os problemas de salinidade e sodicidade no solo.

3. Azul – O cluster composto por 13 palavras chave segregando as publicações sobre a degradação do solo, a poluição da água e sedimento por metais pesados.

4. Amarelo – Composto por 13 itens representa as pesquisas sobre o manejo na fertilização no solo, suas implicações na qualidade do solo e da água, e o sensoriamento remoto como ferramenta para atingir a qualidade ambiental dos ecossistemas.

5. Lilás – O cluster é composto por 11 palavras chaves agrupando as publicações sobre a conservação, propriedades, fertilidade e saúde do solo.

6. Azul claro - Composto por 11 itens, o cluster representa as publicações sobre a lixiviação de nutrientes, compostos orgânicos, erosão do solo e escoamento superficial.

7. Laranja – O cluster é composto por 10 itens representando as publicações a respeito do solo como fonte de poluição difusa, a partir da degradação de sua qualidade, como também a degradação da qualidade da água, causando a eutrofização.

A partir do cluster foi possível observar que há uma tendência dos estudos na integração da qualidade da água e do solo, se concentrarem no transporte de nutrientes do solo até os ecossistemas aquáticos. Sendo o fósforo, o principal nutriente estudado, com a justificativa de que em excesso nos corpos aquáticos pode causar eutrofização. Apesar do entendimento que outras atividades além da agricultura auxiliam na degradação do solo, e conseqüentemente da água. Os estudos continuam, em sua maioria, focados na atividade agrícola como principal fonte de poluição das águas. A compreensão que as atividades antrópicas causam mudanças no solo, podendo causar a degradação da qualidade da água, facilita o monitoramento, auxiliando no manejo adequado, sendo assim garantido a segurança hídrica e alimentar.

5. PROGRESSO E PERSPECTIVAS FUTURAS DO GERENCIAMENTO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

A análise bibliométrica mostrou o progresso do reconhecimento do solo não como um sistema isolado, mas sim, integrado aos demais ecossistemas e a necessidade da sua preservação para garantir a sustentabilidade do planeta (Figura 1). Os resultados mostraram que é crescente o número de estudos que vem discutindo a qualidade do solo integrada a qualidade da água em bacias hidrográficas. Porém, a análise bibliométrica mostrou que esta abordagem ainda está focada nas atividades agrícolas, apesar de ser amplamente sabido que a supressão da vegetação nativa para o uso e ocupação do solo, não se restringindo apenas a agricultura. A urbanização, industrialização e mineração também reduzem a qualidade do solo, favorece as perdas erosivas e reduz a qualidade da água.

Esta evolução da abordagem sistemática da qualidade do solo e da água em bacias hidrográficas é mais visível quando se restringe apenas aos fatores antrópicos. Os fatores ambientais, como o clima, também ditam respostas da degradação do solo na qualidade da água. Principalmente, tratando-se do processo erosivo do solo cujos impactos na qualidade do solo e da água de bacias hidrográficas são bastante difundido (BENCHETTOUH; KOURI; JEBARI, 2017; BING *et al.*, 2013; GUO; HAO; LIU, B., 2015). Por exemplo, existem áreas com solos naturalmente vulneráveis a erosão que se espera que respondam de forma diferente a áreas com solos mais maduros, menos susceptível ao processo erosivo, mesmo estas duas áreas apresentando a mesma atividade antrópica de degradação. Sendo evidente a necessidade de inserir na abordagem em bacias hidrográficas uma maior variabilidade espacial, a fim de entendermos também como os diversos fatores naturais atuam na resposta da degradação do solo e da água. Por isso, é tão importante a divulgação internacional das pesquisas desenvolvidas no Brasil que em conjunto as demais regiões do mundo, auxiliam e aprimoram essa área do conhecimento em franco desenvolvimento.

Para se ter uma maior compreensão de como os diversos fatores ambientais e naturais interfere no processo erosivo dentro de uma bacia hidrográfica é importante monitorar este processo. Porém, as medições em loco são caras e muitas vezes inviáveis economicamente, por isso, desenvolveram-se vários modelos para avaliar a perda de solo devido à erosão, destacando-se o modelo empírico Equação Universal de Perda do Solo (EUPS) (PARK *et al.*, 2011). A EUPS é compatível com as técnicas de sistema de informação geográfico (SIG) e sensoriamento remoto, ferramentas úteis para estimar a perda de solo e que contornam as dificuldades encontradas em campo para estimar a perda de solo em grandes áreas. Sendo crescente. O número de estudos que usam a EUPS integrada com SIG para quantificar a erosão em bacias hidrográficas (CHATTERJEE; KRISHNA; SHARMA, A. P., 2014; HUI *et al.*, 2010; JAZOULI, EL *et al.*, 2017; MIHI; BENARFA; ARAR, 2020; SINGH; PANDA, 2017). Estes trabalhos mostram que esse modelo empírico associado ao uso de sensoriamento remoto e GIS fornece informações satisfatórias de estimativa de erosão da superfície, com precisão e custos razoáveis.

Devido aos impactos negativos que podem ser causados pela erosão intensa nas bacias hidrográficas sobre os recursos naturais, destaca-se a importância da realização de estudos que quantifiquem a erosão aliado ao estudo da qualidade do solo e da água para auxiliar no planejamento ambiental adequado de bacias hidrográficas, além de gerar banco de dados para auxiliar nas tomadas de decisão. Portanto, perspectiva-se que haja uma evolução nos estudos em bacias hidrográficas, no sentido de analisar de forma conjunta como os diversos fatores naturais e antrópicos de cada região respondem a degradação ambiental e a partir destes resultados monitorar e avaliar os impactos ambientais nos recursos naturais, a fim de permitir o controle e mitigação da degradação do solo e da água e obter dados e respostas mais próximas da realidade de cada região.

É importante desenvolver métodos de avaliação do solo e da água que utilizem um número mínimo de indicadores para melhorar a eficiência do trabalho e reduzir o tempo e as despesas com mão de obra e tecnologias.

A grande maioria dos estudos sobre qualidade do solo leva em consideração os horizontes superficiais do solo. De fato, é fácil medir e avaliar os atributos do horizonte superficial do solo. No entanto,

os atributos superficiais fornecem informações incompletas porque as funções do solo são impulsionadas por processos pedogenéticos que estão ocorrendo continuamente ao longo de todo o perfil do solo. A ampliação dessas avaliações para os horizontes subsuperficiais ajudará a identificar as propriedades que têm maior influência nas funções básicas do solo e se configura como um desafio a Ciência do solo moderna.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Cientes da necessidade de voltarmos a atenção para a conservação dos solos, as Nações Unidas e a União Internacional de Ciência do Solo (IUSS) proclamou o período de 2015-2024 como a Década Internacional dos Solos (FAO; ITPS, 2015). Porém, restando pouco mais de três anos para finalizarmos esse prazo, o solo continua sendo um recurso negligenciado e a produção agrícola ocorre em 37% dos solos globais, com 75 % dos solos em degradação insustentável.

A gestão integrada da qualidade do solo e da água é fundamental para resolver os problemas globais, especialmente àqueles relacionados à segurança alimentar, segurança hídrica, mudança climática e biodiversidade. Pesquisas futuras devem focar na prevenção e o controle da degradação do solo.

A comunidade científica do solo deve fortalecer a pesquisa básica e aplicada, buscando a interseção das ciências agrárias com as demais ciências. A difusão da popularização da ciência do solo deve ampliar a compreensão das pessoas sobre a importância de se manter os serviços ecossistêmicos do solo.

A divulgação de pesquisas da ciência do solo e sua interação com as outras ciências aumentaram e devem continuar a crescer nos próximos anos. O grande desafio é tornar essas pesquisas mais abrangentes e de mais longo prazo. Os resultados gerados em programas de monitoramento da qualidade do solo em longo prazo serão fundamentais para que as autoridades locais estabeleçam políticas de direcionamento mais eficazes para controlar a propagação das áreas degradadas no mundo.

Assim como ocorre com a gestão das águas, são necessários instrumentos norteadores de gestão do solo no Brasil, como por exemplo, Políticas Públicas. Essas políticas devem abordar a importância de programas de monitoramento da qualidade do solo e de controle de erosão do solo nas bacias hidrográficas visando manter a fertilidade e a produtividade do solo, sem comprometer a disponibilidade de recursos hídricos em quantidade e qualidade adequados.

REFERÊNCIAS

.BABEL, M. S. *et al.* Measuring water security: A vital step for climate change adaptation. **Environmental Research**, 2020. v. 185, n. March, p. 109400. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109400>>.

BENCHETTOUH, A.; KOURI, L.; JEBARI, S. Spatial estimation of soil erosion risk using RUSLE/GIS techniques and practices conservation suggested for reducing soil erosion in Wadi Mina watershed (northwest, Algeria). **Arabian Journal of Geosciences**, 2017. v. 10, n. 4.

BING, H. *et al.* Assessment of heavy metal enrichment and its human impact in lacustrine sediments from four lakes in the mid-low reaches of. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES**, 2013. v. 25, n. 7, p. 1300–1309.

BRASIL. **LEI No 11.346, DE 15 DE SETEMBRO DE 2006. Lei Orgânica de Segurança Alimentar e Nutricional. Lei N° 11.346 de 15 de setembro de 2006. Cria o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – SISAN com vistas em assegurar o direito humano à alimentação adequada e dá outras providências.** Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11346.htm#:~:text=Lei no 11.346&text=LEI No 11.346%2C DE 15 DE SETEMBRO DE 2006.&text=Cria o Sistema Nacional de,adequada e dá outras providências.&text=Art.](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11346.htm#:~:text=Lei%20no%2011.346&text=LEI%20No%2011.346%2C%20DE%2015%20DE%20SETEMBRO%20DE%202006.&text=Cria%20o%20Sistema%20Nacional%20de%20seguran%C3%A7a%20alimentar%20e%20nutricional%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAncias.&text=Art.)>.

CAMMERAAT, E. L. .; CERDÀ, A.; IMESON, A. C. Ecohydrology Bearing - Invited Commentary Transformation ecosystem change and ecohydrology: ushering in a new era for watershed management. **Ecohydrology**, 2010. v. 130, n. February, p. 126–130. Disponível em: <<http://www3.interscience.wiley.com/journal/122653919/abstract>>.

CHATTERJEE, S.; KRISHNA, A. P.; SHARMA, A. P. Geospatial assessment of soil erosion vulnerability at watershed level in some sections of the Upper Subarnarekha river basin, Jharkhand, India. **Environmental Earth Sciences**, 2014. v. 71, n. 1, p. 357–374.

EWANE, E. B. Assessing land use and landscape factors as determinants of water quality trends in Nyong River basin, Cameroon. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2020. v. 192, n. 8.

FAO. **The Water-Energy-Food Nexus A new approach in support of food security and sustainable agriculture**. Rome: The Water-Energy-Food Nexus A new approach in support of food security and sustainable agriculture Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2014.

FAO AND ITPS. **Status of the World's Soil Resources**. Rome: [s.n.], 2015.

GARCIA, J. M.; MANTOVANI, P.; GOMES, R. C. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. **Sociedade & Natureza**, 2018. v. 30, n. 1, p. 228–254.

GUO, Q.; HAO, Y.; LIU, B. Catena Rates of soil erosion in China : A study based on runoff plot data. **Catena**, 2015. v. 124, p. 68–76. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2014.08.013>>.

HA, M.; ZHANG, Z.; WU, M. Biomass production in the Lower Mississippi River Basin: Mitigating associated nutrient and sediment discharge to the Gulf of Mexico. **Science of the Total Environment**, 2018. v. 635, p. 1585–1599. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.184>>.

HUI, L. *et al.* Assessment of soil erosion and sediment yield in Liao watershed, Jiangxi Province, China, Using USLE, GIS, and RS. **Journal of Earth Science**, 2010. v. 21, n. 6, p. 941–953.

JAZOULI, A. EL *et al.* Soil erosion modeled with USLE, GIS, and remote sensing: a case study of Ikkour watershed in Middle Atlas (Morocco). **Geoscience Letters**, 2017. v. 4, n. 1.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability (Switzerland)**, 2015. v. 7, n. 5, p. 5875–5895.

_____. Food security impacts of the “4 per Thousand” initiative. **Geoderma**, 2020. v. 374, n. May, p. 114427. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114427>>.

MENESES, B. M. *et al.* Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) - Water quality implications. **Science of the Total Environment**, 2015. v. 527–528, p. 439–447. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.092>>.

MIHI, A.; BENARFA, N.; ARAR, A. Assessing and mapping water erosion-prone areas in northeastern Algeria using analytic hierarchy process, USLE/RUSLE equation, GIS, and remote sensing. **Applied Geomatics**, 2020. v. 12, n. 2, p. 179–191.

MOURI, G.; TAKIZAWA, S.; OKI, T. Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment, Shikoku, Japan: Effects of land cover and human impact. **Journal of Environmental Management**, 2011. v. 92, n. 7, p. 1837–1848. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.005>>.

NASELLI-FLORES, L. *et al.* Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid Mediterranean climate: The magnification of a problem. **Environmental Toxicology**, 2007. v. 22, n. 4, p. 399–404.

NGUYEN, H. H. *et al.* Modelling the impacts of altered management practices, land use and climate changes on the water quality of the Millbrook catchment-reservoir system in South Australia. **Journal of Environmental Management**, 2017. v. 202, p. 1–11.

ONU. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. [S.l.]: ONU - Organização das Nações Unidas, 2015.

PARK, S. *et al.* Soil erosion risk in Korean watersheds, assessed using the revised universal soil loss equation. **Journal of Hydrology**, 2011. v. 399, n. 3–4, p. 263–273. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.004>>.

SINGH, G.; PANDA, R. K. Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. **International Soil and Water Conservation Research**, 2017. v. 5, n. 3, p. 202–211. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.05.006>>.

UN WATER. **Water Security & the Global Water Agenda. The UN-Water analytical brief**. Canada: United Nations University, 2013. V. 53.

VALLE JUNIOR, R. F. *et al.* Environmental land use conflicts: A threat to soil conservation. **Land Use Policy**, 2014. v. 41, p. 172–185. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.05.012>>.

WANG, Y. *et al.* A bibliometric analysis of soil and water conservation in the loess tableland-gully region of China. **Water (Switzerland)**, 2018. v. 11, n. 1, p. 1–14.

WEI, Z. *et al.* Phosphorus sorption characteristics and related properties in urban soils in southeast China. **CATENA**, 2019. v. 175, p. 349–355.

XIE, H. *et al.* A bibliometric analysis on land degradation: Current status, development, and future directions. **Land**, 2020. v. 9, n. 1.

XIE, Y. *et al.* Exploring the dynamic correlation of landscape composition and habitat fragmentation with surface water quality in the Shenzhen river and deep bay cross-border watershed, China. **Ecological Indicators**, 2018. v. 90, n. July 2017, p. 231–246. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X1730763X>>.

ZHANG, S. *et al.* The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 34–45, 2017.



02

IMPACTOS AMBIENTAIS DECORRENTES DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS NO SERTÃO PARAIBANO

Carlos Eduardo Pereira de Moraes¹;
Wanessa Alves Martins²;
Maria de Fátima Araújo Alves³;
Lucivânia Rangel Araújo de Medeiros⁴;
Viviane Farias Silva⁵.

¹Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental – PPGECA/UFCG; ²Doutoranda em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais – PPEGRN/UFCG; ³Doutoranda em Engenharia Agrícola – PPGEA/UFRPE; ⁴Professora do Instituto de Educação Superior da Paraíba; ⁵Professora do curso de pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais – PPEGRN/UFCG;

RESUMO

A agricultura e pecuária, quando praticadas sob manejo inadequado, são atividades bastante degradantes ao meio ambiente. No semiárido brasileiro não é diferente, uma vez que o desmatamento e as queimadas são algumas das atividades comuns para preparar o terreno a fim de implantar culturas e pastagens, fazendo com que essas atividades respondam por grande parte da degradação dos solos da região. Neste contexto, o objetivo dessa pesquisa foi identificar impactos ambientais decorrentes de práticas agrícolas em uma propriedade na zona rural do município de São José de Piranhas – PB e propor medidas mitigadoras para as possíveis práticas. Para isso, foram realizadas coletas de dados através uma observação sistêmica, com registros fotográficos e informações junto aos moradores em torno da área de estudo. Foi constatado que a área durante mais de uma década foi praticada a monocultura do milho além da pecuária. Essas práticas deixaram o solo desprotegido e exposto. Como consequência a área apresenta diversos sinais de degradação em estágio bastante elevado. O solo apresenta vários problemas nas suas características: físicas (estrutura e textura), químicas (lixiação e transporte de nutrientes) e biológicas (perda de matéria orgânica por oxidação). Sendo possível verificar processos erosivos, de compactação e salinidade. Para recuperação da área é necessária uma mudança radical na forma de uso, evitando assim um cenário de desertificação. Como medidas para reverter esse quadro, a área deve passar pelo pousio e paralelamente, dar-se início a inserção de espécies vegetais nativas, especialmente onde deveria ser composta por mata ciliar, tendo assim, o início do processo de recuperação.

Palavras-chave: Manejo agrícola; Semiárido; Áreas degradadas.

1. INTRODUÇÃO

O Semiárido brasileiro possui extensão territorial de 980.133,079 km², o que equivale a 12% do território nacional, esta área representa 56,46% da região Nordeste e 11,09% do Sudeste. O Semiárido abrange oito estados da região Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe) mais o norte de Minas Gerais, com 1.135 municípios distribuídos assimetricamente, no espaço geográfico, representando 20,40% dos municípios do país. A população residente no Semiárido brasileiro em 2010 era de 22.598.318 representando 11,85% da população nacional, sendo que deste total 62% residem no meio urbano e 38% no meio rural (INSA, 2013).

A caatinga é o ecossistema predominante no nordeste do Brasil, ocupando todos os estados da região Nordeste, com exceção do Maranhão e o norte de Minas Gerais. Esse ecossistema é formado principalmente por árvores baixas e arbustos profusamente ramificados, frequentemente armados com espinhos ou acúleos, e com pequenas folhas, intercalados com plantas suculentas, e um estrato herbáceo formado por plantas anuais, bromélias terrestres e cactos rasteiros (FERNANDES e QUEIROZ, 2018). A caatinga encontra-se com seus ambientes bastante alterados, principalmente devido à substituição de vegetação nativa para serem ocupadas por áreas de cultivo e pastagens. Nas matas ciliares o desmatamento para expansão de áreas cultiváveis, áreas urbanas, obtenção de madeira, os incêndios, extração de areia nos rios, empreendimentos turísticos mal planejados são os principais causadores da degradação (MARTINS, 2007).

O desmatamento e as queimadas são práticas comuns para a preparação da terra para a agropecuária, o que leva a alteração desses ambientes trazendo como consequência, redução da diversidade vegetal e animal desse bioma (ALBUQUERQUE *et al.*, 2010). O desmatamento para transformação da área em campo de cultivo ou em pastagem dá início ao processo de degradação dessas. Com o uso intenso a degradação se agrava, reduzindo fertilidade pela exportação de nutrientes pelas culturas e/ou através da queima dos restos vegetais, da erosão e da compactação pelo pisoteio do gado e pelo trânsito de máquinas agrícolas (MARTINS, 2007).

Os impactos da agricultura para o meio ambiente podem ocorrer em grande ou pequena escala o que depende das técnicas e práticas utilizadas, geralmente na maioria das localidades do semiárido, a degradação do ambiente tem início com práticas agrícolas ineficientes que retiram a cobertura vegetal original do solo, o que o deixa muito vulnerável aos processos erosivos (BRASILEIRO, 2009). A agricultura praticada nessa região ainda é realizada de forma itinerante em grande parte das propriedades familiares, onde o sistema tradicional de desmatamento e queima é o utilizado. Depois do plantio onde geralmente se cultiva por dois anos e abandonando em seguida, isso ocorre devido às reduções drásticas na fertilidade e na produção destas áreas. Na pecuária, o superpastejo é característico da maioria dos sistemas o que leva a alteração da estrutura do estrato herbáceo, podendo causar a exaustão da vegetação forrageira, levando igualmente à degradação (CAMPANHA *et al.*, 2010).

Na busca de um melhor uso dos recursos naturais, o uso dos Sistemas Agroflorestais (SAFs) que compreendem os cultivos consorciados de espécies arbóreas com culturas agrícolas e/ou animais, com isso os custos de produção tendem a ser reduzidos em comparação aos monocultivos, pois necessitam de menos insumos e agrotóxicos, além de funcionarem como zona de amortecimento para minimizar os impactos das atividades agrícolas (MARTINS, 2009). Para o semiárido os SAFs desenvolvidos, dadas as suas características, devem buscar: a fixação da agricultura, com a eliminação das queimadas e do desmatamento e com o aporte de matéria orgânica; a adequação do manejo pastoril, através do ajuste da taxa de lotação, melhoramento e manejo da vegetação nativa; a racionalização da extração de madeira, por meio do corte seletivo e manejo das rebrotações e a redistribuição dos nutrientes no agroecossistema (CARVALHO, 2003).

Neste contexto, a presente pesquisa tem como objetivo identificar impactos ambientais decorrentes de práticas agrícolas em uma propriedade na zona rural do município de São José de Piranhas – PB e propor medidas mitigadoras para as devidas práticas.

2. METODOLOGIA

2.1 LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO

Localizada no extremo oeste do estado da Paraíba, distante 492 Km da capital João Pessoa, sob coordenadas geográficas de 07°07'11.53" latitude sul e 38°29'56.29" longitude oeste. O município de São José de Piranhas encontra-se inserido na mesorregião do Sertão Paraibano, microrregião de Cajazeiras.

De acordo com censo de 2010 o referido município possui uma população de 19.096 habitantes, ocupando uma área de 677,305 km², e densidade demográfica de 28,19 hab./km². Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE a população estimada do município para o ano de 2020 é de 20.329 habitantes (IBGE, 2020). O município de São José de Piranhas – PB encontra-se localizado no extremo Oeste da Paraíba, limitando-se a Leste com Carrapateira e Aguiar, ao Sul Monte Horebe, Serra Grande e São José de Caiana, A Norte Cajazeiras, Nazarezinho e Cachoeira dos Índios e a Oeste com Barro no Estado do Ceará (Figura 1).



Figura 1.

Localização do município de São José de Piranhas- PB.
Fonte: Autores, 2020.

A vegetação é de pequeno porte, típica de caatinga xerofítica, onde se destacam a presença de cactáceas, arbustos e árvores de pequeno a médio porte. Os solos são resultantes da desagregação e decomposição das rochas cristalinas do embasamento, sendo em sua maioria do tipo podzólico vermelho-amarelo de composição areno-argilosa, tendo-se localmente latossolos e porções restritas de solos de aluvião. A agricultura constitui a principal atividade econômica do município, seguida pelo comércio e a pecuária (CPRM, 2005).

2.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na zona rural do município de São José de Piranhas – PB, com latitude $07^{\circ} 07' 16,73''$ S, e longitude $38^{\circ} 23' 8,98''$, e possui uma área total de 4 hectares, distante 15 km da cidade, pela PB 366, e encontra-se localizada na sub-bacia do Rio Piancó (Figura 2).



Figura 2.

Visão superior da área de estudo.
Fonte: Google Earth Pro (2020).

A área de estudo passou por diversas práticas inadequadas no decorrer dos anos, principalmente pelo manejo e pela prática da monocultura do milho, causando diversos impactos ao meio. Aliado a esses

fatores pode-se afirmar que a área possui um declive acentuado e parte do terreno encontra-se próximo de um açude. O Novo Código Florestal (Lei nº 12.651) cita que áreas ao entorno de reservatórios artificiais a Área de Preservação Permanente mínima é de 15 metros, evitando a erosão e o assoreamento.

2.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Segundo Prodanov e Freitas (2013), uma pesquisa pode ser classificada de acordo com a sua natureza, objetivos e quanto ao seu procedimento técnico. Assim, a presente pesquisa é classificada do ponto de vista de sua natureza, como aplicada, uma vez que a mesma gera conhecimentos de aplicação prática, dirigidos à solução de problemas específicos. Quanto ao seu objetivo, é considerada explicativa, pois o pesquisador procura explicar os fatos, por meio do registro, da análise, da classificação e da interpretação dos fenômenos observados. Já no que se refere aos procedimentos técnicos, a pesquisa é classificada como um estudo de caso, uma vez que consiste em coletar e analisar informações sobre determinado indivíduo, uma família, um grupo ou uma comunidade, com a finalidade de estudar aspectos variados, de acordo com a temática (PRODANOV e FREITAS, 2013).

2.4 INSTRUMENTO PARA COLETA DE DADOS

A coleta de dados foi realizada através uma observação sistêmica, registro fotográfico e informações junto aos moradores em torno da área de estudo. De acordo com Bartelmebs (2013) a observação é uma atividade na qual é possível compreender, e obter admissíveis respostas dos fatos observados, é uma das aptidões científicas que podem ser utilizadas ao longo das diversas realidades da vida.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área encontra-se no estágio de sucessão secundária com graves problemas ambientais, em virtude do desmatamento e queima da vegetação nativa, e pelo manejo inadequado da agricultura e da pecuária. Essas atividades realizadas sob manejo inadequado são altamente degradantes, principalmente por, não ser atendida a capacidade de uso da área. A ausência de mata ciliar deixa o solo desprotegido e susceptível à erosão. Em virtude disso, existem alguns focos de erosão hídrica, principalmente laminar e em sulcos, como pode ser constatado na Figura 3A (erosão em sulcos) e 3B (erosão laminar).

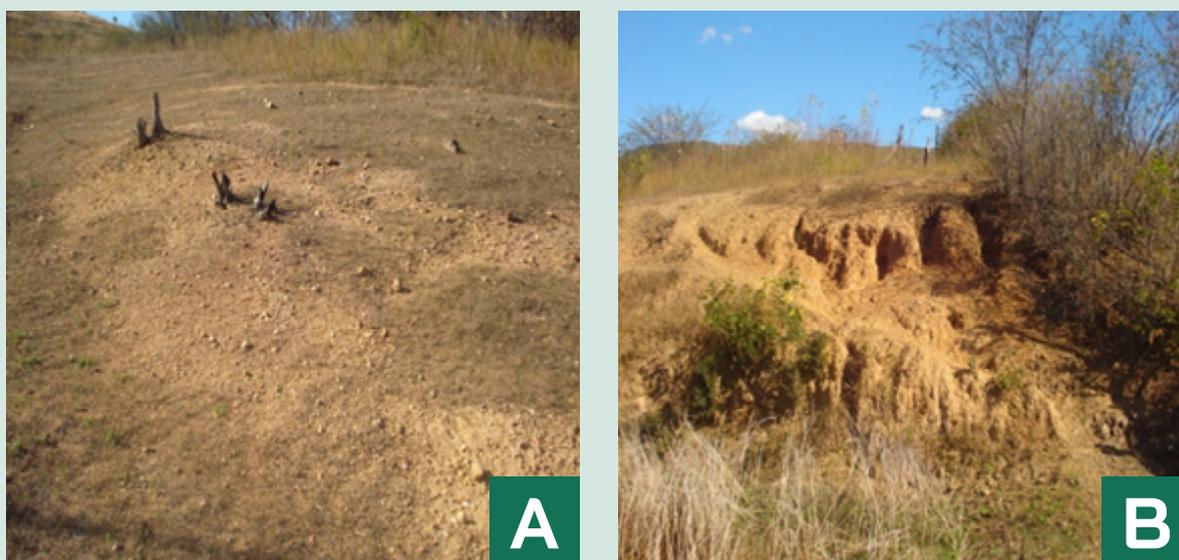


Figura 3.

Imagem de erosão laminar (A) e em sulcos (B). Fonte: Autores, 2019.

Com o solo exposto, essa erosão tende a causar o assoreamento do açude, principalmente devido ao aumento do escoamento superficial e o carreamento do solo. Uma vez que em solos sem vegetação, a água tende a escorrer, não ocorrendo à infiltração.

A falta de mata ciliar também aumenta a erodibilidade do solo, e consequentemente intensifica o assoreamento no corpo hídrico.

Houve uma redução/eliminação dos microorganismos e da matéria orgânica da área devido ao cultivo da monocultura durante mais de uma década. De acordo com a Embrapa (2007) a prática agrícola intensiva, deixa o solo desprotegido e sujeito à erosão.

Devido à exposição do solo durante um período tão longo pode-se inferir que a área se encontra com um grau de degradação bastante elevado, apresentando vários problemas nas suas características: físicas (na estrutura, textura do solo), químicas (lixiviação, e transporte de nutrientes) e biológicas (perda de matéria orgânica por oxidação e provavelmente a microbiota da camada superficial encontra-se em déficit).

Como consequência do manejo inadequado da área, esta apresenta compactação do solo devido ao superpastejo. De acordo a Embrapa (2007) quando praticada de forma inadequada, a pecuária leva à degradação dos solos, uma vez que, por meio do pisoteio contínuo de animais, provoca-se a compactação excessiva dos solos, o que prejudica o desenvolvimento das plantas. Como se pode observar na Figura 4 (A e B) a área possui pouca diversidade vegetal, pois todos os anos, é feito o roço das espécies vegetais.

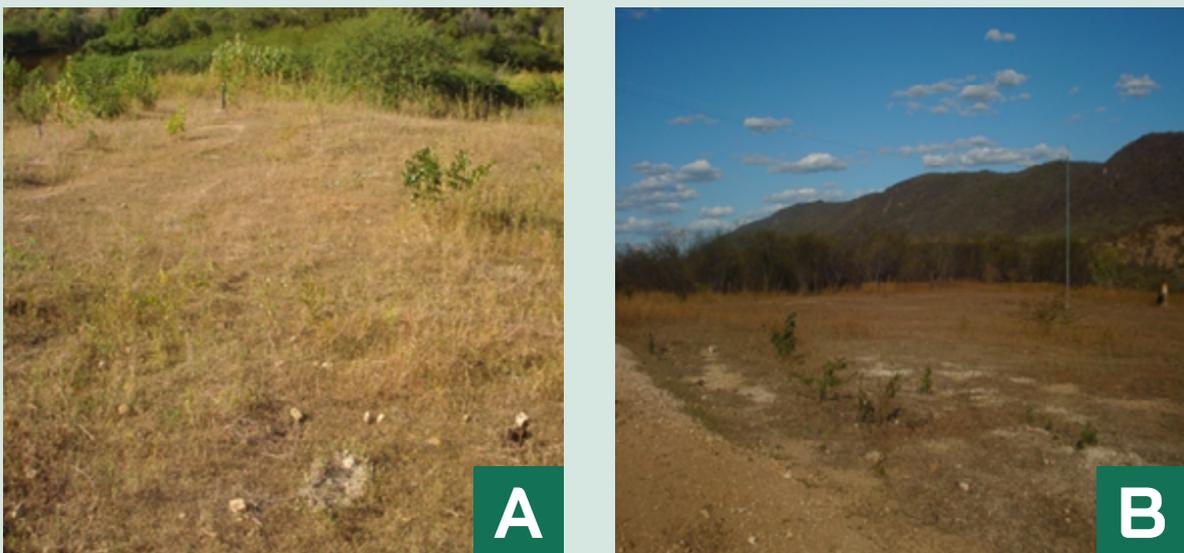


Figura 4.

Imagem da área com indícios de compactação.
Fonte: Autores, 2019.

Apesar de ser realizada irrigação na área, o solo têm indícios de salinização conforme a Figura 5 (A e B). A salinização dos solos é tida como um dos principais problemas mundiais relativos à degradação do solo, e vem crescendo em extensão linearmente em várias áreas, sejam elas, irrigadas ou não (FERNANDES *et al.*, 2020).

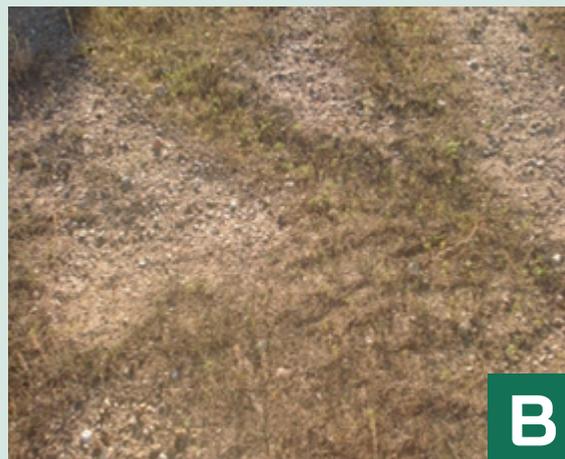


Figura 5.

Imagem da área com possibilidade de salinização. Fonte: Autores, 2019.

Outro fator relacionado à salinização dos solos é o seu potencial desencadeador de desertificação, uma vez que ela impacta de forma muito forte o solo, o que causa dificuldade de captação de água e nutrientes pelas plantas. Possivelmente, esse fator ocasiona a extinção da vegetação, além de dificultar a distribuição de água no perfil do solo, o que o torna estéril (SOUSA e NASCIMENTO, 2015).

Em virtude do estágio de degradação que a área encontra-se é necessária uma mudança de paradigma, onde se instaure uma alteração da forma de uso para sua recuperação. Nessa perspectiva, Menezes *et al.* (2005) apontam que em casos de áreas degradadas o pousio favorece a restauração física e química do solo, fortalecendo a área para a próxima produção ou para voltar a ser agricultável.

De acordo com Macedo (2009) a reversão desses quadros de degradação, tem sido observada pela utilização de tecnologias importantes como o sistema de plantio direto, que contempla não só o preparo mínimo do solo, bem como a prática de rotação de culturas, e os sistemas de integração lavoura-pecuária. Nessa mesma linha, Martins *et al.* (2010) apontam o sistema agrossilvipastoril como uma técnica bastante promissora para recuperação de solos degradados no semiárido, uma vez que esse busca integrar práticas agrícolas, pastoris e silviculturais, como meio de incrementar a produtividade da terra e manter a sustentabilidade da produção, bem como se torna viável ecológica e economicamente para pequenas propriedades familiares.

Para a área de mata ciliar, seria necessária a inclusão de espécies vegetais para dá início ao processo de revegetação. Guerra (1998) indica que a cobertura vegetal pode ser considerada o fator de maior relevância na proteção dos solos, uma vez que atua de diversas maneiras na sua preservação, seja através dos efeitos espaciais da cobertura vegetal, na redução do impacto das chuvas ao solo ou ainda funcionando na estabilidade dos agregados de solos. Assim, de início a área deve passar por um período de pousio e paralelamente ser iniciada a inclusão de algumas espécies vegetais nativas para favorecer o processo de recuperação.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A área de estudo sofreu erosão, com perda de solo e nutrientes, regiões salinizadas e compactadas. Em decorrência de práticas agrícolas inadequadas a área se encontra em estágio avançado de degradação física química e biológica.

Para recuperação da área é necessária uma mudança radical na forma de uso assim, evitando um cenário de desertificação. De início o pousio e paralelamente a inserção de algumas espécies vegetais são indicados para dá início ao processo de recuperação, especialmente na parte que deveria ser ocupada por mata ciliar.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, U. P. de. et al. **Caatinga: biodiversidade e qualidade de vida** – Bauru, SP. 2010.

BARTELMEBS, R. C. **A observação na pesquisa em educação: planejamento e execução**. Disponível em: http://www.sabercom.furg.br/bitstream/1/1454/1/Texto_observacao.pdf. Acesso em: 05/09/2020.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário oficial da união**, Brasília, DF, 25 mai. 2012.

BRASILEIRO, S. R. **Alternativas de desenvolvimento sustentável no semiárido nordestino: da degradação à convivência**. Vol 5. Num 5. 12p. 2009.

CAMPANHA, M. M.; GUIMARÃES, V.P.; BOMFIM, M. A. D. **Sistema Agrossilvipastoril caprinos e ovinos**: reunião técnica. Sobral: EMBRAPA CAPRINOS E OVINOS, 30p. 2010.

CARVALHO, F. C. **Sistema de produção agrossilvipastoril para a região semiárida do nordeste brasileiro**. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.77f. 2003.

CPRM: Serviço Geológico do Brasil. **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: Diagnóstico do município de São José de Piranhas**. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Preservação e uso da Caatinga**. 39 p. Brasília, DF, 2007.

FERNANDES, A. C. G.; CAVALCANTI, L. F. M.; MARTINS, W. A.; NASCIMENTO, A. S.; SILVA, V. F. Ferramentas de identificação de salinidade do solo: um estudo acerca das técnicas eficazes no manejo agrícola. **GeoGraphos**. vol. 11, nº 127 p. 133-157, 2020.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. de. **Vegetação e flora da Caatinga**. Cienc. Culto., São Paulo, v. 70, n. 4, pág. 51-56, outubro de 2018. Disponível em <http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252018000400014&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 30 de agosto de 2020.

GUERRA, A. J. T. **Processos erosivos nas encostas**. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos, 3ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. v. 2, p. 149 - 209, 1998.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Panorama Cidades**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/sao-jose-de-piranhas/panorama>. Acesso em 06/09/2020.

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. **O Semiárido Brasileiro: riquezas, diversidade e saberes**. Coordenadores, Campina Grande, 2013.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **R. Bras. Zootec.**, Viçosa, v. 38, n. spe, p. 133-146, 2009.

MARTINS, E. C.; GUIMARÃES, V. P.; SILVA, N. L.; CARVALHO, R. S. **SISTEMA DE PRODUÇÃO AGROSSILVIPASTORIL PARA A REGIÃO DA CAATINGA – SAF: AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS ECONÔMICOS, SOCIAIS E AMBIENTAIS**. 48º Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. Campo Grande/MS, 2010.

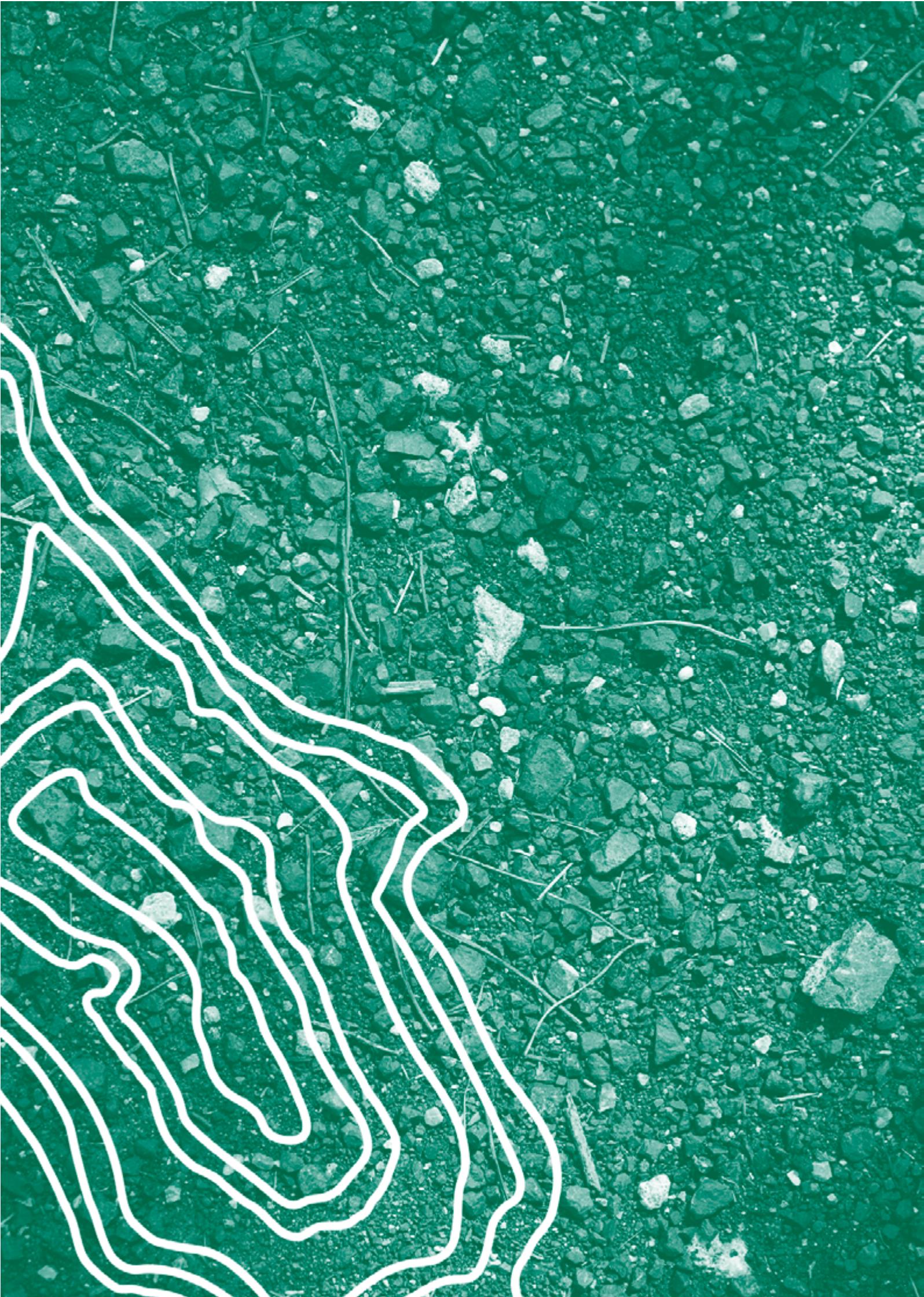
MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2. Ed. Ver. e ampl. – Viçosa, MG: CPT, 255 p., 2007.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e mineração**. – Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 270p. 2009.

MENEZES, R. I. Q.; NUNES, L. A. P. L.; ARAUJO FILHO, J. A. de; SILVA, N. L. da. **Efeito da queimada e do pousio sobre a produtividade e as propriedades físicas e químicas de um solo sob caatinga no semi-árido Nordestino**. In: Reunião Anual Da Sociedade Brasileira De Zootecnia, 42. 2005, Goiânia. A produção animal e o foco no agronegócio: anais. Goiânia: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2005. 5 f.

PRODANOV, C. C., FREITAS, E. C. de. **Metodologia do trabalho científico [recurso eletrônico]: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico** – 2. ed. – Novo Hamburgo: Feevale, 2013.

SOUSA, M. L. M.; NASCIMENTO, F. R. Estudios geoambientales de cuencas hidrográficas en áreas susceptibles a la desertificación en el noreste de Brasil. **Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía**, v. 24, n. 1, p. 13-27, 2015.



03

DISPOSIÇÃO IRREGULAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SEU IMPACTO NA QUALIDADE DO SOLO: AVANÇOS, DESAFIOS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Ana Paula de França Marinho¹
Karina Patrícia Vieira da Cunha²

¹ Graduado em Gestão Ambiental (IFRN), Mestre em Engenharia Sanitária (UFRN).

² Bióloga (UFRPE), Doutora em Ciências do Solo (UFRPE), Professora do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (UFRN) e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFRN).

RESUMO

A degradação do solo como consequência da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos se apresenta como uma grande problemática gerada pela sociedade contemporânea. Esse estudo tem como objetivo realizar um levantamento dos trabalhos científicos na área, com o intuito de identificar os avanços alcançados, bem como os desafios e perspectivas futuras para a área, de forma a cooperar para o enriquecimento de informação, e servir de base para decisões futuras por parte dos gestores. Além disso, através de análise bibliométrica foi possível identificar a evolução da produção científica mundial e as novas tendências de pesquisas na área. A análise bibliométrica mostrou que essa é uma área em desenvolvimento, entretanto, a quantidade de artigos científicos publicados por pesquisadores brasileiros ainda é incipiente em comparação a outros países no mundo. Discutiremos também alguns dos principais processos de degradação nos solos de lixões, apontando necessidades específicas e perspectivas futuras para o encerramento adequado de lixões. O cenário identificado aponta para a necessidade de suprir a lacuna temporal no Brasil em relação ao mundo, no que diz respeito ao estabelecimento de instrumentos normativos e diretrizes para o encerramento e recuperação de lixões de forma a tornar a legislação mais eficaz, reduzir impactos ambientais e impulsionar os setores de reaproveitamento de resíduos.

1. INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos urbanos é um dos grandes desafios da sociedade moderna. A crescente geração de resíduos sólidos e a necessidade de uma disposição final ambientalmente correta para esses resíduos têm ampliado o debate e a pesquisa em busca de soluções (OJURI; AYODELE; OLUWATUYI, 2018).

A disposição de resíduos no solo, sem a devida proteção sanitária e ambiental resulta em degradação que não se restringe ao solo, mas também afeta os recursos hídricos e acarreta riscos para a saúde humana (HUANG *et al.*, 2015). Muitas pesquisas são desenvolvidas com o foco no aporte de metais pesados no solo de lixões. É importante considerar que os impactos vão além da contaminação por metais pesados. A disposição inadequada gera também alterações nas propriedades físicas e química do solo (MARINHO, 2020), tornando-os mais vulneráveis a erosão o que amplia o potencial de propagação dos contaminantes, trazendo também sérios problemas ambientais e de saúde pública.

No Brasil, apesar da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela lei 12.305 de 2010, trazer como objetivo a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010), a disposição de resíduos sólidos em lixões ou em aterros controlados ainda é uma realidade no país. No ano de 2018 foram geradas 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos no Brasil e destes, 40,5% tiveram a disposição final inadequada, onde 23% foram depositados em lixões e 17,5% em aterros controlados (ABRELPE, 2019).

A grande quantidade de lixões ainda existentes no país pode ser justificada pela falta de recursos técnicos e financeiros enfrentada por vários municípios brasileiros, em especial os de menor porte (ZANTA; FERREIRA, 2003). Após 10 anos da publicação da PNRS, continuam desatualizadas e descontextualizadas.

De acordo com a PNRS, as áreas de lixões e aterros controlados devem ser encerradas e recuperadas (BRASIL, 2010). Mesmo após cessar o aporte de resíduos, a decomposição de resíduos continua a ocorrer ao longo de vários anos, havendo a geração de lixiviados. O

encerramento adequado é essencial para conter os impactos atuais e futuros, tanto no meio ambiente, como na saúde da população. O abandono da área, mesmo quando há o crescimento espontâneo da vegetação, não garante a descontinuidade dos impactos gerados no local (MARINHO, 2020).

Para o encerramento de áreas de lixões, as medidas mínimas a serem atendidas pelos municípios brasileiros são o cercamento da área a circulação de animais e pessoas; a drenagem pluvial, para minimizar a produção de lixiviados; e a cobertura dos resíduos com solo que suporte o crescimento vegetal. Entretanto, é necessário conhecer as características locais, para entender quais impactos ocorreram no solo; como a contaminação pode se propagar; e assim assegurar a seleção de medidas de recuperação mais apropriadas, sem negligenciar as questões ambientais, os aspectos políticos, financeiros, técnicos e sociais.

A coleta de dados de fontes tão diversas a partir da análise bibliométrica pode ajudar a compreender a dinâmica e a dimensão dos impactos na qualidade do solo causados pela disposição de resíduos sólidos em lixões e fornecer informações valiosas à construção de referências para elaboração de planos de encerramento mais adequado para essas áreas.

2. ASPECTOS TÉCNICOS E LEGAIS DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

No Brasil, apenas no ano de 2010 foi estabelecido um instrumento legal específico para a Gestão dos Resíduos Sólidos e denominada de Política Nacional de Resíduos Sólidos - (BRASIL, 2010). Entretanto, antes da publicação da PNRS, a gestão dos resíduos sólidos era incluída e citada de forma descontextualizada em outras legislações.

Nesse tocante, podemos citar a proibição da disposição de RSU em lixões que no Brasil, data de 1979, instituída pela Portaria nº 53 do Ministério do Interior (BRASIL, 1979) sendo, mais recentemente, ratificado pelo artigo 47 da PNRS.

A Constituição Federal, de 1988, traz no seu artigo 225 a preocupação com o meio ambiente ecologicamente equilibrado. Além desse, os incisos VI dos artigos 23 e 24, definem como competência da União, dos Estados, do Distrito Federal e do Município proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas, bem como legislar sobre defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição, entre outros, respectivamente (BRASIL, 1988).

A Lei de Crimes Ambientais, Lei 9.605 de 1998, estabelece no artigo 54 pena para quem causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, além disso, esta é agravada caso o crime ocorra pelo lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos (BRASIL, 1998).

Outra legislação anterior à PNRS que menciona a gestão dos resíduos sólidos é a Lei 11.445/2007, que estabelece diretrizes para o saneamento básico, e traz como princípio fundamental, além de outros, o manejo dos resíduos sólidos e sua relação com a saúde pública e à proteção ao meio ambiente (BRASIL, 2007).

Apesar da existência dessas legislações, existiam lacunas que dificultavam a gestão dos resíduos sólidos de maneira adequada, pela ausência de diretrizes, estabelecimento das fases do sistema de gerenciamento e da competência de cada ente federativo nessa gestão (ZANTA; FERREIRA, 2003). A PNRS incumbiu ao Distrito Federal e aos Municípios a gestão integrada dos resíduos sólidos gerados em seus respectivos territórios (BRASIL, 2010).

Sobre os lixões, conforme a PNRS, estes devem ser eliminados e recuperados, e de acordo com o artigo 47, fica proibida a destinação ou disposição final de resíduos sólidos ou rejeitos in natura a céu aberto. Estes devem ter a disposição final ambientalmente adequada em até 4 anos após a sua publicação, neste caso, os municípios teriam até o ano de 2014 para se ajustarem. Entretanto, em 2014 foi

aprovado no senado o projeto de Lei Nº 425, onde dispõe de quatro novos prazos, de 2018 a 2021, para o encerramento dos lixões, de acordo com a realidade dos municípios.

Mais recentemente, em 2020, a Lei 14.026 que atualiza o marco legal do Saneamento Básico, dispõe que a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos pode ser implantada até agosto de 2024, a depender do porte do município. Dessa forma, os municípios têm no máximo quatro anos para se adequarem, e realizarem o encerramento e recuperação dos lixões.

Além os instrumentos legais anteriormente mencionados, existem no Brasil um conjunto de Normas Técnicas voltadas para a gestão dos resíduos sólidos urbanos, que auxiliam na elaboração de projetos para aterros sanitários, classificação e amostragem de resíduos, entre outros. Entretanto, é importante ressaltar que essas normas se tratam de recomendações e não são de cumprimento obrigatório. Mas podem funcionar como guia para os procedimentos dos municípios como para o monitoramento e fiscalização dos órgãos competentes.

A NBR 8.419/92 dispõe sobre apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, enquanto a NBR 13.896/97 trata sobre critérios para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos (ABNT, 1992; ABNT, 1997). Conforme a NBR 13.896/97, para instalação de um aterro devem ser observados alguns critérios como localização, isolamento e sinalização, acessos e iluminação. Além disso, devem ser tomadas medidas para proteção das águas superficiais e subterrâneas e do ar (ABNT, 1997).

A NBR 13.896/97 dispõe também de informações sobre plano de encerramento e cuidados para o fechamento de aterros, que tem como objetivos minimizar a necessidade de manutenção futura e minimizar a liberação de gases para atmosfera e/ou liberação de chorume para lençol freático e corpos d'água superficiais (ABNT, 1997). O projeto de encerramento dos lixões contempla a construção da cobertura final, com o intuito de minimizar a infiltração de água no montante de resíduos, a cobertura não deve estar sujeita a erosão, e deve possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro.

É possível perceber que é destacada a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos e o estabelecimento de normas e diretrizes para instalação de aterros sanitários, entretanto, sobre o encerramento dos lixões, a legislação trata apenas que essas áreas devem ser encerradas e recuperadas, mas não é dada base ou diretrizes para a recuperação dessas áreas. Essa ausência de diretrizes dificulta os procedimentos dos municípios como para o monitoramento e fiscalização dos órgãos competentes.

3. EVOLUÇÃO DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA MUNDIAL E NOVAS TENDÊNCIAS DE PESQUISAS NA ÁREA

A obrigatoriedade da eliminação e recuperação de antigos lixões no Brasil trazida a partir da publicação da PNRS em 2010 (BRASIL, 2010), não ocorreu de forma articulada com a elaboração de normas técnicas e com o fomento de pesquisas aplicadas a recuperação desses ambientes. Isso tem gerado sérios problemas no encerramento dos lixões, que mesmo inativos permanecem passivos ambientais e importantes fontes difusas de contaminantes para a bacia hidrográfica. Não há dúvidas que no Brasil as normas técnicas precisam ser editadas e atualizadas conforme discutido no tópico anterior. Para isso é preciso ficar atento à evolução do conhecimento técnico-científico nesse tema a fim de garantir a formatação coerente e integrada a grande diversidade climática, pedológica, socioeconômica dos municípios brasileiros. Melhorias na gestão de resíduos podem ser alcançadas por meio da aprovação e implementação eficaz de políticas de gestão de resíduos, que é de extrema importância do ponto de vista da segurança sanitária e contribui substancialmente para as mudanças climáticas (COSTA; DIAS, 2020).

As experiências bem-sucedidas dos países desenvolvidos podem mostrar um caminho possível de seguir a fim de alcançar a sucesso na gestão reduzindo impactos e custos (COSTA; DIAS, 2020). Porém, é preciso estar atentos às especificidades de cada país ou região. Essa exigência é especialmente importante quando se trata de um país como o Brasil, com sua grande diversidade territorial no que diz respeito aos aspectos econômicos, políticos, sociais, financeiros e ambientais, que não podem ser negligenciados. De fato, a pesquisa brasileira nessa área de conhecimento precisa avançar em busca de soluções mais amplas e integradas ao contexto ambiental e socioeconômico do país.

Com a expansão das áreas científicas e suas fronteiras dissolvidas, a análise da evolução das pesquisas mundiais é uma tarefa que traz informações relevantes e torna mais fácil aprender tendo como ponto de partida as experiências de outros países, que indicam tendências para o investimento de pesquisas no Brasil. De fato, a experiência de países cuja pesquisa nessa área está mais avançada pode ser de grande valia, por exemplo, apontando tecnologias de mais baixo custo e alternativas aos sistemas de confinamento total do maciço de resíduos em vigor no Brasil, atualmente.

Dessa forma, a fim de revelar a evolução da produção científica mundial sobre os impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos na qualidade do solo foi realizada uma revisão sistêmica e crítica do banco de dados publicados entre 1945 e 2020 e indexados na base de dado eletrônica *Web of Science Core Collection* (WoS CC). A WoS CC foi selecionada por apresentar maior visibilidade internacional sendo mais fiel a definição do cenário mundial sobre o desenvolvimento desse tema. Sabe-se que o Brasil produz pesquisa internamente (revistas nacionais, dissertações e teses), mas essas pesquisas não apresentam visibilidade internacional sobre o tema por está limitado a um acesso nacional.

Todos os tipos de documentos, incluindo resumos de conferências disponíveis, foram considerados. As informações extraídas dos artigos consideradas para análise bibliométrica foram ano de publicação, autores, categorias de assunto, título das revistas, número de citações, palavras chaves e países de origem da publicação dos documentos individuais. O software VOSviewer (VAN ECK; WALTMAN, 2010) permitiu a construção de mapa de rede de co-ocorrência das 50 principais palavras-chave atribuídas pelos autores nos artigos.

Com a aplicação da fórmula de pesquisa TS = (Dumpsite* and "Soil quality"), em 05 de agosto de 2020, foram recuperados 497 publicações distribuídas em: 475 artigos, que representaram 96% do total de publicações na área; 29 resumos de conferências, que representaram 6% do total de publicações; 10 acessos antecipados, representando 2%; e 8 revisões, representando 1,6% do total.

Foi investigado o total de publicações nos últimos 75 anos, porém os dois primeiros registros de publicações no mundo sobre esse tema ocorreram em 1977 (Figura 1). Essas publicações foram sobre impactos dos resíduos em sedimentos e ambiente marinho. A publicação seguinte ocorreu no Brasil em 1979 e de forma semelhante esteve relacionada à poluição aquática (Figura 1).

Até 2007 a quantidade de artigos publicados por ano no mundo não ultrapassou um adozena (Figura 1). A partir daí aumentou permanentemente, e esse aumento acelera com o tempo. O pico máximo de produção ocorreu em 2019 com 58 artigos publicados. Vale ressaltar que para esse estudo, as 48 publicações encontradas no ano de 2020 equivalem ao primeiro semestre de 2020, mostrando a tendência de superar o ano anterior em termos de números de publicações. O número de citações se distribui no tempo de forma semelhante, ou seja, mostrando uma tendência a crescer com o passar dos anos. Foi encontrado um total de 4939 citações de publicações distribuídas ao longo desse período. Esse resultado evidencia que essa é uma área em franco desenvolvimento, de modo que há um crescente debate entre pares e compartilhamento de resultados entre diferentes autores e países (Figura 2).

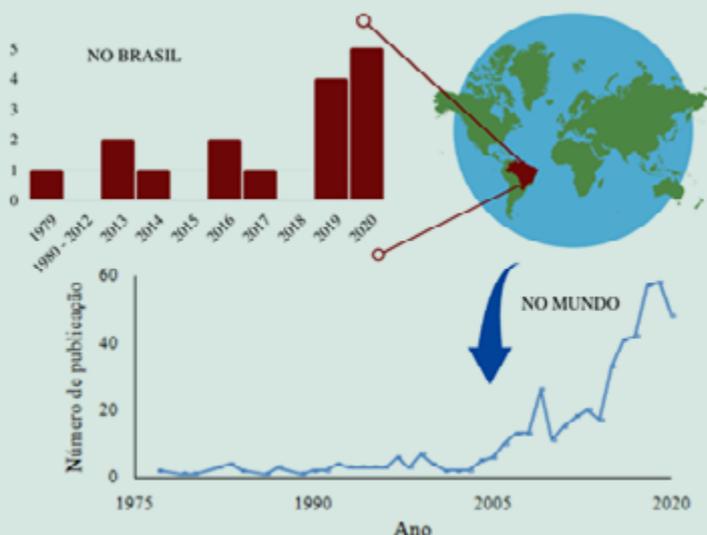


Figura 1.

Dinâmica do número de publicações sobre impactos da disposição de resíduos sólidos na qualidade do solo na WoS CC em 1977-2020 no mundo e no Brasil.

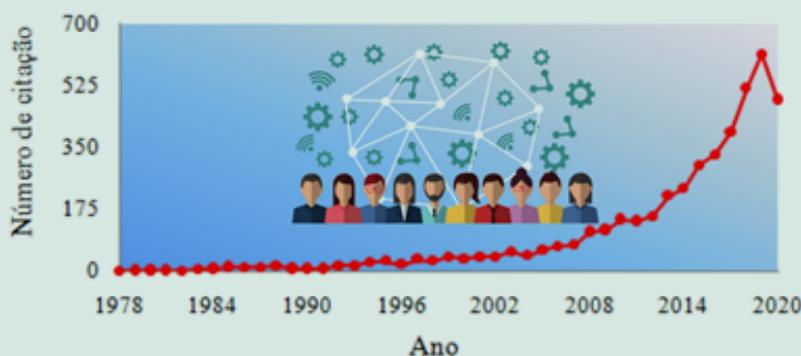


Figura 2.

Número de citações por anos das publicações mundiais sobre impactos da disposição de resíduos sólidos na qualidade no período de 1978-2020 com base no banco de dados da WoS CC.

A discussão sobre a gestão dos resíduos sólidos urbanos ganhou proporções globais na década de 70, com a ampliação do debate sobre o tema nas Conferências de Estocolmo, em 1972, e duas décadas após no ECO 92, no Rio de Janeiro (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2015).

No Brasil, quase 10 anos após a aprovação do instrumento legal da PNRS (BRASIL, 2010), identifica-se uma baixa evolução no que se refere a gestão de resíduos, principalmente no tocante a destinação final de resíduos. Após a primeira publicação brasileira em 1979, novos registros foram encontrados apenas em 2013, ou seja, 34 anos após a primeira publicação (Figura 1).

A quantidade de artigos científicos publicados por pesquisadores brasileiros ainda é incipiente em comparação com outros países no mundo. No Brasil, foram recuperadas 15 publicações ao longo desses 75 anos e evidentemente a produção brasileira nessa temática apresenta flutuações sazonais na publicação por ano, com o maior lapso temporal entre 1979 e 2013 (Figura 1). Como mencionado anteriormente, os pesquisadores brasileiros desenvolvem pesquisas nessa temática, mas que ficam disponíveis nacionalmente e não auxiliam no debate universal do tema. Esse é um ponto importante no qual é preciso avançar.

A publicação de artigos em diferentes países pode até certo ponto refletir a importância e a influência do país na área de pesquisa sobre impactos da disposição de resíduos sólidos na qualidade do solo. Um total de 81 países ou regiões publicou artigos entre 1977 e 2020. Os 10 principais países produziram 382 publicações que representam 77% do total de publicações encontradas (Figura 3).

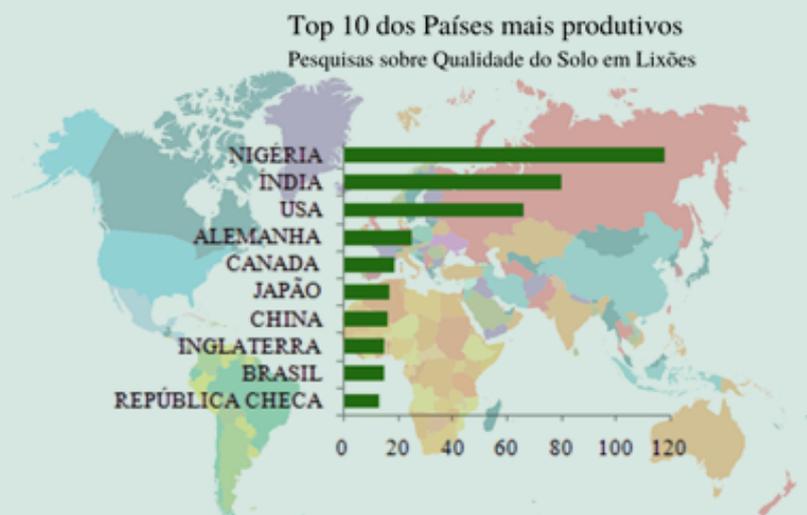


Figura 3.

Dez principais países que publicaram documentos sobre os impactos da disposição de resíduos sólidos na qualidade do solo na WoS CC em 1945-2020.

Entre esses 10 principais países, há três países asiáticos (Índia, China, Japão), dois países norte-americanos (EUA, Canadá) um país sul americano (Brasil), três países europeus (Alemanha, Inglaterra e República Checa), e um país africano (Nigéria). Teoricamente, o estudo científico da degradação do solo tem maior impacto (qualidade e repercussão) nos países desenvolvidos, mas diante da pesquisa acadêmica, os países em desenvolvimento também ocupam posições nessa disputa. Do total de 497 publicações, 485 publicações foram escritas em inglês enquanto apenas uma foi escrita em português.

A Nigéria e Índia foram dois principais países em desenvolvimento listados entre os 10 primeiros em quantidade de documentos (Figura 3). O número de documentos na Nigéria e Índia excedeu o de outros países, respondendo por 40% dos 81 países produtores de pesquisas na área. Porém, as publicações dos dois países mais produtivos juntos apresentaram em média 9 citações por item enquanto as 66 publicações dos USA apresentaram em média 19 citações por item. Isso mostra que as publicações de países desenvolvidos mesmo em menor quantidade possuem maior fator de impacto. O nível relativamente baixo de ciência e tecnologia e a escassez de fundos levam a investimentos insuficientes em algumas regiões em desenvolvimento, impossibilitados de apoiar mais pesquisas acadêmicas.

Em relação aos países da União Européia, o Brasil está consideravelmente atrasado no estabelecimento de instrumentos normativos o que é um fator que precisa ser estudado e aprimorado. Além dos países da União Européia, os EUA e Japão tiveram seus instrumentos legais estabelecidos desde 1965 e 1970,

respectivamente. A lacuna temporal no Brasil, no que diz respeito à geração de dados científicos e tecnológicos nessa área se configura em inúmeros desafios aos municípios no que diz respeito à adequação de seus modelos de gestão de resíduos.

As 497 publicações sobre a qualidade do solo em áreas de lixões foram distribuídas em 58 categorias de assunto diferentes. Entre as 10 principais categorias de assuntos cadastradas no mundo destacam-se: Ciências Ambientais e Engenharia; e no Brasil: Ciências Ambientais e Saúde Pública e Ambiental (Figura 4).

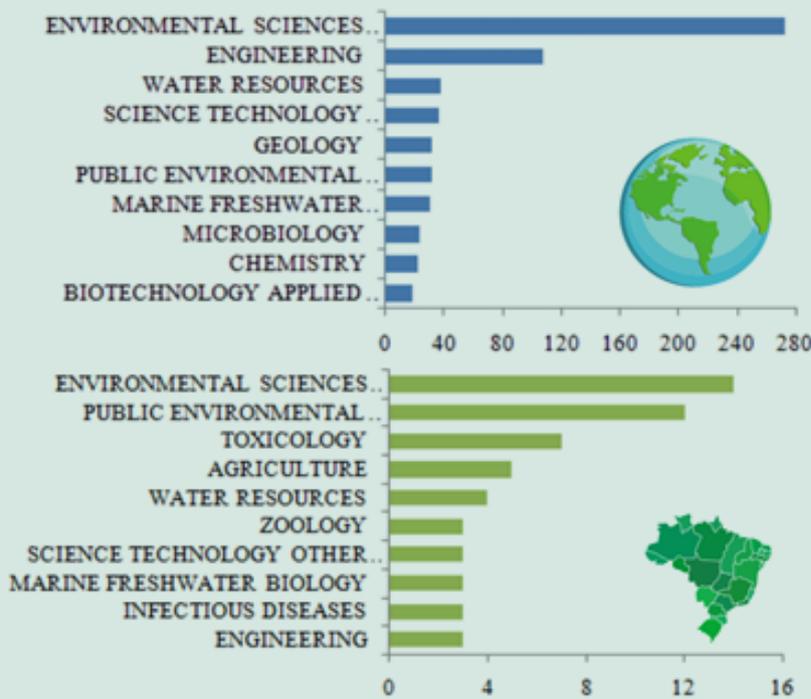


Figura 4.

Dez principais categorias de assuntos cadastradas para as publicações sobre os impactos da disposição de resíduos sólidos na qualidade do solo na WoS CC em 1945-2020: (a) no mundo e (b) no Brasil.

Nas últimas duas décadas, o número de artigos de pesquisa sobre a avaliação da qualidade do solo em áreas de lixões cadastradas na categoria das Ciências Ambientais vem aumentando enquanto flutuações sazonais são encontradas ao longo desse período para a categoria das Engenharias. Essa intermitência em conjunto ao menor número de registros de pesquisas de Engenharia em relação às ciências ambientais é preocupante. A solução para o encerramento de lixões envolve projetos de engenharia e as pesquisas nessa área precisam avançar de forma integrada às ciências ambientais. Esse é um segundo ponto importante a indicar perspectivas futuras para pesquisas a nível mundial. No Brasil, o cenário é mais alarmante. Pesquisas na categoria Engenharia representam apenas 20% do

total de publicações voltadas ao encerramento de lixões, ou seja, metade do que vemos no cenário mundial (Figura 4).

Outro aspecto é a ausência da Ciência do Solo entre as categorias de assuntos cadastradas para essas publicações. A ciência do solo precisa ampliar seu legado para além das Ciências Agrárias. O solo não pode mais ser visto unicamente como provedor ou base para a produção de alimentos. Ele desempenha uma grande variedade de serviços ecossistêmicos essenciais a vida no planeta.

Nas avaliações de qualidade do solo em lixões a participação de cientistas do solo de forma integrada aos pesquisadores das Ciências Ambientais e da Engenharia trariam um resultado interdisciplinar muito útil e mais aplicado. Um estudo realizado recentemente mostra que a interdisciplinaridade na ciência do solo como área científica tem crescido cada vez mais rapidamente nos últimos anos e que desde 1997, o segmento de artigos sobre pesquisa de solo finalmente integrou a categoria de Ciência do Solo e Ciências Ambientais (MOKHNACHEVAA; TSVETKOVAA, 2020).

As pesquisas sobre lixões e impactos na qualidade do solo foram publicados em 261 periódicos indexados na WoS CC de 1977-2020. Não há um periódico que concentre uma grande parte dos registros. As duas principais revistas são *Environmental Monitoring and Assessment* com 22 publicações e *Waste Management* com 18 publicações, que juntas concentram apenas 8% das publicações. Os 92% das publicações restantes estão distribuídas entre os 259 periódicos.

Um total de 500 pesquisadores esteve na autoria dos documentos publicados no mundo, e no Brasil foram 172 autores. O único autor que apresentou número de publicações maior que uma dezena foi o Rup Lal do Department of Zoology, University of Delhi, Índia. Esse autor apresentou 22 publicações no período de 2009 a 2019 voltadas a pesquisa de técnicas de biorremediação em lixões cujo solo apresentou contaminação com poluentes orgânicos.

As palavras chaves dos autores que apresentaram maior ocorrência nas publicações avaliadas indicam o enfoque principal dessas pesquisas (Tabela 1). Percebe-se que as publicações têm como objetivos gerais a avaliação da poluição de metais pesados na água e nos solos a partir da geração de lixiviados. As 50 principais

palavras-chave dos autores foram selecionadas para análise de co-ocorrência em rede, considerando no mínimo quatro ocorrências (Figura 5). O mapa de rede de co-ocorrência apresentou 617 links e 1723 total link strength.

Palavras-chaves	Ocorrência	Total de links
Lixão (Dumpsite)	75	132
Lixiviado (Leachate)	38	86
Metal pesado (Heavy metal)	47	81
Água subterrânea (Groudwater)	33	70
Resíduos sólidos municipais (Municipal solidwaste)	31	55
Aterro (Landfill)	26	40
Solo (soil)	18	40
Poluição (Pollution)	21	37
Resíduos Sólidos (Solidwaste)	17	30
Contaminação (contamination)	14	25
Nigéria	12	21
Manejo (Waste management)	13	20

Tabela 1.

Principais palavras chaves dos autores com base na ocorrência maior que uma dezena e no total de links estabelecidos na análise de cluster.

As palavras-chaves foram segregadas em sete clusters baseados nas relações de frequência com outras palavras:

•**Cluster 1:** O primeiro cluster, de cor vermelha, é composto por 12 palavras-chaves e representa um grupo de publicações

sobre a contaminação por metais pesados e poluentes orgânicos associados, avaliação de risco, manejo dos resíduos, produção de lixiviados e contaminação da água e sedimentos;

•**Cluster 2:** O segundo cluster, de cor verde, é composto por 9 palavras-chaves e representa um grupo de publicações que aborda a problemática do ponto de vista do desenvolvimento das cidades, manejo de resíduos sólidos urbanos envolvendo a reciclagem e disposição final em lixões e aterros, contaminação de águas subterrâneas, e a produção de metano e aproveitamento energético do gás de aterro e mineração de aterro;

•**Cluster 3:** O terceiro cluster, de cor azul escuro, é composto por 8 palavras chaves e segrega um grupo de publicações com foco na avaliação físico-química dos lixiviados de lixões com interesse na determinação da biodisponibilidade e toxicidade do lixiviado a espécies aquáticas marinhas, bem como o potencial de fitorremediação, evitando riscos à saúde humana e animal;

•**Cluster 4:** O quarto cluster, de cor amarela, é composto por 8 palavras chaves e representa um grupo de publicações cujo interesse está nas variações climáticas sazonais e sua repercussão na avaliação da saúde ambiental e bioacumulação de contaminantes em lixões;

•**Cluster 5:** O quinto cluster, de cor lilás, é composto por 7 palavras chaves e traz como método de avaliação do comportamento geoquímico de resíduos sólidos enterrados durante o processo de degradação de matéria orgânica e medidas de resistividade elétrica do solo associada a índices de qualidade para avaliação de águas subterrâneas;

•**Cluster 6:** O sexto cluster, de cor azul claro, formado por 5 palavras chaves, compõem um grupo de publicações que ainda não está bem consolidado, se apresentando de forma mais dispersa entre os demais cluster, cuja peça chave é a avaliação da poluição do solo e de águas superficiais. Essa parece um novo direcionamento onde as pesquisas vão expandir do estudo básico de poluição do solo para o estudo abrangente do ecossistema do solo;

•**Cluster 7:** O sétimo cluster, de cor laranja, está formado por apenas uma palavra-chave, “Nigéria” que é o país com maior quantidade de publicações na área. Essa palavra chave ocorre em 12 publicações e faz 11 link com o cluster 1, 2, 5 e 6. Evidenciando uma maior variabilidade na abordagem das publicações geradas nesse país.

4. CONTAMINANTES E IMPACTOS AMBIENTAIS EM LIXÕES

Os lixões são ambientes extremamente variáveis e heterogêneos. Isso se deve em parte a grande diversidade de resíduos aterrados em relação ao local, aspectos culturais, sociais e econômicos, e ao tempo e as condições ambientais da área de disposição como tipo de solo e clima. Essas áreas armazenam resíduos contendo uma ampla gama de moléculas inorgânicas e orgânicas de origem natural e xenobiótica (NAGENDRAN et al., 2006). O diagnóstico da qualidade do solo de lixões é uma etapa fundamental para elucidar os problemas ambientais decorrentes da disposição de resíduos (Figura 6) e facilitar o dimensionamento de técnicas de recuperação voltadas à mitigação desses impactos. Conforme discutido no tópico anterior, percebe-se que as publicações na área têm como objetivos gerais a avaliação da poluição por metais pesados das águas e dos solos. Entretanto, nas áreas irregulares de disposição de resíduos, o solo sofre alterações em outras características físicas e químicas que não devem ser negligenciadas quando o objetivo é encontrar um novo equilíbrio ecológico para essas áreas após seu encerramento.

Quando presentes no solo, os metais podem ser absorvidos pelas plantas e entrar na cadeia alimentar, trazendo riscos à saúde humana, ou podem ser lixiviados, atingindo as águas subterrâneas e levando a contaminação destas (EBONG; AKPAN; MKPENIE, 2008). Além disso, a presença de metais pesados em níveis elevados dificulta o processo de revegetação da área.

Além do aumento nos teores de metais pesados, oriundo da decomposição dos diversos tipos de resíduos, o solo também sofre como consequência alterações nos atributos físicos e químicos, levando à processos como compactação, salinização, incremento de compostos orgânicos e nutrientes, entre outros (OJURI et al., 2018). Essas alterações nos solos de lixões estão relacionadas à diversos processos, como a produção de chorume e liberação de gases gerados na decomposição dos resíduos e a passagem de veículos pesados

na área (ZAMOTAEV, 2018). As alterações nas características físicas e químicas do solo influenciam a forma como os contaminantes irão se propagar no ambiente.



Figura 6.

Impactos da disposição irregular de resíduos sólidos no solo.

A salinização dos solos, assim como o alto teor de metais pesados, dificulta o processo de revegetação da área, técnica recomendada por alguns autores para a recuperação de lixões, além disso, pode levar também a alterações nas propriedades físicas e mudanças no ciclo dos nutrientes (HERNANDEZ, ALCAZAR, PASTOR, 1998). Por exemplo, a salinização inibe o crescimento da vegetação e em conjunto com a compactação aumenta a vulnerabilidade à erosão do solo.

O solo de lixões desativados enriquecidos com contaminantes e nutrientes pode alcançar os sistemas aquáticos superficiais a partir da erosão, acelerando o processo de eutrofização, além de ser rota de entrada de contaminantes na cadeia trófica. Se por um lado a passagem de máquinas pesadas pode deixar o solo mais denso, a decomposição de matéria orgânica deixa o solo mais poroso facilitando a infiltração de lixiviados que compromete a qualidade das águas subterrâneas.

Após a disposição de resíduos sólidos, quando as áreas não são recuperadas, os solos tendem a se tornar susceptíveis à erosão,

levando assim à perda de argila, e conseqüente alterações na textura do solo, tornando-os mais arenosos (OJURI; AYODELE; OLUWATUYI, 2018). Os solos arenosos apresentam alta permeabilidade, o que facilita a percolação do lixiviado, e difusão de contaminantes para o lençol freático.

Diante disso, percebe-se que a caracterização dos atributos físicos e químicos do solo pode descortinar novas perspectivas de encerramento desses lixões. Conhecer as alterações provocadas no solo pela disposição irregular de resíduos sólidos para que o encerramento e a recuperação sejam realizados de maneira adequada é de extrema importância. Sendo o primeiro passo para diminuir os impactos e promover a reabilitação das áreas dos lixões o cessamento dos processos de degradação instalados no local (PASTOR; HERNÁNDEZ, 2012).

5. PERSPECTIVAS FUTURAS PARA O ENCERRAMENTO DE LIXÕES

A validação dos esforços na busca de soluções eficientes para a disposição final de resíduos com menores impactos ao ambiente será alcançada caso se coloque em prática ações de manejo integrado como redução da geração de resíduos, coleta seletiva e o tratamento adequado das frações segregadas pela compostagem, reciclagem, entre outros. Nesse aspecto, é possível também aprender com as experiências bem sucedidas de países desenvolvidos.

O estabelecimento de instrumentos normativos em consonância com a obrigatoriedade de encerramento dos lixões no Brasil parece um ponto de partida importante a ser observado para desenterrar os obstáculos encontrados na atualidade. Para uma solução sistêmica e ampla é indispensável levar em consideração a variabilidade nos aspectos sociais, culturais, políticos, econômicos e ambientais no país.

No Brasil, mesmo após uma década de vigência da PNRS que traz a obrigatoriedade de encerramento de lixões, 40,5% dos resíduos sólidos municipais produzidos são dispostos em áreas irregulares (ABRELPE, 2019). Na corrida pela adequação à PNRS e para ter acesso às verbas do Governo Federal, a desativação de lixões tem sido realizada sem medidas de engenharia sanitária e ambiental, o que amplia o potencial de degradação da área podendo gerar outros passivos ambientais. Esse é um aspecto que precisa ser mais bem explorado no Brasil. O incentivo e o fomento de pesquisa dessa natureza na área das Engenharias e Ciências Ambientais podem fornecer valiosas contribuições não apenas para o estabelecimento de instrumentos normativos como também de tecnologias viáveis e adaptadas a realidade dos países em desenvolvimento.

Os problemas ambientais decorrentes da disposição irregular de RSU estão bem documentados. A necessidade de ajustamento a legislações com recuperação e monitoramento de lixões encerrados e o reaproveitamento do espaço ocupado pelos lixões pela indisponibilidade de terrenos, principalmente em áreas urbanas, requer a reabilitação dessas instalações. Os lixões devem ser encaminhados a programas de recuperação, baseados em diagnósticos da qualidade do solo que identifiquem os processos de degradação ambiental para auxiliar a recuperação eficaz da área degradada.

Por ser um assunto de interesse multidisciplinar, as descobertas das pesquisas sobre a qualidade do solo em lixões resultaram na geração de amplo conjunto de dados e sua publicação em uma variedade de periódicos. Uma grande diversidade de técnicas foi testada para atingir os objetivos da recuperação dessas áreas no mundo. Podemos aprender com essas experiências. Um importante ensinamento a se observar é que a cobertura com o confinamento do maciço de resíduos, que é o procedimento mais comumente realizado no Brasil, não muda o cenário de degradação da área. Mesmo após décadas de desativação e cobertura do solo com vegetação nativa de crescimento espontâneo, solos de antigos lixões apresentam evidências de continuidade e até ampliação da degradação (PASTOR; HERNANDEZ, 2012; MARINHO, 2020). Nesse contexto, a interação dos estudos de Engenharia e Ciência do Solo é uma área emergente que merece atenção e a concentração de esforços dos pesquisadores.

A mineração de aterros é uma técnica relativamente comum em países desenvolvidos, (apontado no cluster 2) mas não é indicada para lixões de países em desenvolvimento. Quando se leva em consideração critérios técnicos e financeiros, o revolvimento e a remoção dos resíduos aterrados por décadas para o descarte em aterros sanitários é inviável. Isso se deve a limitação de áreas disponíveis para a instalação de aterros sanitários em adição ao fato da transferência desses resíduos para esses locais reduzir significativamente a vida útil dos aterros sanitários que muitos municípios sequer possuem.

A vegetação natural ou plantada em solos de lixões encerrados tem papel importante no controle da erosão e na imobilização de contaminantes, além de conferir valor estético. A tecnologia que usa plantas para remediar e reabilitar o solo de lixões é denominado de fitorremediação e surgiu como uma candidata com grande potencial por exigir menores custos e técnica menos especializada. Enquanto o custo com a escavação e aterramento; ou incineração pode alcançar de \$ 24.000 a \$ 40.000 dólares por ha, o custo das técnicas de fitorremediação varia de \$ 5.500 a \$ 12.000 dólares por ha. Porém, as técnicas convencionais podem levar de semanas a meses para serem realizados, enquanto a fitoextração ou degradação podem levar vários anos.

Dentre as técnicas de fitorremediação, a fitoestabilização do solo tem mostrado resultados promissores e representa uma área de pesquisa em desenvolvimento como indicado no cluster 3. A vegetação que cresce espontaneamente em lixões abandonados freqüentemente mostra sinais de danos causados pela presença de concentrações tóxicas de metais pesados e do gás de aterro na zona da raiz (NAGENDRAN *et al.*, 2006). Para atingir o máximo desempenho da planta visando a fitoestabilização, é necessária a reconstrução de um meio adequado para a revegetação do lixão. O solo que recobre o lixão precisa então ser profundo e favorável ao crescimento das raízes, devendo ser isolado do maciço de resíduos a partir de uma barreira que pode ser uma camada impermeabilizante, um filtro químico ou qualquer material que impeça o acesso das raízes aos contaminantes presentes nos resíduos aterrados.

É importante ressaltar que na fitoestabilização é requerida da vegetação muito mais que a recuperação estética (Figura 7). A

revegetação com espécies fitoestabilizadoras tem o objetivo de estabilização mecânica do solo e proteção contra a erosão, diminui a variabilidade de temperatura do solo, funciona como uma barreira contra a infiltração da água devido ao fluxo transpiracional solo-planta-atmosfera, e facilita a pedogênese do solo de maneira autossustentável (BOZKURT *et al.*, 2001; ABICHOU *et al.*, 2015).

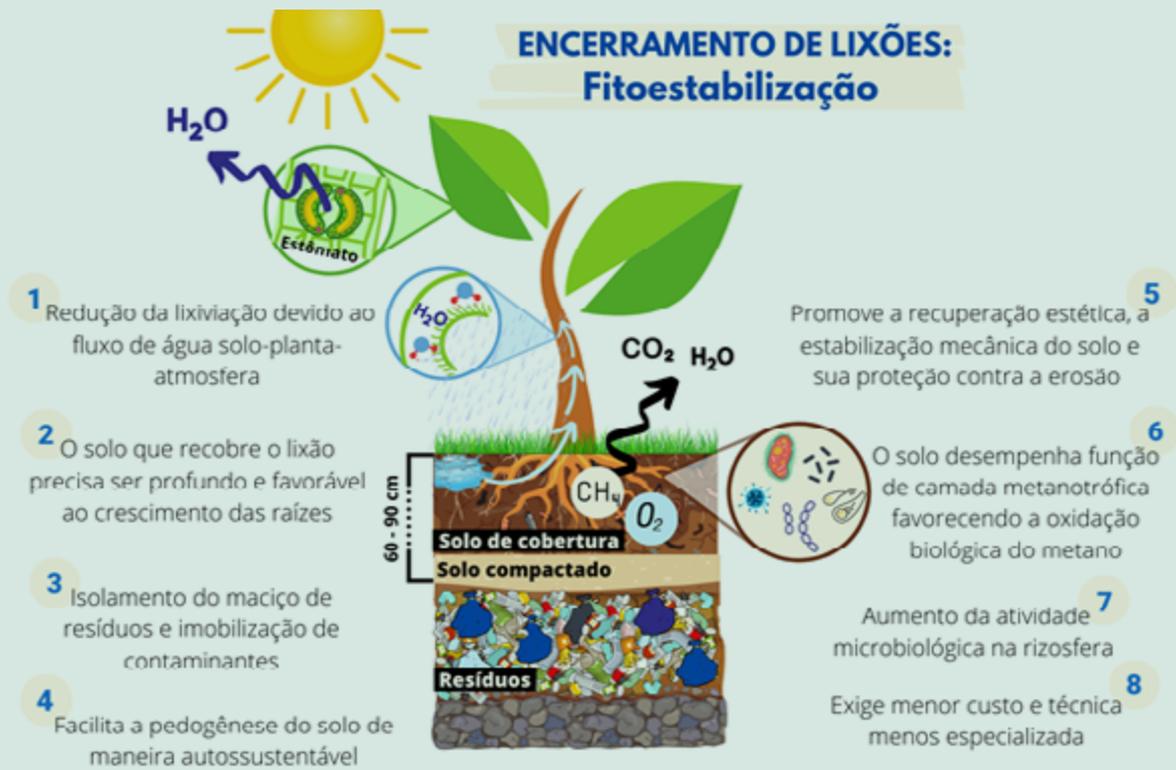


Figura 7.

Principais vantagens do uso da fitoestabilização para o encerramento de lixões.

As plantas consomem a água da chuva, pois aumentam a evapotranspiração da superfície do lixão, e assim reduzem a lixiviação e o movimento vertical e horizontal de poluentes. As raízes das plantas e seus exsudatos aumentam o número de microrganismos na rizosfera em uma ou duas ordens de magnitude, criando assim condições propícias a oxidação do metano e sua transformação em CO₂ e H₂O. A camada de solo que apresenta enraizamento cumpre, portanto a função de uma camada metanotrófica. O metano apresenta um potencial 21 vezes maior para o aquecimento global que o CO₂. E, portanto, há vantagens nessa transformação. Estima-se que a fitoestabilização leve à estabilização mais rápida dos resíduos e que a produção de gases

de efeito estufa diminua substancialmente após 5–20 anos e que assim o local possa ser encaminhado a usos alternativos viáveis.

Ainda não existe unanimidade quanto aos critérios construtivos e a composição do sistema de cobertura final para o encerramento dos lixões. Sabe-se que esse sistema tem como composição mínima uma camada de impermeabilização e outra para o crescimento das espécies fitoestabilizadoras (Figura 7). Portanto, essa é outra área de pesquisa que precisa avançar e deve integrar esforços multidisciplinares, particularmente da Engenharia e Ciência do Solo.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O cenário identificado aponta para a necessidade urgente de suprir a lacuna temporal no Brasil no que diz respeito ao estabelecimento de instrumentos normativos e diretrizes para o encerramento e recuperação de lixões de forma a tornar a legislação mais eficaz, reduzir impactos ambientais e impulsionar os setores de reaproveitamento de resíduos.

Esta pesquisa bibliométrica contextualizou o cenário nacional e mundial das pesquisas sobre a disposição irregular de resíduos sólidos urbanos e seu impacto no solo dos últimos 75 anos e encontrou áreas em que as pesquisas avançaram e lacunas essenciais para resolução de problemáticas remanescentes. Os resultados deste estudo mostraram novos rumos e tendências de pesquisa futuras.

Uma avaliação precisa dos riscos em áreas de disposição de resíduos deve continuar considerando o potencial de transferência vertical de metais tanto para as águas subterrâneas como para a vegetação rasteira. Mas precisa incluir o potencial que essas áreas têm para transferência horizontal da contaminação para solos adjacentes e sistemas aquáticos superficiais. Dessa forma, os instrumentos normativos devem investir não apenas nas regras de preparação das áreas para o recebimento de resíduos, mas nortear a ação de encerramento. Para alcançar esses objetivos se faz necessário o desenvolvimento de pesquisas de caráter multidisciplinar e sistêmico.

REFERÊNCIAS

ABICHOU, T.; KORMI, T.; YUAN, L.; JOHNSON, T.; FRANCISCO, E. Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. **Waste Management**, v. 36, p. 230–240, 2015.

ABRELPE – **Brazilian Association of Public Cleaning and Special Waste. Overview of Brazil’s solid waste.** ABRELPE, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8.419:** apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13.896:** aterros de resíduos não perigosos – critérios de projeto, implantação e operação – procedimentos. Rio de Janeiro, 1997.

AUGUSTIN, P. V.; VIERO, A. P. Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v.67, n.5, p. 1521 – 1530, 2012

EBONG, G. A.; AKPAN, M. M.; MKPENIE, V. N. Heavy Metal Contents of Municipal and Rural Dumpsite Soils and Rate of Accumulation by Carica papaya and Talinum triangulare in Uyo, Nigeria. **E-journalOfChemistry**, [s.l.], v. 5, n. 2, p.281-290, 2008.

BOZKURT, S.; SIFVERT, M.; MORENO, L. NERETNIEKS, I. The long-term evolution of and transport processes in a self-sustained final cover on waste deposits. **The Science of the Total Environment**, v. 271, p 145-168, 2001.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988

BRASIL (1998). Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília. Diário Oficial da União

BRASIL (2007). Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê

Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Brasília: Diário Oficial da União.

BRASIL (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências Brasília: Diário Oficial da União.

COSTA, I.M.; DIAS, M. Ferreira. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: a portrait of the northeast region. **Energy Reports**, [S.L.], v. 6, p. 878-884, fev. 2020.

DEUS, R. M; BATTISTELLE, R. A. G; SILVA, G. H. R. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendências. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 685-698, dez. 2015. Fap UNIFESP (SciELO).

ERNANI, P.R; STECKLING, C.; BAYER, C. Características químicas de solo e rendimento em função do método de aplicação de fosfatos, em dois níveis de acidez. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, v.25, p.939-946, 2001.

HERNÁNDEZ, A. J.; ALCAZAR, M. J. A; PASTOR, J. Some impacts of urban waste landfills on Mediterranean soils. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.21-33, jan. 1998.

HUANG, Y. et al. Harmful Chemicals in Soil and Risk Assessment of an Abandoned Open Dumpsite in Eastern China. **Journal Of Chemistry**, [s.l.], v. 2015, p.1-10, 2015

KABALA, C. et al. Towards more simple and coherent chemical criteria in a classification of anthropogenic soils: A comparison of phosphorus tests for diagnostic horizons and properties. **Geoderma**, [s.l.], v. 320, p.1-11, jun. 2018.

MARINHO, A. P. F. **Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos na qualidade de solos das regiões tropical úmida e semiárida Potiguar**. 2020. 44p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Sanitária, UFRN, Natal, 2020.

MOKHNACHEVA, Yu. V.; TSVETKOVA, V. A..Bibliometric Analysis of Soil Science as a Scientific Area. **Eurasian Soil Science**, [S.L.], v. 53, n. 6, p. 838-844, jun. 2020. Pleiades Publishing Ltd.

NAGENDRAN R et al. Phytoremediation and rehabilitation of municipal

solid waste landfills and dumpsites: A brief review. **Waste Management**, v. 26, n. 12, p. 1357-1369, 2006.

OJURI, O.O.; AYODELE, F.O.; OLUWATUYI, O.E. Risk assessment and rehabilitation potential of a millennium city dumpsite in Sub-Saharan Africa. **Waste Management**, [s.l.], v. 76, p.621-628, jun. 2018.

PASTOR, J.; HERNÁNDEZ, A.J. Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: Determinants for restoring their impact. **Journal Environmental Management**. v.95, p. 542-549, 2012.

VAN ECK, N. J; WALTMAN, L. Levantamento de software: VOSviewer, um programa de computador para mapeamento bibliométrico. **Scientometrics**. 2010, 84, 523–538.

ZAMOTAEV, I. V. et al. Assessment of the State of Soils and Vegetation in Areas of Landfills and Municipal Solid Waste Sites (a Review). **Eurasian Soil Science**, [S.L.], v. 51, n. 7, p. 827-842, jul. 2018.

ZANTA, V. M; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. PROSAB. 274p. 2003.



04

ANÁLISE FATORIAL APLICADA À VARIABILIDADE DA PRECIPITAÇÃO NA MESORREGIÃO DA BORBOREMA NO ESTADO DA PARAÍBA

Bárbara Frassinetti Brito Sousa¹
Lívia Maria de Medeiros Martins²
Roberta Lima de Lucena³
Madson Tavares Silva⁴

¹ Graduada em Engenharia Ambiental (UFPB). Mestranda em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais (UFCG).

² Graduada em Engenharia Civil (UNIPÊ). Mestranda em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais (UFCG).

³ Graduada em Engenharia Civil (UFCG). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Doutoranda em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais (UFCG).

⁴ Graduado em Meteorologia (UFCG). Doutor em Meteorologia (UFCG). Professor dos Programas de Pós-Graduação em Meteorologia (PPGMET) e Recursos Naturais (PPGRN) da (UFCG).

RESUMO

A precipitação é um fenômeno meteorológico com grande variabilidade espaço-temporal. Muitas vezes apresenta distribuição irregular, sendo fundamental identificar, conhecer e medir os padrões de ocorrência a fim de melhor gerir e planejar as atividades humanas e os recursos naturais. Neste trabalho utilizou-se a técnica estatística de Análise Fatorial, aplicada a dados de precipitação de 14 municípios da mesorregião da Borborema, com o objetivo de analisar o comportamento da precipitação e verificar os meses que apresentam maiores contribuições no período chuvoso e de estiagem. Os dados utilizados foram obtidos na plataforma digital HidroWeb, da ANA. A Análise Fatorial consegue reduzir uma grande quantidade de variáveis observadas em um número menor de fatores, sendo assim, dos 7 fatores extraídos, apenas 3 fatores apresentaram maior influência na variabilidade climatológica de precipitação os quais apresentam capacidade de explicar 81,12% do total da variância. Identificou-se que os meses com volumes de precipitação mais elevados (janeiro a maio) apresentaram boa correlação com o fator 1, enquanto o fator 2 apresentou boa correlação com os meses de menor precipitação (junho a setembro). Já o fator 3 apresentou boa correlação com os meses em que a precipitação começa a alterar para mais ou para menos (outubro e novembro).

Palavras-chave: precipitação, análise fatorial, fatores

1. INTRODUÇÃO

A chuva é um elemento de grande variabilidade espaço-temporal, sendo fundamental seu conhecimento para a tomada de decisões. Identificar e medir padrões de ocorrência das chuvas traz subsídios imprescindíveis para o planejamento e operação de diversos setores da sociedade, como a agricultura, a pesca, a navegação, o abastecimento d'água, o controle e proteção contra inundações, a conservação dos ecossistemas e demais análises que envolvam o balanço hídrico de bacias hidrográficas e o regime de vazões de rios. (SOARES; PAZ; PICCILLI, 2016).

A mesorregião da Borborema, zona semiárida do estado da Paraíba, tem o clima semiárido quente, segundo a classificação de Köppen, com temperaturas elevadas por volta de 27°C. De acordo com Francisco e Santos (2017) a precipitação anual é de 400mm, sendo considerado um dos locais mais secos do país devido a distribuição irregular da precipitação, concentradas num período chuvoso curto e um período superior de estiagem.

A distribuição pluviométrica irregular influencia na disponibilidade de umidade do solo e, conseqüentemente, sobre a produção agropecuária, ressaltando a importância de analisar a variabilidade climática devido aos possíveis danos socioeconômicos e ambiental causados por uso inadequado do solo, supressão vegetal para substituição por pastagem ou outros tipos de cultivo, (Noronha, Hora e Silva, 2016), (Pimenta Filho *et al.*, 2009). De acordo com Lucena, Júnior e Steinke (2018), a irregularidade da precipitação nessa região pode estar relacionada a atuação de diferentes sistemas atmosféricos, como a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), somada ou não a fenômenos como El Niño e Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis. Greishar e Hastenrath (2000), afirmam que a ZCIT é um sistema que influencia fortemente o regime das chuvas e à medida que se desloca ao sul, no decorrer do ano, coincide com o período de estiagem da região.

Compreender a dinâmica e distribuição das chuvas em uma região é fundamental para melhor gerenciar os recursos hídricos, desenvolver um planejamento adequado para as atividades

humanas, definir o período mais favorável para plantio, bem como a cultura de menor risco, pois a chuva em determinada época do ano pode ser útil ou prejudicial à agricultura, dependendo se coincide com o período vegetativo ou de colheita de determinadas culturas (SANTOS; SOUSA, 2018). Segundo Carmo e Lima (2020) diante da variação do comportamento da chuva e dos impactos causados em escalas espaciais e temporais, faz-se necessário adotar técnicas e ferramentas que auxiliam na caracterização e monitoramento desses eventos.

O estudo da variabilidade espaço-temporal da precipitação em uma região é fundamental para o planejamento de suas atividades. A identificação de padrões pluviométricos e regiões homogêneas de chuva tem sido uma prática habitual e desenvolvida por diferentes metodologias (AMANAJÁS; BRAGA, 2012). Há diferentes metodologias para realizar esse tipo de estudo, uma delas é a técnica de Análise Multivariada, que segundo Nascimento *et al.*, (2017), são utilizadas para encontrar um padrão espacial e temporal na série de dados. A Análise Fatorial (AF) em componentes principais apresenta resultados satisfatórios quanto a compreensão dos padrões de variabilidade espaço-temporal dos dados de precipitação. Essa técnica tem como principal finalidade definir a estrutura inerente entre as variáveis na análise, fornecer ferramentas para analisar a estrutura das inter-relações (correlações) em um grande número de variáveis (p. ex., escores de teste, itens de teste, respostas a questionários) definindo conjuntos de variáveis que são fortemente inter-relacionadas, conhecidos como fatores (HAIR JUNIOR *et al.*, 2009). A principal função das diferentes técnicas de análise fatorial é reduzir uma grande quantidade de variáveis observadas em um número menor de fatores (FIGUEIREDO FILHO; JÚNIOR, 2010). Esses fatores correspondem a combinação linear das variáveis (estatísticas) originais.

Em artigo publicado recentemente pelos autores Silva *et al.* (2017), utilizando dados de diversas variáveis climáticas para o Estado de Sergipe no período de 2011 a 2013, aplicaram a técnica de componentes principais e análise de agrupamento. Os resultados obtidos com esta pesquisa mostraram que da relação de 10 variáveis climáticas analisadas apenas três: umidade relativa do ar, temperatura do ar máxima e velocidade máxima dos ventos, obtiveram um percentual de explicação de 75,15% (SANTOS; SOUSA, 2018)

Diante da necessidade de analisar de forma mais sólida o comportamento espacial e temporal da precipitação, o presente trabalho aplicou a técnica estatística de Análise Fatorial em dados de precipitação de 14 municípios da mesorregião da Borborema, no período de 1995 a 2015, com o objetivo de analisar o comportamento da precipitação e verificar os meses que apresentam maiores contribuições no período chuvoso e de estiagem.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da Área de Estudo

O Estado da Paraíba localiza-se na região Nordeste do Brasil com uma área de 56.372 km², correspondente a 0,66% do território nacional, estando posicionado entre os paralelos 6°02'12" e 8°19'18"S, e entre os meridianos de 34°45'54" e 38°45'45"W. Ao norte, limita-se com o Estado do Rio Grande do Norte; a leste, com o Oceano Atlântico; a oeste, com o Estado do Ceará; e ao sul, com o Estado de Pernambuco (Francisco, 2010).

O estado da Paraíba divide-se em quatro mesorregiões: Sertão Paraibano, Borborema, Agreste Paraibano e Mata Paraibana. Na Figura 1 está a localização da Paraíba juntamente com suas mesorregiões e o destaque para a mesorregião da Borborema, objeto de estudo desse trabalho.

A mesorregião da Borborema é formada pela união de 44 municípios distribuídos em 04 (quatro) microrregiões (Seridó Ocidental, Seridó Oriental, Cariri Ocidental e Cariri Oriental). Possui cerca de 315 518 habitantes, área de 15 577 km², com uma densidade de 20,3 hab./km² e altitude de 496 m (IBGE, 2010).

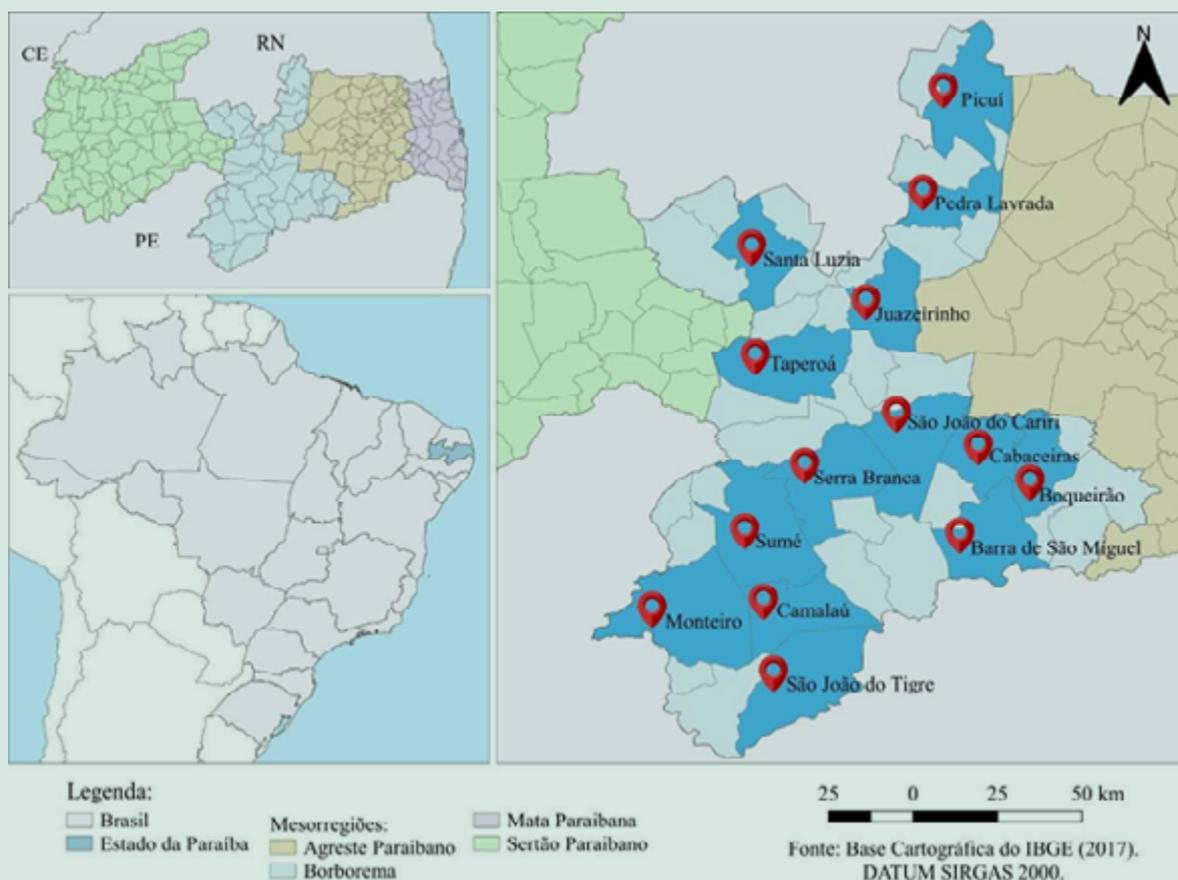


Figura 1.

Estado da Paraíba e suas mesorregiões
Fonte: Própria das autoras

Apresenta clima semiárido quente com chuvas de verão. Entre fevereiro e maio, ocorrem as maiores quantidades de chuva nas regiões do Cariri/Curimataú e do Sertão. A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) é o principal sistema meteorológico responsável pela pluviosidade na região, que alcança, em média, 500 mm ao ano (Figura 2). Em razão da altitude, as temperaturas tendem a ser mais baixas, mas a falta de pluviosidade impede uma maior redução do calor no local.

Climatologia da Precipitação Anual Acumulada (mm)

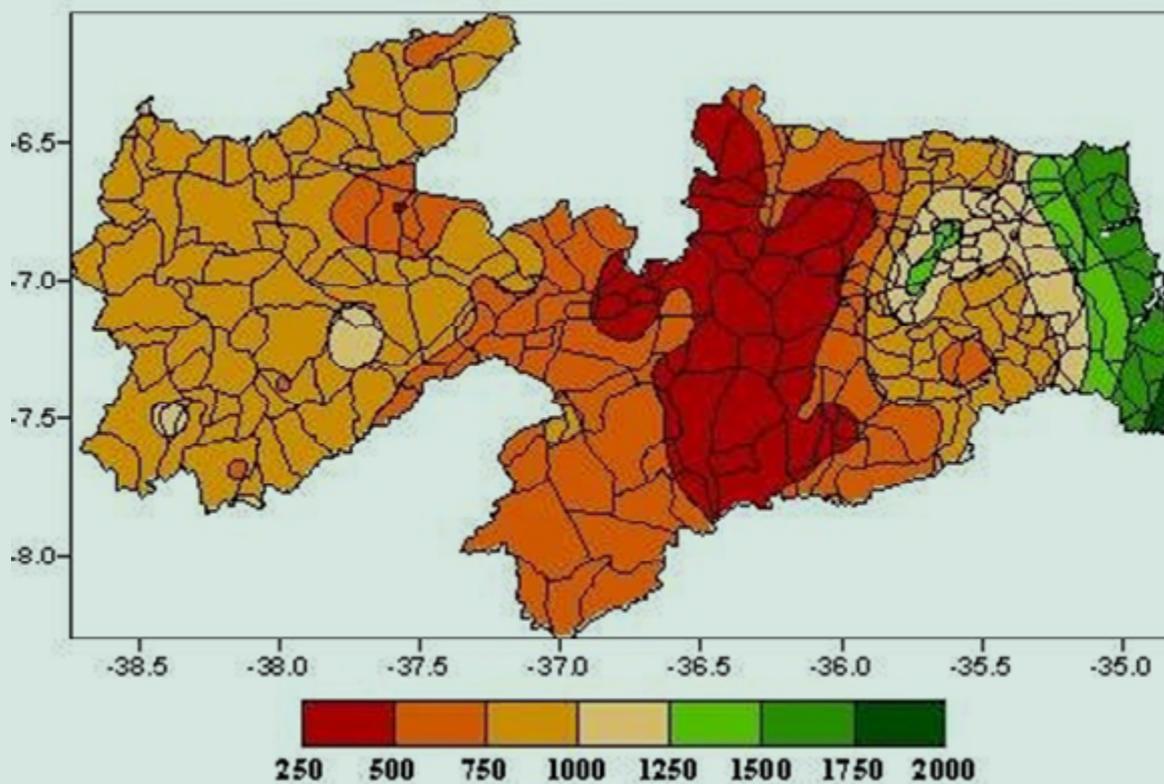


Figura 2.

Mapa da Média de Precipitação Anual no Estado da Paraíba.

Fonte: Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.

2.2 Coleta de Dados

Os dados utilizados nesse estudo estão disponíveis no HidroWeb da Agência Nacional de Águas (ANA) e são provenientes de 14 postos pluviométricos distribuídos na mesorregião da Borborema localizada no Estado da Paraíba. Foram utilizados dados mensais e anuais no horizonte temporal de 21 anos, compreendido entre 1995 a 2015, conforme a Tabela 1. O critério de seleção do período estudado foi em função de dados contínuos e sem falhas.

Estação	Código da Estação	Período	Órgão Responsável	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Barra de São Miguel	736025	1995-2015	AESA	-77,5170	-36,3181	520
Boqueirão	735028	1995-2015	AESA	-7,5333	-35,9833	350
Cabaceiras	736022	1995-2015	AESA	-74,9220	-36,2869	390
Camalaú	736021	1995-2015	AESA	-7,89	-36,8256	565
Juazeirinho	736070	1995-2015	AESA	-7,0683	-36,58	-
Monteiro	737038	1995-2015	AESA	-7,8872	-37,1086	540
Pedra Lavrada	636079	1995-2015	AESA	-6,505	-36,3469	-
Picuí	636038	1995-2015	AESA	-6,5167	-36,3667	450
Santa Luzia	636041	1995-2015	AESA	-6,8681	-36,9181	290
São João do Cariri	736044	1995-2015	AESA	-7,4167	-36,5	458
São João do Tigre	836000	1995-2015	AESA	-8,08	-36,8472	616
Serra Branca	736074	1995-2015	AESA	-7,4819	-36,66	-
Sumé	736077	1995-2015	AESA	-7,6736	-36,8964	-
Taperoá	736078	1995-2015	AESA	-7,2164	-36,8281	-

Tabela 1.

Estações pluviométricas selecionadas

2.3 Estatística Descritiva

Na metodologia utilizada calculou-se, através do software Xlstat, a média mensal de cada ano e com os valores encontrados determinaram-se valores médios de precipitação mensal, desvio padrão, mediana, precipitação máxima e mínima absoluta. Com isso, elaborou-se o gráfico boxplot para melhor descrever a variância dos dados e observar a tendência da precipitação histórica no período de estudo.

2.4 Análise Fatorial

A análise fatorial é uma técnica de análise multivariada com o objetivo de avaliar a estrutura das variáveis através das suas correlações, sendo que as variáveis dentro de um grupo particular sejam altamente correlacionadas entre si, e mantenham o mínimo de correlação com variáveis em grupos diferentes, então cada grupo de variáveis representa um único fator que é responsável pelas correlações observadas (JOHNSON e WICHERN, 1998). No entanto, segundo Hair *et al.* (2005), este conceito não é utilizado para prever uma variável dependente, mas sim para maximizar o poder de explicação do conjunto inteiro de variáveis. Dessa forma, o modelo de análise fatorial obtido através da

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados os resultados obtidos da aplicação de estatística descritiva, mostrados na Tabela 1, da precipitação média mensal dos 14 municípios durante o período estudado. Os valores médios que representam o período com maior intensidade de precipitação estão entre os meses de março e abril, com 94,94 mm e 81,50mm, e com menor intensidade está o mês de setembro, com 4,43 mm, representando o mês mais seco da região.

Período	Média (mm)	D.P.	Med. (mm)	Mín (mm)	Máx. (mm)
Janeiro	56,93	13,87	55,94	39,22	84,30
Fevereiro	57,62	11,68	58,93	40,64	73,70
Março	94,94	25,51	92,40	57,50	144,88
Abril	81,50	18,39	76,11	55,90	112,38
Mai	63,77	15,20	57,32	43,56	96,10
Junho	41,99	12,49	42,82	19,56	60,25
Julho	28,39	12,50	29,30	7,38	52,51
Agosto	14,38	7,27	14,52	3,45	26,56
Setembro	4,43	2,34	4,18	0,95	9,02
Outubro	7,91	3,71	7,49	1,72	14,20
Novembro	7,06	3,27	7,07	1,79	13,00
Dezembro	21,36	11,88	17,58	7,39	51,90

P.: desvio padrão; Med.: mediana (mm); Mín.: valor mínimo da série (mm); Máx.: valor máximo da série.

Tabela 1.

Estatística descritiva da variável precipitação dos municípios da mesorregião Borborema paraibano, com dados de 1951 a 2015

A Figura 1 exibe a média histórica mensal de precipitação durante o período de 1995 a 2015 para os municípios de Picuí, Pedra Lavrada, Serra Branca, Camalaú, Santa Luzia, São João do Cariri, Sumé, Juazeirinho, Taperoá, Barra de São Miguel, São João do Tigre, Boqueirão, Cabaceiras e Monteiro. Os maiores índices de precipitação estão presentes nos meses de janeiro a maio, e os menores índices estão entre os meses de junho a dezembro, tendo setembro, outubro e novembro representando um período seco.

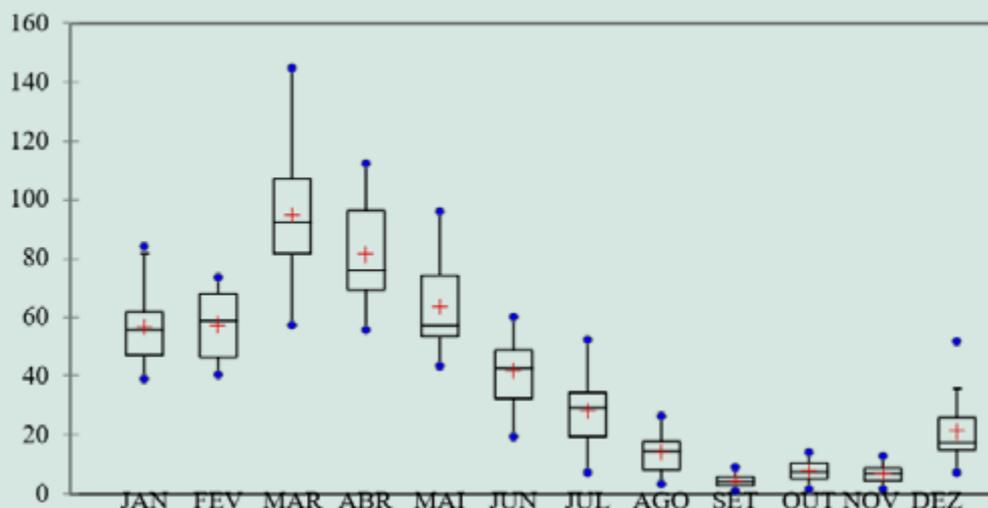


Figura 1.

Variabilidade
média mensal da
precipitação

No trabalho desenvolvido por Costa (2017) foi analisado o comportamento espaço-temporal da precipitação mensal no estado da Paraíba dos dezoito anos do período de 1998 a 2015, a partir de dados de precipitação de 187 pontos gerados pelo satélite TRMM, e foi verificado que os meses úmidos se concentram no primeiro semestre com médias próximas a 150mm, enquanto no segundo semestre os valores tiveram um decréscimo, com os meses de outubro e novembro, apresentando valores inferiores a 50mm.

No que diz respeito a análise fatorial, inicialmente foi aplicado o teste de Kaiser Meyer Olkin – KMO, para verificar a adequabilidade dos dados. O Teste KMO indicou um valor de 0,5 (Tabela 2), um pouco abaixo do patamar crítico indicado pela literatura. Porém, admitiu-se que existe correlação entre as variáveis.

Janeiro	0,43
Fevereiro	0,69
Março	0,63
Abril	0,37
Mai	0,49
Junho	0,53
Julho	0,70
Agosto	0,47
Setembro	0,55
Outubro	0,40
Novembro	0,33
Dezembro	0,58
KMO	0,50

Tabela 2.

Teste Kaiser Meyer
Olkin - KMO

A matriz de correlação de identidade - *Spearman* apresentada na Tabela 3, mostra o grau de relacionamento entre as variáveis. Observou-se altas e moderadas correlações para os meses de fevereiro a maio, bem como de julho a setembro, outubro possui correlação média com maio, novembro possui correlação média com junho, agosto e outubro. Por fim, janeiro possui bom relacionamento com fevereiro a maio e dezembro, e dezembro possui correlação média com março, maio e outubro.

	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV
FEV	0,64										
MAR	0,76	0,76									
ABR	0,73	0,63	0,72								
MAI	0,93	0,71	0,75	0,59							
JUN	0,04	-0,22	-0,29	-0,30	0,02						
JUL	-0,01	-0,27	-0,35	-0,33	0,02	0,89					
AGO	0,00	-0,19	-0,32	-0,31	-0,02	0,95	0,88				
SET	0,05	-0,35	-0,28	-0,26	-0,02	0,72	0,64	0,81			
OUT	0,49	0,53	0,32	0,16	0,55	-0,09	-0,16	-0,15	-0,33		
NOV	0,33	0,00	-0,14	-0,29	0,31	0,61	0,53	0,60	0,47	0,55	
DEZ	0,71	0,34	0,64	0,37	0,64	-0,13	-0,07	-0,22	-0,21	0,57	0,33

Tabela 3.

Matriz de correlação da precipitação mensal

Ao observar que os dados estão adequados e a correlação entre eles, o próximo passo foi determinar e extrair os fatores que explicaram a variância total do conjunto de dados. De acordo com Figueiredo Filho e Silva Júnior (2010), os fatores são combinações lineares do conjunto de variáveis que capturem o máximo possível a variância das variáveis observadas. O mesmo autor ressalta a regra de Kaiser (*eigenvalue* acima de 1,0), o *Scree plot* e a variância acumulada como critérios para auxiliar a extrair os fatores.

A Figura 2 abaixo exhibe a distribuição do *Scree plot* com os autovalores, a quantidade de fatores e a curva de variância de cada fator, e no momento que a curva apresentou tendência para se tornar horizontal, foi possível extrair os fatores. A partir dos resultados, foi observado três fatores de maior influência na variabilidade climatológica de precipitação os quais apresentam capacidade de explicar 81,12% do total da variância.

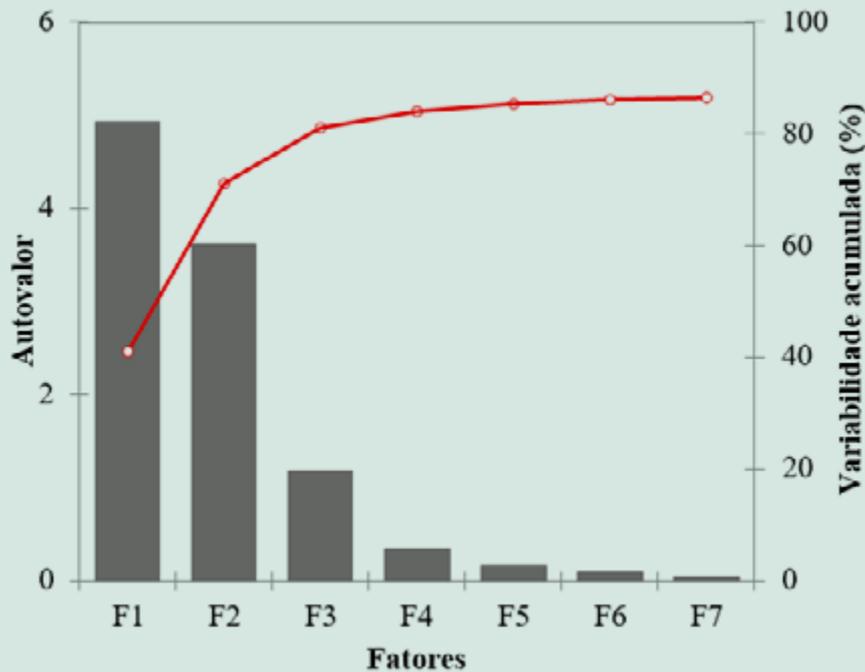


Figura 2.

Scree- plot

Em seguida, os autovalores obtidos nesta análise foram submetidos à rotação ortogonal Varimax (Tabela 4), com o objetivo de representar melhor a variabilidade dos dados, tornando a variância acumulada mais homogênea. O primeiro, segundo e terceiro fator rotacionado explicam 33,81%, 32,16 % e 15,15%, respectivamente da variância total dos dados de precipitação.

Fatores	Condições iniciais			Rotação Varimax	
	Autovalor	Variabilidade (%)	% Variância acumulada	Variabilidade (%)	% Variância acumulada
F1	4,93	41,11	41,11	33,81	33,81
F2	3,61	30,09	71,21	32,16	65,97
F3	1,19	9,91	81,12	15,15	81,12

Tabela 4 .

Variância total explicada pelos fatores antes e após rotação Varimax

Em estudo similar, Santos e Sousa (2018) estudaram a variabilidade temporal e espacial da precipitação, dos municípios do Estado de Sergipe, por meio de técnicas de fatores e agrupamentos, e a técnica multivariada de fatores possibilitou a extração de dois fatores capazes de explicar 86,45% da variância total.

Guedes *et al.* (2010) constataram dois componentes principais rotacionados, que explicam 88% da variância dos dados mensais de precipitação para 27 estações pluviométricas do estado do Piauí, englobando a série histórica de 1963 a 2000.

O primeiro fator rotacionado apresenta correlações positivas de dezembro a janeiro (entre 0,5 a 0,8). O segundo fator apresenta máximas correlações positivas superiores a 0,8 de junho a setembro (Figura 3). Por último, o terceiro fator apresenta máxima correlação positivas em outubro e novembro (ambas superiores a 0,8).

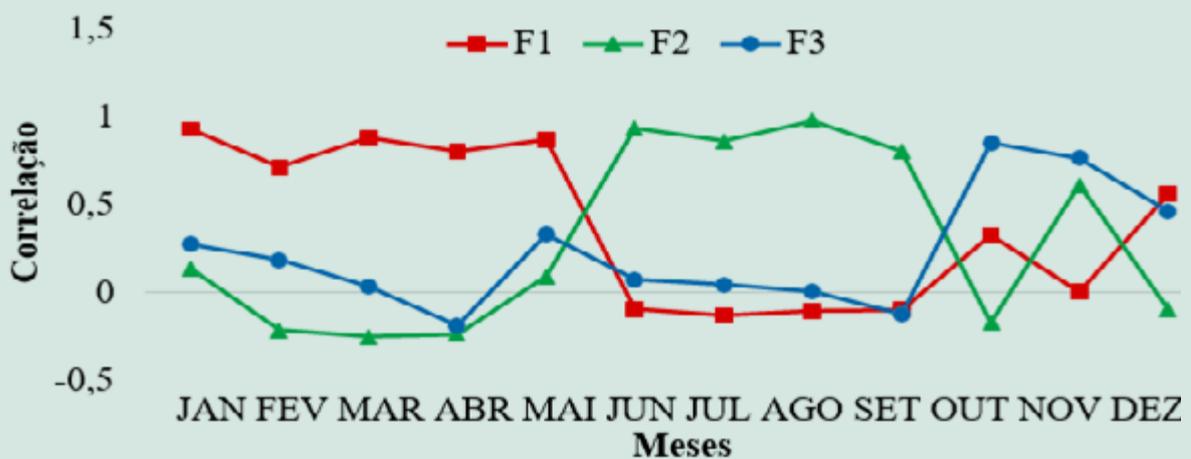


Figura 3.

Cargas fatoriais rotacionadas (correlações) para os três fatores comuns que explicam 81,12% do total dos dados de precipitação dos municípios estudados

O padrão espacial associado ao primeiro fator (Figura 4a) mostra as contribuições positivas significativas (escores superiores a 0,8) com Sumé, Monteiro, São João do Tigre, Camalaú, Pedra Lavrada e Cabaceiras e contribuições negativas com Picuí, Serra Branca, Santa Luzia, São João do Cariri, Juazeirinho, Taperoá, Barra de São Miguel e Boqueirão.

O segundo fator mostra contribuições positivas mais significativas com Monteiro, Cabaceiras e razoável com São João do Tigre, Boqueirão e São João do Cariri e contribuições negativas com os demais municípios analisados.

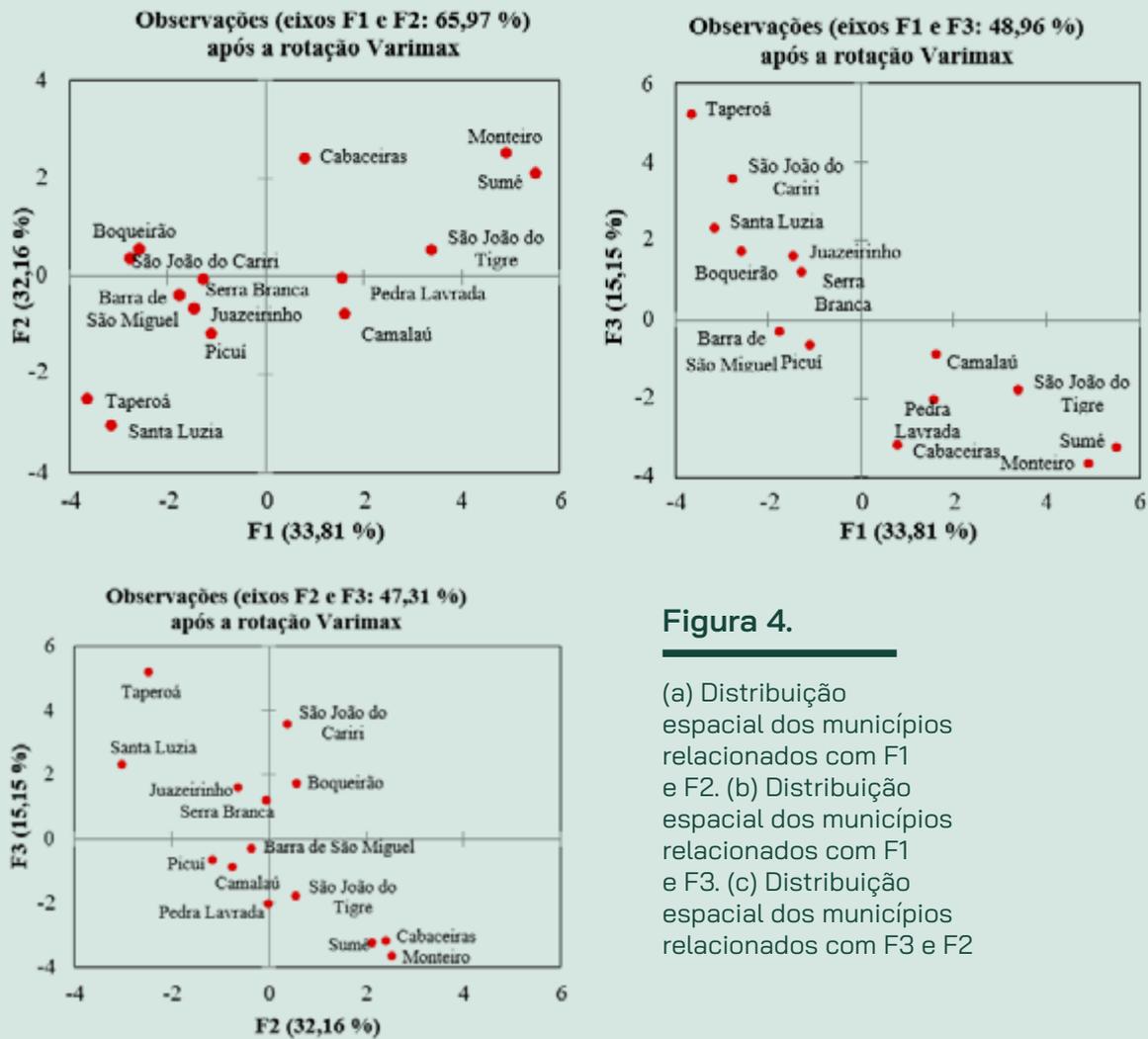


Figura 4.

(a) Distribuição espacial dos municípios relacionados com F1 e F2. (b) Distribuição espacial dos municípios relacionados com F1 e F3. (c) Distribuição espacial dos municípios relacionados com F3 e F2

O terceiro fator (Figuras 4b e 4c) apresenta contribuições positivas com Taperoá, São João do Cariri, Santa Luzia, Boqueirão, Juazeirinho e Serra Branca e contribuições negativas com Monteiro, Sumé, Cabaceiras, Pedra Lavrada, São João do Tigre, Camalaú, Picuí e Barra de São Miguel.

4. CONCLUSÕES

Em função dos resultados obtidos com a aplicação da técnica estatística multivariada utilizando dados dos anos correspondentes estudados, foram identificados três padrões (fatores) pluviométricos, baseados no critério de Kaiser, que explicam 81,12% da variância total dos dados de precipitação.

Os fatores conseguiram representar de forma significativa o comportamento pluviométrico da mesorregião Borborema do Estado da Paraíba, em que primeiro fator tem correlação com o período chuvoso, o segundo fator com o período em que a precipitação começa a diminuir e chega a seu estado crítico (seco) e, por fim, o terceiro fator correlaciona-se com o período de transição.

Os municípios Sumé e Monteiro forma representados melhor por F1 e F2, e Taperoá e São João do Cariri por F3.

REFERÊNCIAS

AMANAJÁS, J. C.; BRAGA, C. C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia Oriental utilizando análise multivariada. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 423- 434, dez. 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbmet/v27n4/06.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2020.

CARMO, M. V. N. S.; LIMA, C. H. R. Caracterização Espaço-Temporal das Secas no Nordeste a partir da Análise do índice SPI. *Revista Brasileira de Meteorologia*: **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 233-242, jun. 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbmet/v35n2/0102-7786-rbmet-35-0016.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2020.

COSTA, S. G. F. **Análise espaço-temporal de chuvas na Paraíba utilizando estimativas do satélite TRMM**. 2017. 118f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, 2017.

FIGUEIREDO FILHO, D. B; SILVA JÚNIOR, J. A; Visão além do alcance: uma introdução à análise fatorial. **Opinião Pública**, Campinas, v. 16, n. 1, p. 160-185, 2010.

FRANCISCO, P. R. M.; SANTOS, D. **Climatologia do Estado da Paraíba**. Campina Grande: Edufcg, 2017. 75 p. Disponível em: <https://portal.insa.gov.br/images/acervo- livros/Climatologia%20do%20Estado%20da%20Paraiba%20editora.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2020.

FRANCISCO, P.R.M. 2010. **Classificação e mapeamento das terras para mecanização do Estado da Paraíba utilizando sistemas de informações geográficas**. 122f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água). Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia.

GUEDES, R. V. S; LIMA, F. J. L; AMANAJÁS, J. C; BRAGA, C. C. Análise em componentes principais da precipitação pluvial no estado do Piauí e agrupamento pelo método de Ward. **Revista de Geografia**, Recife, v. 27, n. 1, jan/mar. 2010.

GREISCHAR, L.; HASTENRATH, S. The Rainy Seasons of the 1990s in Northeast Brazil: Real- Time Forecasts and Verification. **Journal of Climate**, v. 13, p. 3821-3826, 2000.

HAIR JR.; ANDERSON, R.; TATHAM, R.; BLACK, W. **Análise multivariada de dados**. 5 ed. Porto Alegre: Artmed, 2005. 593 p.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2010. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 27 de agosto de 2020.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. 4 ed. New Jersey: Prattice Hall, 1998. 816 p

LUCENA, Rebecca Luna; CABRAL JÚNIOR, Jório Bezerra; STEINKE, Ercília Torres. Comportamento Hidroclimatológico do Estado do Rio Grande do Norte e do Município de Caicó. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 485-496, set. 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbmet/v33n3/0102-7786-rbmet-33-03-0485.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2020.

MINGOTTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005, 295 p.

NASCIMENTO, F.C.A., BRAGA, C. C., ARAÚJO, F. R. C. D. Análise Estatística dos Eventos Secos e Chuvosos de Precipitação do Estado do Maranhão.

Revista Brasileira de Meteorologia, v. 32, n. 3, 375-386, 2017.

NORONHA, G. C., HORA, M. A. G. M., SILVA, L. P. Análise do Índice de Anomalia de Chuva para a Microbacia de Santa Maria/Cambiocó, RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Rio de Janeiro, v. 31, n. 1, p. 74-81, 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbmet/v31n1/0102-7786-rbmet-31-01-0074.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2020.

PIMENTA FILHO, E. C., MORAIS, S. A. N., COSTA, R. G., ALMEIDA, C. C., MEDEIROS, G. R. Correlações entre pluviosidade e características produtivas em caprinos no semiárido paraibano. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 38, n. 9, p. 1785-1789, set. 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbz/v38n9/21.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2020.

REIS, E. **Estatística multivariada aplicada**. 2 ed. Lisboa: Sílabo, 2001. 253 p.

SANTOS, E. F. N; SOUSA, I.F. Análise estatística multivariada da precipitação do estado de Sergipe através dos fatores e agrupamentos. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 23, jul/dez. 2018.

SOARES, A. S. D., PAZ, A. R., PICCILLI, D. G. A. Avaliação das estimativas de chuva do satélite TRMM no Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 2, p. 288-299, jun. 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbrh/v21n2/2318-0331-rbrh-21-2-288.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2020.



05

UTILIZAÇÃO DE TELHADOS VERDES NO CONTROLE DA GERAÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM ÁREAS URBANAS

Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld¹

Ada Cristina Scudelari²

Gustavo Barbosa Lima da Silva³

¹Graduada em Engenharia Civil (UFPB), Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFRN) e Professora dos cursos de Engenharia Civil e Ambiental (FPB);

²Graduada em Engenharia Civil (UFPR), Doutora em Engenharia Civil (UFRJ) e Professora dos Programas de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental e Engenharia Civil (UFRN);

³Graduado em Engenharia Civil (UFPB), Doutor em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (UNB) e Professor do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (UFPB).

RESUMO

A utilização de telhados verdes oferece diversos benefícios ambientais para a região onde estão inseridos, no qual os ganhos em drenagem urbana tem sido o tema de estudos recentes. Isso se justifica devido aos amortecimentos nas vazões de pico de eventos de chuva obtidos através do seu uso. Sendo classificado como um elemento de controle de escoamento na fonte em drenagem urbana, neste estudo foi realizada uma pesquisa bibliográfica a fim de compreender a resposta hidrológica de um sistema de telhado verde quando implementado em área urbana. Como principais resultados, foram verificadas contribuições significativas na utilização deste tipo de dispositivo nas vazões de pico quando comparada a situações nas quais inexistem coberturas verdes. Com o estudo também foi possível verificar a existência da capacidade de retenção e detenção do telhado verde, uma vez que parte da água precipitada é armazenada para sobrevivência da vegetação e outra parcela é apenas armazenada temporariamente. Concluiu-se que sistemas de telhados verdes podem ser bons aliados em um sistema de drenagem sustentável, oferecendo contribuições significativas na região na qual estão inseridos.

Palavras-chave: Drenagem urbana; LID; Controle do escoamento na fonte.

1. INTRODUÇÃO

O ciclo hidrológico é normalmente estudado com maior ênfase na etapa de escoamento superficial. Isto se deve ao fato que ao ocorrer um evento de chuva, a precipitação infiltra-se totalmente nos solos até haver saturação superficial destes, momento em que começam a decrescer as taxas de infiltração e a surgir crescentes escoamentos superficiais se a precipitação persistir (TUCCI, 2015).

É a partir desse momento, quando a água escoar pela sua superfície formando as enxurradas ou torrentes, que grandes impactos podem ser sentidos negativamente. Logo, tem-se a urbanização como um dos fatores que ocasionam as maiores interferências ao ciclo hidrológico devido ao aumento de áreas impermeabilizadas, resultado de processos intensos de urbanização (TUCCI, 2015).

Com o aumento da concentração de pessoas no espaço urbano, o agravamento de problemas já existentes nas cidades torna-se cada vez mais evidenciado. Logo, estudar a drenagem urbana não consiste em recuperar os danos causados pelas chuvas, mas na adoção de alternativas de controle do escoamento superficial que evitem a ocorrência de grandes desastres.

Nos últimos anos, a metodologia convencional aplicada à drenagem urbana vem sendo amplamente discutida. Uma vez que em uma visão ultrapassada, tinha-se como objetivo apenas escoar o mais rapidamente para jusante. No entanto, quando as águas pluviais excedem a capacidade de dimensionamento dos dispositivos de drenagem, ocorrem os fenômenos conhecidos como inundações que afetam o tráfego, danos materiais, carreamento de poluentes aos rios, entre diversos problemas (QIN; LI; FU, 2013; CANHOLI, 2014).

Em um sistema com drenagem eficiente, as legislações podem contemplar restrições de vazões máximas a serem despejadas no sistema de drenagem municipal (BRASIL, 2015) além de outras medidas. Surgem, portanto, novos elementos de drenagem que se baseiam no controle do escoamento na própria fonte (BURSZTA-ADAMIAK; MROWIEC, 2013).

A Alemanha foi o primeiro país a adotar como medida governamental o controle de escoamento em sistemas urbanos com leis sobre gestão de escoamento, orientação tecnológica e políticas de incentivo sobre desenvolvimento de baixo impacto (*Low-Impact Development – LID*) (PENG *et al.*, 2019).

Dentre diversos dispositivos, *LIDs* incluem, telhados verdes, microrreservatórios de retenção, pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração. Caracterizado por sua dependência em processos naturais de captação de água, que envolvem infiltração, atenuação, transporte, armazenamento e tratamento, estas técnicas são consideradas uma abordagem sustentável à gestão de águas pluviais (STOVIN; POE; BERRETTA, 2013).

Dentre essas, a utilização de telhados verdes em áreas urbanas é relevante, uma vez que as coberturas das edificações deixam de ser os maiores contribuintes no escoamento superficial e agem como um dispositivo de controle de escoamento na fonte (CATUZZO, 2013). Além desse aspecto, um conjunto de outros pontos positivos é fornecido para o ambiente local, como por exemplo, no conforto térmico e, conseqüentemente, na redução do consumo de energia e dos efeitos de ilha de calor, melhorias visuais nas regiões onde estão inseridos, entre outros (SAADATIAN *et al.*, 2013).

Alemanha, Áustria, Suíça e Canadá são exemplos de países que já adotam amplamente a utilização de telhados verdes em suas próprias legislações, com incentivos à população que deseje construir coberturas verdes em suas edificações privadas.

Diversos trabalhos simularam a hidrologia de resposta do telhado verde utilizando modelos experimentais ou adaptados matematicamente. Sendo estes últimos, geralmente dedicados a reproduzir o escoamento observado no experimento em escala de telhado ou para extrapolar o impacto do telhado verde na escala de captação urbana (VERSINI *et al.*, 2015).

Portanto, neste capítulo será avaliado, por meio de uma revisão de literatura, o efeito cumulativo da aplicação de telhados verdes na geração de escoamento superficial em áreas urbanas e está estruturado da seguinte forma: a seção 2 explana sobre telhados verdes, seus principais aspectos e composição; a seção 3 apresenta

as principais legislações do Brasil e a prática dos telhados verdes no mundo; a seção 4 discute pesquisas desenvolvidas sob a ótica da drenagem urbana; e, por fim, a seção 5 apresenta as considerações finais obtidas ao longo do estudo.

2. TELHADOS VERDES: TIPOLOGIAS E CARACTERÍSTICAS

Os telhados verdes são definidos como um sistema vivo de uma extensão de um telhado (TOLDERLUND, 2010), e correspondem à técnica de aplicação de substrato e vegetação sobre uma camada impermeável com a função de cobertura de uma determinada edificação, podendo apresentar-se inclinada ou plana (SAVI, 2015).

2.1. TIPOS E CLASSIFICAÇÕES

Os sistemas de telhados verdes podem apresentar-se de duas formas, sendo: superficiais – classificados como "extensivos" – ou profundos – classificados como "intensivos" (TOLDERLUND, 2010; BERNDTSSON, 2010; STOVIN; POE; BERRETTA, 2013; FASSMAN-BECK *et al.*, 2013).

Há um terceiro tipo de telhados verdes chamados semi-intensivos. O telhado verde semi-intensivo é uma combinação extensiva e intensiva, porém o tipo extenso deve representar 25% ou menos da área total do telhado verde (BIANCHINI e HEWAGE, 2012).

Os sistemas de telhados verdes extensivos (Figura 1), geralmente apresentam uma profundidade de substrato de aproximadamente 10 a 15 centímetros e são acessíveis apenas para manutenção, reparos e irrigação (TOLDERLUND, 2010). São projetados para serem

praticamente auto-sustentáveis, exigindo manutenção mínima e, dependendo do clima, pouca irrigação (BIANCHINI; HEWAGE, 2012).



Figura 1.

(a) e (b) Edificações com coberturas verdes extensivas. Fonte: Green Roof Technology, 2019.

O peso típico das coberturas verdes extensivas é de 0,01 a 0,03 kgf/cm² quando encontram-se totalmente saturados. Outras vantagens como baixo peso, menor valor de investimento e possibilidade de aplicação em grandes áreas tornam os telhados verdes extensivos mais utilizados. Eles também são fáceis de substituir e podem ser mais apropriados para projetos “retrofit” – modernização de edificações antigas (TOLDERLUND, 2010).

Idealmente uma cobertura do tipo extensiva deverá apresentar uma inclinação mínima de 1,5% a 2% para que a drenagem ocorra de forma natural e sem dificuldades. Também podem ser desenvolvidas em lajes com até 30% de inclinação, no entanto quando se verificam estas inclinações muito acentuadas deve-se atentar para as medidas de controlo de deslizamentos do solo e das plantas (PINTO, 2014).

Já os sistemas de telhado verde intensivos tipicamente apresentam uma profundidade de substrato que varia de 15 a 20 centímetros (TOLDERLUND, 2010). Já para Minke (2005) é necessária uma espessura de substrato mínima de 30 cm.

Esse tipo de cobertura verde permite uma maior diversidade de plantas, todavia também são mais pesados que os extensivos. Seu peso varia de 0,04 kgf/cm² a 0,07 kgf/cm² quando estão totalmente saturados e algumas das vantagens são: maior diversidade de plantas e biodiversidade, melhor gerenciamento de águas pluviais

e propriedades de isolamento, maior possibilidade de design e variedade, acessibilidade e uso diário (TOLDERLUND, 2010). As coberturas ajardinadas intensivas assemelham-se a um jardim na cobertura como mostra a Figura 2.



Figura 2.

(a) e (b) Edificações com coberturas verdes intensivas. Fonte: Green Roof Technology, 2019.

Os telhados verdes do tipo intensivo apresentam, em geral, uma redução maior do escoamento superficial e uma filtragem da água da chuva superior quando comparado com os telhados verdes do tipo extensivo (SAADATIAN *et al.*, 2013).

Diferente do telhado verde extensivo, a cobertura verde do tipo intensiva se desenvolve em toda a área da cobertura do edifício, permitindo um sistema de drenagem único. Elementos de arquitetura, tais como, caminhos, bancos, mesas e até fontes, são muitas vezes implementados neste tipo de cobertura ajardinada, criando áreas comuns de lazer para os habitantes do edifício, intensificando a relação homem-natureza. Em contrapartida, preocupações com a rega, fertilização, poda, entre outras, terão de ser levadas em conta na fase de projeto e contabilizadas na manutenção da cobertura durante a sua existência (PINTO, 2014).

2.2. COMPOSIÇÃO

Um telhado verde é um sistema complexo de camadas que trabalham em conjunto para proporcionar estética e desempenhar as mais diversas funções. Ao projetar um telhado verde, é fundamental tomar decisões técnicas e coerentes sobre a inclusão ou exclusão

de certas camadas. Algumas camadas são absolutamente necessárias em sistemas de telhado verde e outros são opcionais (TOLDERLUND, 2010).

Para escolher os componentes mais apropriados para o sistema, é útil entender as propriedades técnicas que levam a um desempenho adequado, seja um produto comercialmente disponível ou se precisa ser desenvolvido especialmente para o telhado verde em questão. Outros requisitos como, onde pode ser encontrado, se já existem produtos similares de igual ou melhor qualidade, e se existem atributos específicos que precisam ser especificados para sua instalação e desempenho bem-sucedidos precisam ser analisados (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009). Na Figura 3 encontram-se os principais elementos que compõem os telhados verdes:

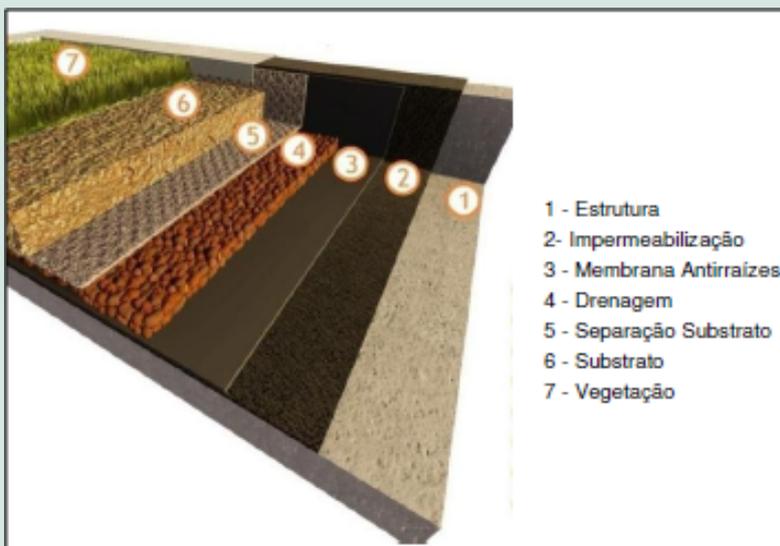


Figura 3.

Composição de um telhado verde Fonte: Adaptado de Savi, 2015.

a) Estrutura

Para o dimensionamento da estrutura, deve-se levar em consideração não apenas a carga permanente do telhado verde saturado somado à sua vegetação, como também às cargas pontuais previstas, como circulação de pessoas ou colocação de outros elementos (MINKE, 2005).

Geralmente, a estrutura mais adequada e utilizada para compor as coberturas verdes são as lajes de concreto armado, devido à sua capacidade de carga. No entanto, outros sistemas estruturais podem ser

utilizados desde que corretamente dimensionados (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

Outro fator levado em consideração consiste na escolha da inclinação do telhado verde, podendo apresentar-se levemente inclinado ou com elevada inclinação. A escolha depende da finalidade proposta ou uso e praticidade da aplicação. Quando a principal função é maximizar a retenção, aumentando o tempo de detenção do escoamento das águas pluviais, os telhados de baixa inclinação são bem adequados porque a inclinação mínima facilita o atraso e a detenção de águas pluviais (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

b) Impermeabilização

A impermeabilização consiste na instalação de uma membrana que impede a água de penetrar no edifício (TOLDERLUND, 2010). O objetivo principal da impermeabilização é manter que a umidade indesejada da cobertura verde não atinja a estrutura que se encontra abaixo. A impermeabilização é o elemento protetor primário da laje, localizando-se normalmente abaixo de todos os componentes do sistema (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

É de fundamental importância, realizar uma prova de fluxo para verificar se a membrana não tem vazamentos e é, de fato, impermeável após a instalação da membrana (TOLDERLUND, 2010).

A falha de uma membrana de impermeabilização pode levar à falha de todo sistema, portanto a impermeabilização deve ser escolhida pela compatibilidade com a estrutura onde será implantado o telhado verde. É importante atentar a essa etapa, pois a má execução ou uso de materiais inadequados podem resultar em patologias futuras na edificação (SAVI, 2015). Isso ajudará a garantir o desempenho a longo prazo de todo o sistema e também ajudará a cumprir com os requisitos do fabricante ou garantia do instalador (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

c) Membrana antirraízes

A barreira antirraízes protege a integridade do elemento de impermeabilização utilizado na cobertura verde, evitando que raízes indesejadas de plantas atinjam esta camada e a estrutura de suporte (TOLDERLUND, 2010).

As raízes, quando encontram tempo suficiente e um lugar para ir, procuram umidade e nutrientes além o meio de cultivo (substrato). Eventualmente, causam danos à camada de água, às saídas de drenagem e possivelmente a estrutura (TOLDERLUND, 2010).

Quando a base da manta antirraízes é rugosa ou irregular, deve-se colocar abaixo dessa membrana protetora um feltro ou uma camada de areia, com a função de uniformizar e evitar rasgos na mesma (MINKE, 2005).

d) Drenagem

A camada de drenagem destina-se a remover a água adicional que não foi absorvida ou interceptada pela vegetação e permite que a mesma encontre umidade suficiente para manter a vida das plantas (TOLDERLUND, 2010).

Desta forma, a drenagem é item essencial para manter a impermeabilização efetiva, a integridade do sistema estrutural, a sobrevivência das plantas e a durabilidade dos elementos locais, como paredes e pavimentação. Deve ser constituída de um sistema para coletar, absorver, transportar e distribuir a água em toda a cobertura. Além da capacidade de absorção da água, a sua capacidade de armazenamento deve existir, para que posteriormente o excesso de água da chuva ou da irrigação seja liberado através de drenagem superficial ou subterrânea para o sistema de águas pluviais (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

A retenção de água para uma maior absorção pelo meio de plantação e para reduzir o escoamento das águas pluviais pode ser mantida para um tempo na

camada de drenagem. Os materiais mais utilizados são agregados graúdos que melhoram a capacidade da camada para transportar e reter temporariamente a água (TOLDERLUND, 2010).

A espessura da camada de drenagem e os materiais utilizados para realizar adequadamente a drenagem podem ser diferentes. Devendo se adequar a finalidade à qual foram dimensionados (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009). Para Minke (2004), os melhores materiais a serem utilizados são os mais porosos, que possuem a capacidade de absorver água, por exemplo: argila expandida. Porém existe uma série de produtos industrializados que podem combinar as funções de drenagem como condutor e reservatório, sendo o mais comum deles, a manta drenante de polietileno de alta densidade.

e) Separação do substrato

O tecido filtrante é um material leve e durável que impede a infiltração de partículas na camada de drenagem, atuando como uma barreira protetora para evitar o entupimento e, conseqüentemente, interrupção no sistema de drenagem (TOLDERLUND, 2010).

f) Substrato

A composição do substrato de um telhado verde pode variar muito dependendo do tamanho do sistema adotado, dos materiais disponíveis no local, e das circunstâncias do projeto. Sua granulometria deve consistir em uma diversidade de tamanhos de grãos para fornecer drenagem enquanto permite uma retenção de água para garantir a disponibilidade de água para as plantas. Todos os componentes e sua relação entre o meio global de crescimento devem ser coordenados com restrições de carga (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

A profundidade do substrato também influencia o desempenho térmico da cobertura, assim como o aumento da umidade no solo devido ao processo de resfriamento evaporativo (SAADATIAN *et al.*, 2013).

g) Vegetação

A vegetação se configura no componente mais característico de um telhado verde. Podendo incorporar diferentes espécies de plantas e funções estéticas, porém esta camada necessita ser cuidadosamente considerada para as condições e os objetivos projetados (TOLDERLUND, 2010).

A natureza extrema do ambiente do telhado verde e o número de microclimas que ele produz precisam ser a principal consideração ao selecionar espécies de plantas. Desta forma, em grande parte dos casos opta-se por adotar plantas que são nativas ou de uma região com um clima semelhante (TOLDERLUND, 2010).

A escolha das vegetações deve também considerar outros fatores, como: resistência à seca e ao frio, altura de crescimento da vegetação e das raízes (MINKE, 2005), pois muitos telhados verdes têm uma camada média de crescimento leve, impossibilitando a estabilidade para arbustos e árvores de maior dimensão. (TOLDERLUND, 2010).

3. UTILIZAÇÃO DE TELHADOS VERDES NO BRASIL E NO MUNDO

Os telhados verdes foram ganhando popularidade na Europa a partir de 1960, por meio dos avanços de estudos científicos na Alemanha que aprovaram uma série de políticas públicas para implantação desta prática sustentável (LUCKETT, 2009). Em 2014, 43% das cidades alemãs ofereciam incentivos fiscais para a instalação de telhados verdes (PINTO, 2014).

Já nos Estados Unidos e Canadá, o movimento vem ganhando força nos últimos 10 anos (LUCKETT, 2009). Em Portland (EUA), os códigos de construção informam que para 0,09 m² de telhados verdes construídas, o construtor terá um ganho extra de 0,27 m² de área no solo (PINTO, 2014).

A Green Roofs for Healthy Cities - North America Inc. é uma associação de indústria sem fins lucrativos em rápido crescimento que vem trabalhando para promover telhados verdes em toda a América do Norte desde 1999 (LUCKETT, 2009).

No Brasil, a técnica ainda não atingiu grandes espaços, porém aos poucos vem crescendo especialmente nas regiões sul e sudeste (LOUZADA, 2016). Em 30 de novembro de 2012, a Assembleia Legislativa do estado do Rio de Janeiro decretou a lei 6349/2012 que dispõe sobre a obrigatoriedade da instalação do Telhado Verde nos locais que especifica e dá outras providências.

“Art. 1º - Fica o Poder Executivo autorizado a prever a construção dos chamados "Telhados Verdes" nos prédios públicos, autarquias e fundações do Estado do Rio de Janeiro, projetados a partir da promulgação da presente Lei.

[...] Art. 3º - A área destinada, pelas construções edificadas, ao "Telhado Verde" será considerada, para todos os efeitos, como tendo as mesmas características da área permeável.

[...] Art. 5º - O detalhamento técnico para regulamentação da presente Lei ficará a cargo da Secretaria de Estado de Obras, Secretaria de Estado do Ambiente e da Empresa de Obras Públicas do Estado do Rio de Janeiro - EMOP” (RIO DE JANEIRO, 2012).

Em 12 de janeiro de 2015, na cidade de Recife foi sancionada uma lei sobre a utilização e obrigatoriedade de telhados verdes em edificações habitacionais multifamiliares e não-habitacionais:

“Art. 1º - Os projetos de edificações habitacionais multifamiliares com mais de quatro pavimentos e não-habitacionais com mais de 400m² de área de cobertura deverão prever a implantação de "Telhado Verde" para sua aprovação, da seguinte forma:

I - no pavimento descoberto destinado a estacionamento de veículo das edificações, cuja área não se contabilizará para efeito de área construída, desde que: a) não sejam cobertas as áreas de solo permeável; b) sejam respeitados os afastamentos legais previstos para os imóveis vizinhos; c) seja respeitado um afastamento mínimo de 1m (um metro) e máximo de 3m (três metros) em relação à lâmina do pavimento tipo ou qualquer outro pavimento coberto;

II - exclusivamente para os edifícios multifamiliares descritos no caput, nas áreas de lazer situadas em lajes de Piso, no percentual de 60% (sessenta por cento), e nas áreas de lazer em pavimento de cobertura, em pelo menos, 30% (trinta por cento) de sua superfície descoberta” (RECIFE, 2015).

4. A CONTRIBUIÇÃO DO TELHADO VERDE NA DRENAGEM URBANA

O objetivo das práticas de gerenciamento de águas pluviais é minimizar e efetivamente controlar o escoamento superficial e maximizar a infiltração e o escoamento subterrâneo. Quando a precipitação atinge uma superfície permeável como o solo, as águas pluviais infiltram esta superfície até ficarem saturadas. Após a saturação, ocorre o transbordamento, e a água segue pela superfície seguindo a rota mais curta em declive, conforme a gravidade (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

No caso dos telhados verdes, a combinação de vegetação e substrato possibilita a retenção e detenção das águas pluviais, reduzindo subsequentemente os fluxos máximos de vazão que atingem a bacia na qual está inserido.

A quantidade de águas pluviais que podem ser interceptadas e armazenadas na cobertura verde, dependem do tipo e extensão de a vegetação, a declividade da estrutura e a composição das camadas de solo e de drenagem. Quanto mais densa a vegetação, permeabilidade do solo e menor rugosidade e inclinação do telhado,

maior a capacidade do sistema de reter as águas pluviais antes que ocorra o transbordamento ou saída pela camada drenante (WEILER; SCHOLZ-BARTH, 2009).

Deve-se observar que telhados verdes são suscetíveis às suas condições iniciais em termos de teor volumétrico de água no substrato (umidade). Uma vez que sob condições de eventos chuvosos, ao atingir a saturação, a capacidade de retenção de água diminui drasticamente (JOHANNESSEN *et al.*, 2019).

Do ponto de vista científico, diversos autores estudam os telhados verdes sob diferentes perspectivas: definição do substrato visando melhorar a qualidade do escoamento (VIJAYARAGHAVAN; RAJA, 2014); análise de desempenho dos telhados verdes sob condições climáticas extremas (KLEIN; COFFMAN, 2015); avaliação do impacto hidrológico dos telhados verdes desde nível de edifício à escala de bacia (VERSINI *et al.*, 2015); medições de nutrientes e mercúrio em escoamento de telhado verde e cascalho (MALCOLM *et al.*, 2014); desempenho hidrológico quantitativo do telhado verde extensivo sob regime de chuvas húmidas-tropicais (WONG; JIM, 2014); parametrização física e sensibilidade de modelos hidrológicos urbanos com uso de telhados verdes (YANG; WANG, 2014); dinâmica de escala de telhados verdes extensivos: quantificação do efeito da área de drenagem e das características da precipitação sobre o desempenho hidrológico observado e modelado do telhado verde (HAKIMDAVAR *et al.*, 2014).

Carpenter *et al.* (2016) analisou o desempenho de um telhado verde com 1.190 m² de área na cobertura de uma edificação no estado de Nova York (EUA). Foram quantificados 87 eventos de curta duração para um volume total precipitado variando de 2,5 mm a 17,8 mm. Os resultados mostraram que a retenção de água pode variar entre 88% a 95%, e o retardo no pico de cheia ser de aproximadamente 30 minutos.

Fassman-Beck *et al.* (2013) estudaram quatro diferentes protótipos de telhados verdes para três localidades distintas em Auckland (NZL). Foram analisados eventos de curta duração, superiores a 2 mm, e verificou-se redução na vazão de pico entre 62% a 90%. Os autores ainda afirmam que o desempenho do telhado verde é

influenciado pela duração do período de monitoramento, o que pode explicar o desempenho variável de telhados verdes que se encontra em outros estudos da literatura.

4.1. MODELAGEM HIDROLÓGICA DE TELHADOS VERDES

Ferramentas de modelagem e apoio à decisão podem ser grandes aliados na avaliação da eficácia de um *LID*. Podendo fornecer informações sobre redução do escoamento, aplicação e configurações dos dispositivos e quantificar seus múltiplos benefícios (RADINJA *et al.*, 2019).

Cipolla; Maglionico; Stojkov (2016) consideram o *Storm Water Management Model (SWMM)* o software comercial mais comumente utilizado para estudos em drenagem urbana com uso de *LID*. Adicionado na versão 5 em 2005, de acordo com os referidos autores, o módulo *LID* garante resultados rápidos e satisfatórios sobre o desempenho de telhados verdes.

Introduzido em 2014 como um tipo de *LID*, o módulo de telhado verde foi estudado por Palla; Gnecco (2015) que concluíram que este pode ser utilizado com sucesso para representar o comportamento hidrológico do dispositivo, calibrando através de parâmetros de solo ao se comparar com dados medidos experimentalmente.

Peng; Stovin (2017) avaliaram a precisão do módulo de telhado verde na versão 5.1.011 do *SWMM* para eventos de chuvas isolados e contínuos, e concluíram que com a calibração do modelo, o software obtém ótimos resultados, apresentando diferenças entre o observado e calculado de 0,357% e 0,166% para valores de volume retido e escoado, respectivamente.

Masseroni; Cislighi (2016) verificaram os benefícios dos telhados verdes para reduzir os riscos de inundação em escala de bacia hidrográfica através de um modelo computacional de chuva-vazão. As simulações demonstraram que o uso generalizado de telhados verdes em 5% das cobertas, reduz o pico de vazão em

aproximadamente 2%. Já para um cenário de 100% de telhados verdes, obteve-se uma redução de cerca de 30% na vazão máxima.

Em estudos desenvolvidos por Johannessen; Muthanna; Braskerud *et al.* (2018) e Johannessen *et al.* (2019) constatou-se que o modelo *SWMM* geralmente fornece bons resultados para obtenção de taxas de escoamento. Os referidos autores investigaram as atenuações das taxas de pico com uso de telhados verdes em diferentes locais da Noruega, nos quais foram obtidos resultados de redução na vazão de pico entre 65% a 90%.

No modelo chuva-vazão *SWMM*, o módulo que representa os telhados verdes tem as mesmas camadas de superfície e solo que uma célula de biorretenção (Figura 4), porém com uma camada drenante na face inferior, que fornece volume para armazenamento temporário da água, enquanto o escoamento do telhado verde é calculado com base na equação de Manning com um coeficiente de rugosidade específico para cada camada (JOHANNESSEN *et al.*, 2019).

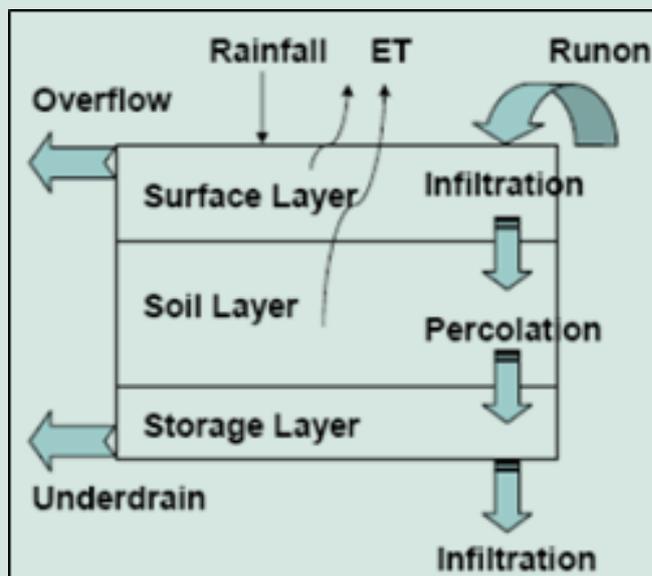


Figura 4.

Propagação do escoamento em uma Célula de Biorretenção no SWMM Fonte: Rossman; Huber, 2016

O módulo para inserção de métodos de baixo impacto (LID) no *SWMM*, simula, dentre outros dispositivos de controle de escoamento, os telhados verdes. A modelagem é fundamentada no conceito de equilíbrio da umidade, sendo o parâmetro responsável por controlar o movimento de água na vertical em diferentes camadas (PENG; STOVIN, 2017).

As diferentes camadas verticais que compõem o módulo de telhado verde, tais como: espessura, propriedades físicas dos materiais e características da sub-bacia, são definidas por unidade de área (QIN; LI; FU, 2013). Permitindo que os telhados verdes possam ser implementados facilmente em diferentes sub-bacias (PALLA; GNECCO, 2015).

O telhado verde no *SWMM* é constituído por três camadas horizontais, sendo estas: camada superficial, camada de solo e camada de armazenamento. A camada superficial corresponde a cobertura vegetada que recebe precipitação direta (i). A perda de água pode ser pelo processo de evapotranspiração (e_1), por infiltração para a camada de solo (f_1) e por escoamento superficial (q_1). A segunda camada contém uma mistura de solo modificada, denominada substrato, que tem por função proporcionar o crescimento da vegetação. Recebe infiltração da camada superficial (f_1), e perde água pelo processo de evapotranspiração (e_2) e percolação para a camada inferior (f_2). Essa, por sua vez, consiste em uma camada de armazenamento formada por materiais granulares como brita grossa ou cascalho. Recebe a água percolada do substrato (f_2) e perde água por evaporação (e_3) e por um sistema de drenagem de saída do dispositivo (q_3). As equações 1, 2 e 3 representam o escoamento nas camadas de superfície, solo e drenagem, respectivamente (ROSSMAN; HUBER, 2016):

$$\phi_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = i - e_1 - f_1 - q_1 \quad (1)$$

$$D_2 \frac{\partial d_2}{\partial t} = f_1 - e_2 - f_2 \quad (2)$$

$$\phi_3 \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_2 - e_3 - q_3 \quad (3)$$

A taxa de escoamento da superfície da camada de solo (q_1) é calculada usando a equação de Manning para o escoamento superficial uniforme. Sob a suposição de que a largura da área de fluxo é muito maior que a profundidade, é obtida a equação 4 (ROSSMAN; HUBER, 2016):

$$q_1 = \frac{1}{n_1} \sqrt{S_1} \left(\frac{W_1}{A_1} \right) \phi_1 (d_1 - D_1)^{5/3} \quad (4)$$

Em que:

- n_1 é o coeficiente de rugosidade de Manning;
- S_1 é a declividade do telhado (m/m);
- W_1 é o comprimento total ao longo da borda do telhado (m);
- A_1 é a área do telhado (m²);
- ϕ_1 é a fração vazia de volume da camada superficial;
- d_1 é a profundidade da lâmina d'água acumulada na camada superficial (m);
- D_1 é a profundidade de armazenamento na camada superficial (m).

É considerado que a taxa de fluxo de saída da camada drenante (q_3) obedece ao fluxo em canal aberto uniforme dentro dos canais da manta. Assim, pode ser expresso pela equação 15 (ROSSMAN; HUBER, 2016):

$$q_3 = \frac{1}{n_3} \sqrt{S_1} \left(\frac{W_1}{A_1} \right) \phi_3 (d_3)^{5/3} \quad (15)$$

Em que:

- n_3 é o coeficiente de rugosidade de Manning;
- S_1 é a declividade do telhado (m/m);
- W_1 é o comprimento total ao longo da borda do telhado (m);
- A_1 é a área do telhado (m²);
- ϕ_3 é a fração vazia de volume da camada drenante;
- d_3 é a profundidade da lâmina d'água acumulada na camada drenante (m).

Todos esses parâmetros de superfície são fornecidos pelo usuário como dados de entrada para caracterização do telhado verde. A Figura 5 apresenta as janelas com os dados padrão do programa.

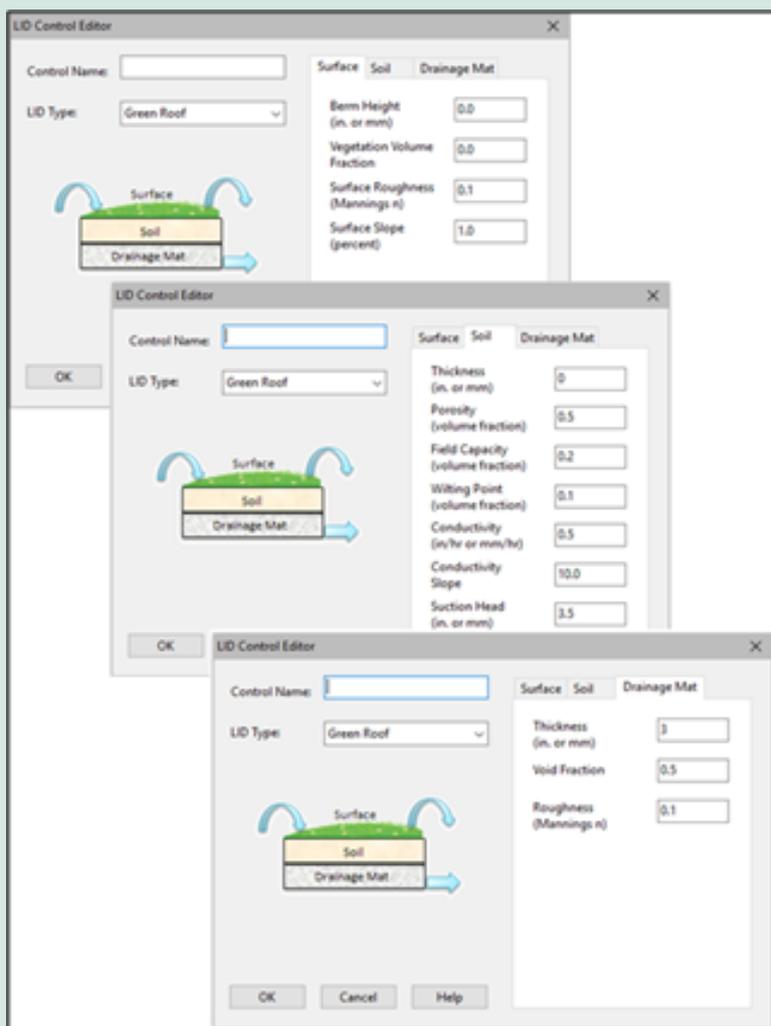


Figura 5.

Definição dos parâmetros do telhado verde. Fonte: Autores

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Os telhados verdes podem ser considerados dispositivos de controle de escoamento na fonte, uma vez que possuem a capacidade de armazenar água temporariamente (detenção), podendo até mesmo retê-la, a partir do uso dessa água para sobrevivência da vegetação presente no telhado.
- A partir dos estudos levantados, verificou-se a eficiência de telhados verdes no amortecimento de vazões de pico, podendo atingir uma redução de cerca de 90% da descarga máxima em alguns casos.

- Estudar a eficiência de dispositivos de controle na fonte, como no caso os telhados verdes, torna-se mais relevante quando aplicado à eventos extremos de precipitação, visto que são situações nas quais o sistema de drenagem convencional em muitos casos não atende as vazões.
- Ferramentas de modelagem computacional quando associadas a estudos com telhados verdes mostraram resultados confiáveis e seguros, possibilitando que mais estudos possam ser desenvolvidos e aprimorados com o objetivo de validar e difundir a técnica de aplicação de telhados verdes na drenagem urbana.

REFERÊNCIAS

BERNDTSSON, J. C. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: a review. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 351-360, 2010.

BIANCHINI, F.; HEWAGE, K. How “green” are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. **Building and Environment**, 2012, v. 48, p. 57-65.

BRASIL, Presidência da República – Secretaria de Assuntos Estratégicos. **Carta de Acordo nº 25759/2014. Adaptação às Mudanças do Clima: Medidas de Adaptação Infraestrutura Urbana**. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Brasília: 2015.

BURSZTA-ADAMIAK, E.; MROWIEC, M. Modelling of green roofs hydrologic performance using EPA’s SWMM. **Water Science & Technology**. 2013, v. 68, p. 36-42.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. São Paulo: Oficina de textos. 2 ed., 2014.

CARPENTER, C. M. G. et al. Water quantity and quality response of a green roof to storm events: Experimental and monitoring observations. **Environmental Pollution**, v. 30, p. 1-9, 2016.

CATUZZO, H. **Telhado Verde: impacto positivo na temperatura e**

umidade do ar. O caso da cidade de São Paulo. 2013. 206 p. Tese (Doutorado) – Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

CIPOLLA, S. S.; MAGLIONICO, M.; STOJKOV, I. A long-term hydrological modelling of an extensive green roof by means of SWMM. **Ecol. Eng.**, v. 95, p. 876-887, 2016.

FASSMAN-BECK, E. et al. 4 Living roofs in 3 locations: Does configuration affect runoff mitigation?. **Journal of Hydrology**, v. 490, p. 11-20, 2013.

GREEN ROOF TECHNOLOGY. In: GREEN ROOF TECHNOLOGY FORM AND FUNCTION. **Picture Portfolio**. 2019. Disponível em: <<http://www.greenrooftechnology.com/project-portfolio>>. Acesso em: 11 abril 2019.

HAKIMDAVAR, R. Scale dynamics of extensive green roofs: Quantifying the effect of drainage area and rainfall characteristics on observed and modeled green roof hydrologic performance. **Ecological Engineering**, 2014, v. 73, p. 494-508.

JOHANNESSEN, B. G. et al. The transferability of SWMM model parameters between green roofs with similar build-up. **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 816-828, 2019.

JOHANNESSEN, B. G.; MUTHANNA, T. M.; BRASKERUD, B. C. Detention and retention behavior of four extensive green roofs in three Nordic climate zones. **Water**, v. 10, n. 671, 2018.

KLEIN, P. M.; COFFMAN, R. Establishment and performance of an experimental green roof under extreme climatic conditions. **Science of the Total Environment**, 2015, v. 512-513, p. 82-93.

LOUZADA, T. de S. **Emprego de geossintéticos na construção de telhados verdes: análise da capacidade de retenção de água.** 2016. 113 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

LUCKETT, K. **Green Roof Construction and Maintenance.** 2009. GreenSource Book, International Code Council. The McGraw-Hill Companies. eBook. ISBN: 978-0-07-160880-0. MHID: 0-07-160880-X.

MALCOLM, E. G. et al. Measurements of nutrients and mercury in green roof and gravel roof runoff. **Ecological Engineering**, 2014, v. 73, p. 705-712.

MASSERONI, D.; CISLAGHI, A. Green roof benefits for reducing flood risk at the catchment scale. **Environ. Earth Sci.**, 75: 579, 2016.

MINKE, G. **Techos verdes: Planificación, ejecución, consejos prácticos.** 2005. 86 p. Fin de Siglo. ISBN: 9974-49-323-4.

PALLA, A.; GNECCO, I. Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. **Journal of Hydrology**, v. 528, p. 361-368, 2015.

PENG, Z. et al. Effects of low-impact development on urban rainfall runoff under diferente rainfall characteristics. **Pol. J. Environ. Stud.** v. 28, n. 2, p. 771-783, 2019.

PENG, Z.; STOVIN, V. Independent Validation of the SWMM Green Roof Module. **J. Hydrol. Eng**, 22(9), 2017.

PINTO, C. I. da R. C. **Introdução às coberturas ajardinadas.** 2014. 62 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade do Porto, Porto, 2014.

QIN, H.; LI, Z.; FU, G. The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p. 577-585, 2013.

RADINJA, M. et al. Assessing stormwater control measures using modelling and a multi-criteria approach. **Journal of Environmental Management**, v. 243, p. 257-268, 2019.

RECIFE, Prefeitura Municipal. Lei Municipal 18.112/2015, de 12 de janeiro de 2015. **Poder Executivo**, Recife, 2015.

RIO DE JANEIRO, Governo do Estado. Lei Estadual 6349/12, de 30 de novembro de 2012. **Assembleia Legislativa**, Rio de Janeiro, 2012.

ROSSMAN, L. A.; HUBER, W. C. **Storm Water Management Model – Reference Manual. Vol. III – Water Quality.** U.S. EPA. 159 p, Cincinnati, OH: 2016.

SAADATIAN, O. et al. A review of energy aspects of green roofs. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 2013, v. 23, p. 155-168.

SAVI, A. C. **Telhados verdes: Uma análise da influência das espécies vegetais no seu desempenho na cidade de Curitiba.** 2015. 200 p.

Dissertação (Mestrado) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

STOVIN, V.; POE, S.; BERRETTA C. A modelling study of long term green roof retention performance. **Journal of Environmental Management**, v. 131, p. 206-215, 2013.

TOLDERLUND, L. **Design Guidelines and Maintenance Manual for Green Roofs in the Semi-Arid and Arid West**. University of Colorado Denver, 2010. 59 p.

TUCCI, C. E. M. (Organizador). **Hidrologia: Ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. 4 ed., v. 4, 943 p, 2015.

VERSINI, P. A. et al. Assessment of the hydrological impacts of green roof: from building scale to basin scale. **Journal of Hydrology**, 2015, v. 524, p. 562-575.

VIJAYARAGHAVAN, K.; RAJA, F. D. Design and development of green roof substrate to improve runoff water quality: Plant growth experiments and adsorption. **Water Research**, 2014, v. 63, p. 94-101.

WEILER, S. K.; SCHOLZ-BARTH, K. **Green Roof Systems – A Guide to the Planning, Design and Construction of Landscapes over Structure**. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2009. 322 p. ISBN: 978-0-471-67495-5.

WONG; G. K. L.; JIM, C. Y. Quantitative hydrologic performance of extensive green roof under humid-tropical rainfall regime. **Ecological Engineering**, 2014, v. 70, p. 366-378.

YANG, J.; WANG, Z. Physical parameterization and sensitivity of urban hydrological models: Application to green roof systems. **Building and Environment**, 2014, v. 75, p. 250-263.



06

ABORDAGEM DE REUSO DE ÁGUA CINZA EM EDIFICAÇÕES UNIFAMILIARES

Laís Melo de Sá Pereira¹;
Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros²

¹ Graduado em Engenharia Civil (UNIPE)

² Engenheira Ambiental (UFCG); Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Professora do departamento de Engenharia Civil (UNIESP).

RESUMO

A água contempla aproximadamente 70% de toda a superfície terrestre, grande maioria do corpo humano e tem seu valor ligado diretamente a toda e qualquer forma de vida. Porém o recurso é finito e está vivendo uma grande crise de âmbito mundial. O reuso de águas, especialmente o de águas cinzas, ganhou evidência como uma forma viável de racionalização e preservação da água potável existente. As águas cinzas são efluentes oriundos de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas e tanques de lavar roupas, apresentam propriedades distintas de acordo com as características da amostra e tem grande potencial de reuso para fins não potáveis como: limpeza em geral (vias públicas, etc), lavagens de veículos, irrigação, abastecimento de fontes, combate a incêndios, usos industriais e descargas sanitárias, entre outros. Esse trabalho de conclusão de curso tem o objetivo de elaborar um estudo quanto a reutilização de águas cinzas, focado em edificações unifamiliares, seus principais tratamentos e tipos de reutilização.

Palavras-chave: Reuso de água. Águas cinzas. Racionalização.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural caracterizado como insumo básico inerente a vida. É bastante abundante no planeta, estando presente em aproximadamente 70% da superfície da Terra, como também em grande parte da constituição humana e na maioria do que consumimos e/ou fabricamos. É uma substância aparentemente incolor, inodora e indispensável a toda e qualquer forma de vida (SILVA, 2015).

Esse recurso ambiental se caracteriza por seus movimentos ao longo do globo através da ação de elementos como a energia solar, a gravidade e a rotação terrestre, onde percorre entre o continente, os grandes reservatórios (oceanos, mares, lagos, rios, etc.) e a atmosfera, conceituando o ciclo hidrológico. Fenômeno este onde a água sofre em qualidade e quantidade (SILVA, 2015).

Entretanto, a água é distribuída de forma heterogênea, de todo o volume que contempla o planeta Terra 97,5% é salgada e está localizada em oceanos e mares, 2,493% estão em geleiras e aquíferos subterrâneos e os 0,007% restantes estão em rios, lagos e atmosfera, e são disponível consumo humano (UNIÁGUA, 2004).

O Brasil detém de aproximadamente 14% da água doce do planeta (BICUDO *et al.*, 2010). Apesar dos privilégios hídricos do país, o crescimento populacional, dentre outros fatores como a “cultura do desperdício” (ALMEIDA, 2011), desencadeia o aumento da procura por uma água que atenda os padrões mundiais de potabilidade, concomitantemente os corpos hídricos atingem níveis alarmantes de degradação e poluição, reduzindo sua disponibilidade e tornando a água cada dia mais escassa.

Segundo Mancuso e Santos (2003), uma das alternativas mais viáveis para aliviar a demanda e preservar a água doce existente é fazer-se uso da prática de reutilização de águas residuais, especialmente para atividades que não necessitam de água potável. Em linhas gerais, e ainda segundo os autores citados, esta prática seria considerada como “o aproveitamento de águas previamente utilizadas [...] para suprir a necessidade de outros usos benéficos, inclusive o original”.

De acordo com a conjuntura exposta e dentre as diversas maneiras de gozar deste novo ideal, o aproveitamento de águas cinzas adquire destaque. Dentre as outras fontes alternativas, o reuso de águas cinzas é caracterizado pelo aproveitamento de águas de chuveiro, lavatórios, máquinas de lavar roupas e louças mediante um sistema de filtração e sua posterior canalização para os usos com fins não potáveis (ALEXANDRE *et al.*, 2013).

A técnica de reutilização não é algo simples, é necessária uma legislação vigente que a regule para que permita que se desenvolva de acordo com princípios legais e técnicos adequados, a partir da Lei nº 9.433, de 1997, que deu início ao Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de forma a assegurar a saúde do usuário e promover a preservação do meio ambiente (ALMEIDA, 2011).

A “nova água” pode ter escopos diversos, sendo destinada para fins agrícolas, ambientais, industriais, urbanos (áreas públicas e privadas), para recreação ou até mesmo potável, mas sempre com o principal objetivo de preservar a saúde e o meio ambiente (ABES, 2015).

O estabelecimento do reuso como estratégia de redução de consumo já vem sendo utilizado em diversos países. Em estudo, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES, 2015) constatou que só no ano de 2008 aproximadamente 50 milhões m³/dia de águas de esgoto (tratadas ou não) foram reutilizadas em muitos países, como é o caso dos Estados Unidos (grande usuário), Singapura, México (esgoto não tratado utilizado principalmente na irrigação), entre outros.

Nesse contexto a literatura é abrangente em pesquisas (FERREIRA, 2005; SOUSA, 2008; ALEXANDRE *et al.*, 2013; MAY, 2009; GONÇALVES *et al.*, 2010; Possídio *et al.*, 2019 entre outras) que avaliam e estabelecem diversas práticas de reuso de águas cinzas.

Neste caso será evidenciado como as águas cinzas podem ser reaproveitadas em uma edificação horizontal unifamiliar, seus principais conceitos e possíveis tratamentos. Justificando o conceito que a água deve ser manipulada de forma racional.

2. METODOLOGIA

A metodologia compreende as formas de elaboração do presente estudo. Considerando a classificação de pesquisa científica proposta por Oliveira (2011) a pesquisa em questão será caracterizada como exploratória. Ao ser planejada com menor rigidez e de ordem flexível, com o intuito de diagnosticar/esclarecer situações, desenvolver ideias ou alternativas, possibilitando uma ampla perspectiva sobre o que será abordado. Seus resultados geralmente são seguidos por outras pesquisas exploratórias ou conclusivas posteriores, o que geralmente ocorre com ordem de análise de dados qualitativa, fundamentando a natureza da mesma.

Após investigação, por meio de coleta bibliográfica, os dados serão devidamente tratados de forma qualitativa. O tratamento de dados é uma das ferramentas mais importantes da pesquisa, sendo neste caso caracterizada pela análise de conteúdo (OLIVEIRA, 2011).

Posterior ao tratamento, os resultados serão apresentados em tópicos, onde serão avaliadas e discutidas as formas de tratamento de reuso de águas cinzas em uma edificação unifamiliar.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 PROJETO DE REUSO DE ÁGUAS CINZAS EM EDIFICAÇÕES

Atualmente, o desafio da prática de reuso de águas cinzas, ou até mesmo outro tipo de reuso, é a falta de coerência ou consenso entre a legislação vigente e a viabilidade de operação. A dificuldade também é presente na falta de respaldo técnico comprovado, não havendo coesão entre os estudos bibliográficos existentes, sendo uma prática muitas vezes experimental (MALDONATO, 2016).

O sistema conta com gastos de implantação, dependendo do grau de tratamento desejado, sendo necessário um estudo preliminar para saber se será economicamente viável. Entretanto, “existem estudos que comprovam uma economia de água da rede pública, dependendo do projeto, da ordem de 20% a 30%, permitindo a amortização do sistema [...] em torno de um a dois anos” (MALDONATO, 2016, p.10).

Em sua tese de doutorado, “Caracterização, tratamento e reuso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações”, May (2009) estabelece um sistema experimental de tratamento de águas cinzas residenciais. Instalado em um container com 13,8 m² de área, as instalações contavam com dois banheiros, um masculino e outro feminino, ambos com dois chuveiros, um vaso sanitário e um lavatório, além de uma máquina de lavar roupas apenas no feminino. Logo, a intervenção dispunha de sistema de tratamento biológico aeróbico (biodisco), mais especificamente composto por tanque de equalização, sistema de biodisco, reservatório de decantação, filtro de areia de pressão e sistema de desinfecção.

Segundo May (2009) os efluentes provenientes dos chuveiros, lavatórios e máquina de lavar roupas eram direcionados primeiramente ao reservatório de equalização, seguido do reator biológico de contato, composto por quatro câmaras, e depois era dirigida ao reservatório de decantação, onde o lodo sedimenta e a água extravasa seguindo para o tanque de acumulação. Em seguida, a substância era conduzida para filtro de areia e finalizava com a desinfecção com hipoclorito de sódio. Após a conclusão do tratamento e os estudos de qualidade dos resultados do sistema, constatou-se que as águas cinzas oriundas desta metodologia de tratamento atendia aos padrões mínimos de qualidade estabelecidos pela NBR 13.969 (ABNT, 1997) para uso previsto em descargas sanitárias, lavagens de pisos e calçadas, irrigação de jardins e paisagismo.

Na dissertação de mestrado intitulada “Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações”, Bazzarela (2005) apresentou uma implantação de um sistema de monitoramento do consumo de água e uma Estação de Tratamento de Águas Cinzas (ETAC). A edificação estudada era composta por duas salas de professores com banheiros individuais (bacia sanitária e lavatório) e coletivos masculinos (dois vasos sanitários, dois lavatórios, um chuveiro e dois mictórios) e femininos (dois vasos

sanitários, dois lavatórios, um chuveiro e uma máquina de lavar roupa). E segundo o que apresentam as figuras 01 e 02, fluxograma e planta baixa da ETAC respectivamente, os efluentes eram tratados da seguinte forma (BAZZARELA, 2005, p.77):

A água cinza gerada pelo uso desses aparelhos era encaminhada a elevatória de água cinza bruta (EACB) e bombeada para dentro da estação, passando primeiramente pelo reator anaeróbico compartimentado (RAC) e seguindo pelo filtro biológico aerado submerso (FBAS), pelo decantador secundário (DEC) e pelo filtro terciário (FT) na sequência. Após a saída da estação a água cinza seguia ainda para uma etapa de desinfecção por cloro, que então, depois de clorada, era bombeada para o reservatório superior de água de reuso de onde era distribuída para os vasos sanitários e mictórios. [...] O lodo armazenado no decantador secundário e a água utilizada na lavagem do FT eram direcionados para a EACB quando descartados.

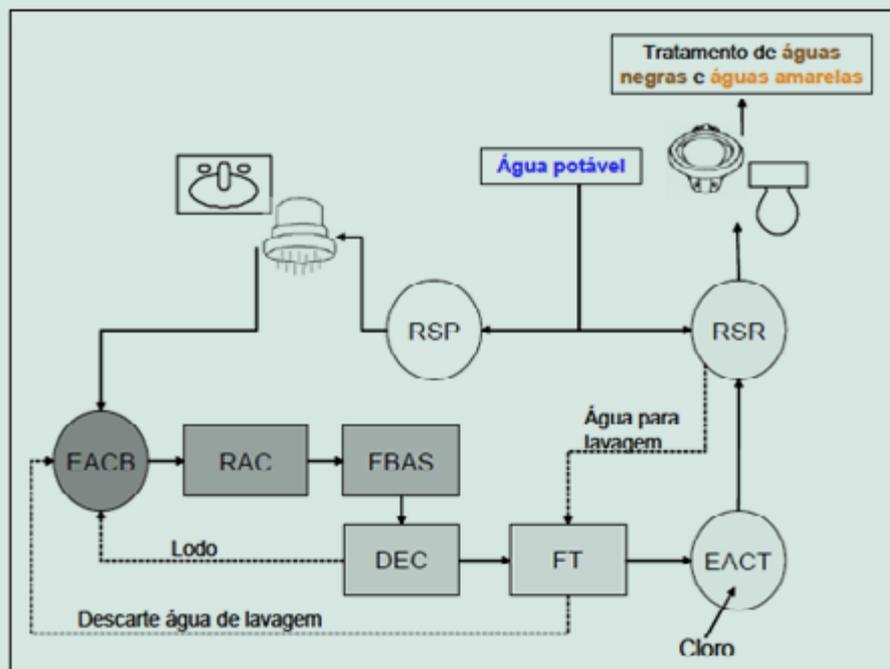


Figura 1.

Fluxograma do sistema do reuso de águas cinzas.
Fonte: BAZZARELA, 2005.

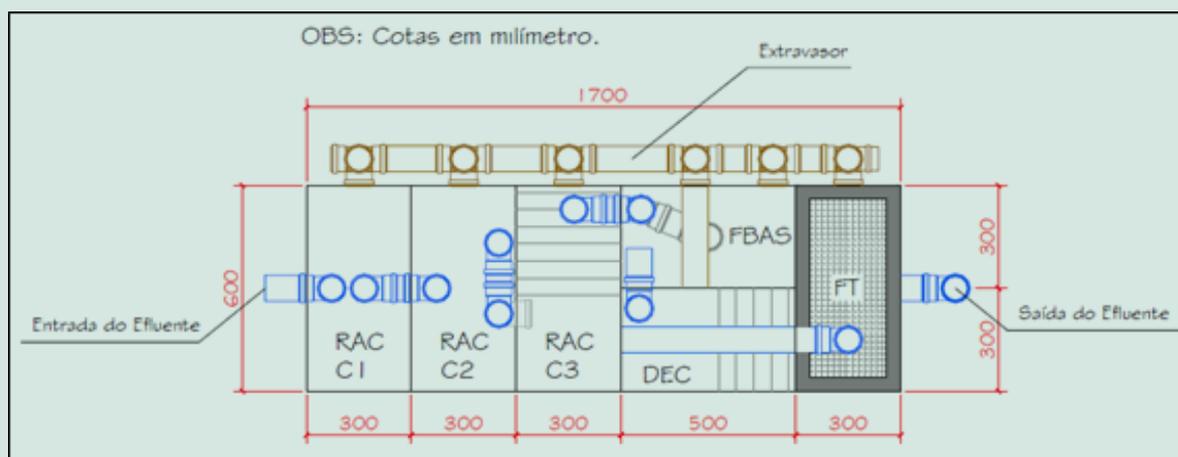


Figura 2.

Planta baixa da ETAC
 Fonte: BAZZARELA, 2005.

Quanto aos resultados, Bazzarela afirma que (2005, p.142):

Com relação à frequência de atendimento aos padrões de reuso em descarga de vasos sanitários, praticamente todos os parâmetros físico-químicos tiveram 100% das amostras atendendo aos limites mais restritivos, após passar pela etapa de cloração, com exceção da turbidez, que, para o parâmetro mais restritivo, atendeu em 93% das amostras. [...] mas com relação aos parâmetros microbiológicos, as porcentagens de atendimento aos padrões mais restritivos foram de 83% e 62% para E. coli e CT, respectivamente. Já com relação aos padrões menos restritivos, a porcentagem de atendimento foi de 100% e 92%, nessa mesma ordem.

Outra demonstração de um sistema de tratamento das águas cinzas em uma residência é o proposto por Sella (2011) em sua análise de caso em uma casa hipotética, na cidade de Porto Alegre, no Rio Grande do Sul. A casa definida foi caracterizada por uma edificação unifamiliar de alto padrão, com dois pavimentos, construída em alvenaria e que dispõe de sete banheiros e um lavabo, com possibilidade de ocupação por uma família composta por dez pessoas. Após estudo preliminar que foi definido que as águas tratadas seriam utilizadas nas torneiras de jardim e nas bacias sanitárias. O sistema de tratamento era composto por tanque séptico, filtro anaeróbico (reator e filtro anaeróbico), filtro de areia e desinfecção por pastilhas de hipoclorito de cálcio. Os resultados projetados após o possível

tratamento atenderiam a expectativa proposta na NBR 13.969 (ABNT, 1997), sendo satisfatórios.

Sella (2011) também realizou uma avaliação de custos, contemplando a implantação, manutenção e operação e o período de retorno do investimento. Para a constituição da estimativa de custos com a implantação do sistema, Sella considerou todas as tubulações necessárias, aquisição do sistema anaeróbico, filtros, clorador, bomba de recalque, reservatórios (inferior e superior) e mão de obra, chegando a um investimento total de aproximadamente R\$ 13.500,00 com tempo de retorno de quase 12 anos.

Diferente dos casos anteriormente citados, Brito *et al.* (2016) apresenta os resultados qualitativos das águas cinzas de um sistema de reuso instituído a partir de uma experiência espontânea, sem orientação especializada e implantado desde o ano de 2011 em uma residência unifamiliar localizada na cidade de Caicó, Rio Grande do Norte (RN). Com contribuições provenientes dos chuveiros e lavatórios, o método é composto basicamente por tubulação de esgoto, reservatório inferior e bomba centrífuga com tubulação de sucção e recalque, tendo como escopo a reutilização na irrigação do jardim (figura 03).



Figura 3.

Sistema de reciclagem de água em residência unifamiliar na cidade de Caicó, RN
Fonte: BRITO ET AL., 2016.

Brito *et al.* (2016), usando como base os critérios e padrões de qualidade, quanto as águas de reuso, estabelecidos na lei municipal nº 4.603/2013 (Caicó, RN), submeteu amostras dos efluentes utilizados na residência estudada para análises físico-químicas e microbiológicas, a fim de averiguar os resultados e compara-los com a referida lei. Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que quanto os parâmetros de odor, pH, condutividade elétrica e razão de absorção de sódio corrigida atendiam satisfatoriamente, porém os valores de SST (sólidos suspensos totais), DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e coliformes termotolerantes ultrapassavam as referências para a modalidade de uso requerida (irrigação paisagística).

Em contrapartida, o sistema analisado por Brito *et al.* (2016), apresenta boa produtividade das árvores e a coloração adequada ao gramado irrigado (figura 03). E ainda, sem nenhuma intervenção, aponta uma economia com custo de água mensal de cerca de 21% e um volume médio, em 20 anos, de aproximadamente 53.228,8 m³ de água potável, ambos para a residência com quatro moradores.



Figura 3.

Área irrigadas pelas águas cinzas Fonte: BRITO ET AL., 2016.

Quando o assunto é implantar um projeto de reuso de águas tem-se que driblar grandes desafios como o de alinhar as expectativas entre profissionais, a evolução de novas tecnologias a partir de alternativas mais viáveis em aspectos técnico e econômico, novos hábitos de consumo, instalações mais seguras para evitar qualquer tipo de

contaminação cruzada entre água de reuso e água potável, entre outros. Além de que há a necessidade de analisar variáveis essenciais, como: uso final previsto e grau de potabilidade requerido, bem como o custo para atingi-lo; volume disponível a ser reutilizado; grau de escassez de água potável de médio a longo prazo; período de planejamento; legislação vigente e aplicável; sistema de reserva e distribuição; e manutenção e treinamento (MALDONATO, 2016).

O autor acima citado estabelece também que o sistema demandará cuidados e propõe algumas recomendações de projeto, são elas: as águas cinzas não devem compartilhar sua cisterna de armazenamento com outro efluente; o sistema de distribuição deverá ser sinalizado e completamente separado dos outros sistemas (principalmente de água potável) para evitar qualquer tipo de contaminação cruzada; fazer treinamento expondo aos usuários seus riscos e cuidados; armazenar por no máximo 24 horas quando a destinação pretendida for a descarga sanitária; e em caso de reuso para irrigação deve fazer-se uso de produtos químicos para evitar a contaminação do lençol freático, mas para qualquer outra finalidade a desinfecção também é de suma importância; entre outras.

Por fim, a respeito das práticas de reuso de águas cinzas existentes, em especial as observadas nesta pesquisa, constata-se que é uma prática bastante eficaz, principalmente quando se compara os benefícios advindos com as atuais condições de escassez hídrica.

CONCLUSÃO

Esse trabalho abordou conceitos de reutilização de efluentes residuais domésticos, em especial águas cinzas, onde foi implementada uma acessível abordagem a respeito deste panorama.

O problema foi contextualizado através da revisão da literatura e justificado na crise hídrica, que atinge níveis cada dia mais alarmantes em grande contingente populacional. Essa conjuntura tem necessidade de novas políticas de racionalização, entre elas o reuso de águas residuais.

No que diz respeito a reutilização de efluentes doméstico, mostra-se uma solução viável e eficaz para atribuir à água um uso mais racional, aumentando sua oferta ao disponibilizar novas alternativas hídricas e preservação ambiental.

A prática de reutilização de efluentes cinzas ganhou ênfase, sendo uma técnica caracterizada como ótima escolha para amenizar o problema hídrico vivenciado na atualidade, no qual oferece bastante matéria prima, ou seja, demanda, com um tratamento relativamente simples.

Ficou demonstrada a possibilidade de reuso de águas cinzas para usos previstos domiciliares e diante dos resultados expostos, apresentaram desempenho positivo quando comparados aos requisitos mínimos exigidos em normas e/ou leis vigentes.

Como principal contribuição do trabalho, nota-se, principalmente, a desmistificação das práticas de reutilização de águas cinzas para os fins que a competem, estimulando essa possível, porém recente, realidade. Além disso, desempenha papel positivo ao contribuir para o banco de dados existente para trabalhos subsequentes.

Apesar de não ter sido considerada uma análise de viabilidade econômica, é nítido que utilizar efluentes domésticos para fins não potáveis trará resultados ambientais tangíveis. Tomando como premissa, recomenda-se como sugestão para trabalhos futuros, um estudo mais complexo, que englobe parâmetros técnicos, econômicos e de satisfação social.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIS SANITÁRIA. ABES. Reuso de Águas na Crises Hídricas e Oportunidade no Brasil. Outubro de 2015

ALEXANDRE, Ellen Carla Francisca; CASTRO, Maria Lucia Lemke de; PESQUERO, Marcos Antônio. **Caracterização e Tratamento de Águas Cinza com Fins Não Potáveis**. Revista de Biotecnologia & Ciência. Ano 2013, Vol. 2, N.2, P. 107 a 117.

ALMEIDA, Rodrigo Gomes de. **Aspectos Legais para a Água de Reuso**.

Vértices, Campo dos Goytacazes. Ano 2011, Vol. 13, N. 2, P. 31 a 43.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Tanque sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação:** NBR 13.696. Rio de Janeiro, 1997.

BAZZARELA, Bianca Barcellos. Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BICUDO, Carlos E. de M.; TUNDISI, José Galizia; SCHEUENSTUHL, Marcos C. Barnsley. **Águas do Brasil:** Análises Estratégicas. São Paulo, Instituto de Botânica. 2010.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil.** Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p.

_____. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7990, de 28 de dezembro de 1989. **Conjunto de Normas Legais:** Recursos Hídricos / Ministério do Meio Ambiente. 8. ed. Brasília: MMA, 2014.

_____. Lei n. 4603, de 26 de agosto de 2013. Recomenda Critérios e padrões de qualidade para água de reuso a ser utilizadas nas seguintes atividades: produção agrícola, fins urbanos, piscicultura, e dá outras providências. Município de Caicó, RN, 2013.

BRITO, Luiz Pereira; PIPOLO, Mirna G.; TINOCO, Juliana Delgado; SILVA, Sandro Araújo. **Reciclagem de água em unidade residencial em Caicó-RN-Brasil:** análise qualitativa da água com base na lei municipal de reuso e identificação de alguns impactos sobre os recursos hídricos. Revista AIDIS. Ano 2016, Vol. 9, N. 1, P. 49 a 60.

FERREIRA, Daniel Fabrício. **Aproveitamento de Águas Pluviais e Reuso de Águas Cinzas para Fins Não Potáveis em um Condomínio Residencial Localizado em Florianópolis – SC.** 2005. 139 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa

GONÇALVES, Ricardo Franci; SIMÕES, Giovana Martinelli da Silva; WANKE, Renate. Reúso de águas cinzas em edificações urbanas – Estudo de caso

em Vitória (ES) e Macaé (RJ). Ano 2010, Vol. 3, N. 1, P. 120 a 131.

MALDONATO, Ane Denise Piccinini. **Projeto de reaproveitamento de água: tipos de água e usos.** Disponível em: <http://maisengenharia.altoqi.com.br/hidrossanitario/projeto-de-reaproveitamento-de-agua-tipos-de-aguas-e-recomendacoes/?utm_campaign=newsletter_mais_engenharia_-_outubro&utm_medium=email&utm_source=RD+Station>. Acesso em: 23 nov. 2016.

MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felício dos. Reuso de Água. Barueri, SP: Manole, 2003.

MAY, Simone. Caracterização, Tratamento e Reuso de Águas Cinzas e Aproveitamento de Águas Pluviais em Edificações. 2009. 200 f. Tese (Doutorado em engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

Possídio, C.E.F.; Silva, S.B. ; Ribeiro, W. F.; Ferreira, P.D.L.; Sousa, J.S.C. **Reuso de água cinza com sistema de tratamento simplificado.** XIV JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA, VIII JORNADA DE TRABALHOS DE EXTENSÃO E VII JORNADA DE INICIAÇÃO A DOCÊNCIA DO IF SERTÃO-PE.

SELLA, Marcelino Blacene. **Reuso de águas cinzas:** avaliação da viabilidade da implantação do sistema em residências. 2011. 85f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil) – Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

SILVA, Luciene Pimentel da. **Hidrologia:** engenharia e meio ambiente. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

SOUSA, Andrea Françoise Sanches. **Diretrizes para Implantação de Sistemas de Reuso de Água em Condomínios Residenciais baseadas no Método APPCC:** análise de perigos e pontos críticos de controle, estudo de caso Residencial Valville I. 2008. 176 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

UNIÁGUA. Disponível em <<http://www.uniagua.org.br> >. Acesso em: 24 ago. 2016.



07

PARÂMETROS QUE INFLUENCIAM NA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Carlos Eduardo Pereira de Moraes¹;

Wanessa Alves Martins²;

Lucivânia Rangel de Araújo Medeiros³;

Maria de Fátima Araújo Alves⁴;

Viviane Farias Silva⁵.

¹Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental – PPGECA/UFCG;

²Doutoranda em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais – PPEGRN/UFCG;

³Professora do Instituto de Educação Superior da Paraíba.

⁴Doutoranda em Engenharia Agrícola – PGEA/UFRPE;

⁵Professora do curso de pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais – PPEGRN/UFCG.

RESUMO

A poluição dos corpos hídricos em decorrência do lançamento indiscriminado de esgotos sanitários acaba por acarretar uma série de problemas ambientais. Assim, necessita-se que esses esgotos sejam tratados antes de seu lançamento. O Brasil necessita expandir o tratamento dos seus esgotos sanitários, uma vez que apenas 36% dos municípios possuem sistemas de tratamento. Uma alternativa é a utilização dos filtros biológicos percoladores que apesar de suas inúmeras vantagens frente aos sistemas convencionais de tratamento, ainda não têm grande aplicação prática. Assim, este estudo foi realizado objetivando-se avaliar os diversos fatores que podem interferir na eficiência dos sistemas de filtros biológicos percoladores no tratamento de esgotos sanitários. Para isso, utilizou-se de uma vasta pesquisa bibliográfica. De acordo, com os resultados verificou-se que a eficiência dos filtros biológicos percoladores depende de uma série de fatores como: meio suporte; taxa hidráulica aplicada; taxa de aplicação orgânica; existência de recirculação do lodo; existência de efluente industrial no efluente sanitário e problemas operacionais. Assim, constatou-se que a utilização de filtros biológicos no tratamento de efluentes sanitários apesar de não ser amplamente difundida, possui bastante potencialidade, uma vez que, frequentemente sua eficiência é suficiente para atender os padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais.

Palavras-chave: Poluição Hídrica; Tratamento de Águas Residuárias; Filtro Biológico.

1. INTRODUÇÃO

A deterioração dos recursos hídricos e seus consequentes efeitos negativos sobre o meio ambiente e a saúde pública tornaram-se um motivo de preocupação crescente (QUEVEDO *et al.*, 2017). Abinandan *et al.* (2018) reportam que em decorrência do crescimento populacional a geração de esgotos se intensificou muito rápido e prevê-se que aumente ainda mais. Assim, necessita-se que esses esgotos sejam tratados antes de seu lançamento, especialmente, em decorrência de seu potencial poluidor. Nessa perspectiva, Santos *et al.* (2012) relatam que a poluição dos corpos hídricos decorre principalmente das atividades antrópicas, como o lançamento de esgotos sanitários e industriais sem tratamento prévio.

Dessa forma, a realização de um tratamento adequado dos esgotos sanitários, torna-se um controle das principais fontes de poluição dos corpos d'água. Segundo o IBGE (2020) estima-se que o Brasil tenha uma população de 211,9 milhões de habitantes distribuídos nos 5.570 municípios. No que se refere ao tratamento de águas residuárias, o Atlas Esgoto (ANA, 2020) reporta que no Brasil existem 3.668 Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), concentradas em 2.007 municípios. Assim, apenas 36% dos municípios possuem algum tipo de tratamento. De todas as águas residuárias municipais geradas, o tratamento é realizado em apenas 46,0%, considerando o tratamento no que tange ao total de esgoto coletado, esse valor é de 73,7% (SNIS, 2019). Esses fatores evidenciam a necessidade de avanço, uma vez que 26,3% dos esgotos coletados não são tratados. Ademais, menos da metade de todo esgoto gerado é tratado, revelando a necessidade de implantação de sistemas de tratamento em mais de 60% dos municípios do país.

De acordo com Foresti (2013) os sistemas de tratamento de esgotos, em geral, são constituídos de unidades de tratamento sequencialmente dispostas, nas quais ocorrem operações de separação de fases (sólida, líquida e gasosa) e processos de conversão dos poluentes em compostos inócuos, ou em substâncias mais facilmente separáveis da corrente líquida. A seleção da tecnologia de tratamento dos esgotos sanitários geralmente é incerta e complexa, uma vez que muitas alternativas estão disponíveis e muitos critérios, como custos

de investimento, consumo de energia e odores, estão envolvidos nos processos de tomada de decisão (MOLINOS-SENANTE *et al.*, 2014).

Os Filtros Biológicos Percoladores (FBP), também denominados filtros biológicos aeróbios, possuem vantagens quando comparados aos processos convencionais de tratamento dos esgotos sanitários ocupando relativamente menor área superficial além de não exercem demanda de energia elétrica para sua operação (ABOU-ELELA *et al.*, 2019; SANTOS, 2005). Nessa perspectiva, Vianna e Melo (2019) afirmam que os FBPs são simples de construir e operar, consistindo em se fazer passar o esgoto através de um meio suporte. Ademais, Rodriguez Victoria (2006), reporta que os filtros biológicos são sabidamente sistemas de tratamento de esgotos que podem encontrar uma elevada aplicabilidade, tendo em vista, principalmente, a sua simplicidade e baixo custo operacional.

Segundo Santos *et al.* (2016) a utilização de reatores biológicos de biomassa aderida para a redução da carga orgânica é prática difundida nos sistemas de tratamento de esgoto. Foresti (2013) afirma que a matéria orgânica é, sem dúvida, o principal poluente presente no esgoto, uma vez que a emissão de efluentes contendo matéria orgânica, em corpos de água, causa a depleção da concentração de oxigênio dissolvido.

No Brasil, os filtros biológicos percoladores têm encontrado aplicação como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, os quais, neste caso, substituem, com vantagens, o decantador primário (FLORÊNCIO *et al.*, 2006). A associação de reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e filtros biológicos percoladores torna-se uma alternativa atraente, uma vez que os FBP possuem vantagens relevantes em relação a outros sistemas aeróbios, tal concepção tecnológica evidencia notável robustez a choques de carga e toxicidade por parte da biomassa, sendo essa uma típica característica dos sistemas com biofilmes. De acordo com o Atlas Esgoto (ANA, 2020) os sistemas baseados em UASB/FBP podem ser fabricados industrialmente (ETE compacta) no caso de ETEs menores, podendo provocar expressivo abatimento da carga orgânica dos efluentes produzidos. Uma diversidade de fatores pode afetar o desempenho dos FBPs, como aspectos operacionais e configurações de projetos.

Vale destacar que a qualidade do efluente final produzido por sistemas UASB/FBP pode ser extremamente compatível com o atendimento a padrões de lançamento de efluentes em países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, onde tal combinação tem sido aplicada em algumas regiões (Almeida *et al*, 2011). Assim, o objetivo desse trabalho é avaliar os fatores que podem interferir na eficiência dos filtros biológicos percoladores no tratamento de esgotos sanitários.

2. METODOLOGIA

De acordo com as definições metodológicas de Prodanov e Freitas (2013) a presente pesquisa é classificada segundo os procedimentos metodológicos como bibliográfica, uma vez que é desenvolvida com base em material já elaborado, constituído principalmente de livros e artigos científicos. Segundo Gil (2002) a principal vantagem de se utilizar essa metodologia reside no fato de permitir ao investigador uma cobertura mais ampla dos fenômenos do que aquela que poderia pesquisar diretamente.

Quanto a sua natureza, pode-se classificar a pesquisa como básica, pois a mesma tem o objetivo de gerar novos conhecimentos para o avanço da ciência sem aplicação prática. Já no que se refere ao ponto de vista de seus objetivos, é considerada como exploratória, uma vez que tem como finalidade proporcionar mais informações sobre uma determinada temática (PRODANOV e FREITAS, 2013).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os filtros biológicos são classificados, em função das taxas de aplicação hidráulica e orgânica, como: filtros de baixa taxa (convencional), de taxa intermediária e de alta taxa (LIMA, 2006). Na Tabela 1 temos uma síntese desta classificação bem como uma eficiência média de remoção de DBO para cada taxa de aplicação hidráulica.

Característica	Baixa taxa	Taxa intermediária	Alta taxa
Taxa de aplicação Hidráulica (m ³ /m ² .dia)	1 - 4	4 - 10	10 - 40
Taxa de carregamento orgânico (kgDBO ₅ /m ³ .dia)	0,07 - 0,22	0,24 - 0,48	0,4 - 2,4
Eficiência de remoção de DBO (%)	80 - 90	50 - 80	50 - 90
Qualidade do efluente	Bem nitrificado	Parcialmente nitrificado	Não nitrificado

Tabela 1 .

Características dos diferentes tipos de filtros biológicos aeróbios. Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

Além da DBO outros parâmetros também se apresentam como característicos da qualidade de um efluente após tratamento, sendo os principais destacados na Tabela 2.

Parâmetro	Qualidade média do efluente			Eficiência média de remoção		
	FBP baixa carga	FBP alta carga	UASB + FBP	FBP baixa carga	FBP alta carga	UASB + FBP
DBO ₅ (mg/L)	15-40	30-60	20-60	85-93	80-90	80-93
DQO (mg/L)	30-120	80-180	70 -180	80-90	70-87	73-88
SST (mg/L)	20-40	20-40	20-40	87-93	87-93	87-93
Amônia (mg/L)	05/out	>15	>15	60-85	<50	<50
N-total (mg/L)	>20	>20	>20	<60	<60	<60
P-total (mg/L)	>4	>4	>4	<35	<35	<35

Tabela 2 .

Concentrações médias do efluente e eficiência de remoção típica do filtro biológico percolador (FBP). Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005) e Chenicharo (2007).

Vianna *et al.* (2012), realizaram trabalho experimental em uma estação de tratamento de escala piloto construída nas Instalações do Laboratório do Departamento da Escola de Engenharia da UFMG. Os autores estudaram o filtro biológico percolador utilizando dois meios suportes diferentes: *Luffa cylindrica* e pedra do tipo britam, o filtro vinha depois da decantação primária. Os resultados encontrados para os parâmetros DBO₅, DQO e SST mostraram que para as condições específicas, tanto o fruto desidratado de *Luffa cylindrica*, quanto à pedra quando utilizadas como meio suporte

apresentaram ótimo desempenho conforme é possível constatar na Tabela 3, quando comparados os resultados obtidos para os parâmetros analisados com os valores máximos permitidos pelo COPAM (Conselho Estadual de Política Ambiental) de Minas Gerais. A utilização da *Luffa cylindrica* como meio suporte pode ser uma alternativa adequada e sustentável para tratamento de esgotos domésticos, tendo em vista que houve desempenho superior ao da pedra e bem abaixo dos padrões exigidos pela COPAM.

Parâmetro	SST (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
Valor máximo (COPAM)	100	60	180
Valor <i>Luffa cylindrica</i>	45	43	154
Valor Filtro de pedras	72	57	166

Tabela 3 .

Comparação entre padrões da Legislação Ambiental de Minas Gerais com resultados obtidos para os dois meios filtrantes utilizados no FBP. Fonte: Adaptado de Vianna et al. (2012).

Pode-se constatar que o meio suporte é um fator que influencia na eficiência dos FBPs, tendo em vista que para ambos o fluxo médio de gotejamento foi mantido constante 2 ml/s.

Santos (2005) estudou a aplicação de Filtros Biológicos no tratamento de esgotos do CETE-UFRJ. O esgoto afluyente ao CETE-UFRJ era típico de campi universitários, com composição físico-química diferenciada da composição usual dos esgotos sanitários, podendo ser classificando como um “esgoto fraco”. As características do esgoto bruto afluyente ao CETE-UFRJ tiveram valores médios de DQO, DBO e SST, respectivamente, da ordem de 167 mg/L, 82 mg/L e 64 mg/L, o processo de filtração biológica aeróbia da unidade experimental não é dotado de decantação primária, como usual.

Usando dois meios suportes, A e B: tipo anéis randômicos e tipo modular cross flow respectivamente, com três diferentes sub-fases experimentais para cada meio suporte. As 6 fases experimentais da pesquisa – AI, AII, AIII, BI, BII, e BIII foram conduzidas durante 8 meses. Considerando o período de operação da unidade de filtração biológica aeróbia, independente do meio suporte plástico utilizado e independente das cargas hidráulica e orgânica aplicadas, obteve-se concentrações médias efluentes de DQO, DBO e SST muito satisfatórias, de respectivamente 96 mg/L, 40 mg/L e 32 mg/L.

Os melhores resultados foram obtidos na fase em que se aplicou carga hidráulica de 40 m³/m².d e carga orgânica de 0,9 kg DBO/m³.d. Na fase onde se aumentou a carga hidráulica para 65 m³/m².d e carga orgânica para 1,5 kg DBO/m³.d, observou-se uma leve piora na qualidade do efluente, mas ainda assim os resultados foram satisfatórios, alcançando concentrações médias efluentes de DQO, DBO e SST de 98 mg/L, 42mg/L e 34mg/L, próximas às concentrações limites dos padrões de lançamento de efluentes mais restritivos. Para a carga hidráulica inicial aplicada de 80m³/m².d, o teste estatístico realizado demonstrou haver diferença significativa e comprometer efetivamente a qualidade do efluente, conforme a pesquisa de Santos (2005), Tabela 4.

Fase	Subfase	Sequência dos dias	Quantidade de dias	Filtro Biológico Percolador		Índice de atendimento (%)			
				Meio Suporte	TAS (m ³ /m ² .d)	TAO (KgDBO/m ³ .d)	DBO 40 mg/L	DQO 90 mg/L	SST 60 mg/L
A	I	1 a 16	16	Randômico	40	0,9	75	37	100
	II	17 a 44	28		65	1,5	12	25	100
	III	45 a 79	35		80	2,1	25	37	100
B	I	135 a 232	98	Cross Flow	40	0,9	71	74	100
	II	80 a 126	47		65	1,5	100	50	100
	III	127 a 134	8		80	2,1	75	75	100

Tabela 4 .

Desempenho de diferentes meios suportes e taxas hidráulicas no tratamento de esgotos do CETE-UFRJ por FBP. Fonte: Adaptado de Santos (2005).

Como pode-se observar na Tabela 4 os índices de atendimento aos padrões ambientais foram superiores para menores taxas de aplicação superficial ou taxa hidráulica e taxa de aplicação orgânica, mostrando assim maior eficiência dos filtros em menores taxas hidráulicas e menores taxas de aplicação orgânica, ou seja, há interferência na eficiência dos FBP com a variação da taxa hidráulica bem como com a taxa de aplicação orgânica. Quanto aos meios suporte a autora não verificou diferença significativa estatisticamente.

Aisse *et al.* (2002), estudaram um sistema piloto UASB + FBP de alta taxa, operando com esgoto sanitário, onde aplicaram-se no FBP taxas hidráulicas de 20 m³/m².dia (Fase I), 30 m³/m².dia (Fase II) e 40 m³/m².dia (Fase III). Na Fase II, o efluente do decantador

secundário tiveram valores de 81 ± 18 mg/L, 18 ± 11 mg/L e 24 ± 9 mg/L, respectivamente para a DQO, DBO e SST. Tais resultados representam eficiências de remoção do sistema de 78%, 88% e 84% para os parâmetros citados. Na Fase III houve perda na qualidade do efluente, sugerindo que a taxa de $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ seja considerada limite para as condições do experimento. Na Tabela 5 nota-se as principais características afluentes e efluentes do esgoto, bem como detalha valores de cada componente do tratamento, destacando a eficiência dos FBP.

FASE	Afluente				UASB		FB		Eficiência FB	
	Q (L/h)	DQOa (mg/L)	SSTa (mg/L)	td (h)	DQOe (mg/L)	SSTe (mg/L)	DQOe (mg/L)	SSTe (mg/L)	DQO (%)	SST (%)
I	254	364	141	7,9	150	64	69	26	54,0	59,4
II	389	375	154	5,2	145	50	80	23	44,8	54,0
III	503	473	216	4,0	194	97	120	51	38,1	47,4

Tabela 5 .

Monitoramento do Sistema UASB+FB.

Fonte: Adaptado de (AISSE et al., 2002).

Conforme é possível constatar na Tabela 5, a variação da taxa hidráulica é um fator que influencia na eficiência dos filtros biológicos percoladores, sendo possível perceber uma relação inversamente proporcional entre taxa hidráulica e eficiência. Segundo Franchin (2006) os filtros de alta taxa possuem elevado grau de carregamento orgânico e aplicação hidráulica, o que provoca grande arraste de sólidos e, conseqüentemente, grande perda de material orgânico em suspensão, afetando a eficiência.

Nascentes (2004) estudou a eficiência do conjunto UASB/FBP no tratamento de esgotos sanitários. A fase experimental da pesquisa consistiu na montagem de estação piloto em local cedido pela CESAMA (Companhia Municipal de Saneamento de Juiz de Fora - MG) que controla e opera a ETE, além de submeter periodicamente os resultados das análises de eficiência ao órgão ambiental de Minas Gerais – FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente). A ETE recebe contribuições tanto de efluentes industriais, previamente tratados por processos físico-químicos, advindos das linhas de fabricação da Daimler Crysler do Brasil, indústria do setor automotivo, localizada ao lado da Estação de Tratamento, quanto de esgotos sanitários provenientes do bairro Barreira do Triunfo e das instalações hidrossanitárias da planta industrial.

Utilizando um efluente no modelo reduzido advindo do tanque de equalização da ETE, após este já ter passado pelas operações unitárias de gradeamento, desarenação e equalização. Para a montagem do filtro o meio suporte utilizado foi resíduo sólido (refugo) gerado por uma indústria de embalagens plásticas, cuja produção era destinada a fábricas de laticínios e produtos derivados do leite, e, portanto, o produto final era isento de contaminações. Os experimentos foram realizados mantendo-se uma vazão no sistema constante de 72 L/d, o tempo de detenção hidráulica no UASB foi de 10 h, com taxa de aplicação superficial e carga orgânica volumétrica média no filtro biológico de 1,0 m³/m².d e 0,46 Kg DBO/m³.d, respectivamente. Foram operados dois sistemas, com e sem recirculação do lodo do decantador secundário pelo reator UASB (NASCENTES, 2004).

As concentrações finais médias de DBO, DQO e SST, na saída do piloto, foram respectivamente 137,8 mg/L, 402,2 mg/L e 71,2 mg/L, para o sistema sem recirculação e 118,2 mg/L, 359 mg/L e 68,4 mg/L no sistema com recirculação. O processo não tiveram as eficiências esperadas para processos anaeróbios-aeróbios, obtendo resultados não compatíveis com a legislação ambiental brasileira. A autora justifica que a hipótese que se pode levantar para esses resultados é que a mistura dos esgotos influencia negativamente o processo proposto, como relatado por Nascentes (2004). Na Tabela 6 averigua-se um resumo dos valores dos parâmetros avaliados pela autora sem e com recirculação do lodo.

Médias	Parâmetro	Sem recirculação			Com recirculação		
		1	2	3	1	2	3
	DBO	330,6	174,2	137,8	330,6	197	118,2
	DQO	803	578	402,2	803	546,2	359
	SST	311	108	71,2	311	118,4	68,4

(1) Após gradeamento, desarenação e equalização; (2) Após reator UASB; (3) Após FBP.

Tabela 6 .

Concentrações médias de DBO, DQO e SST no sistema (mg/L).
Fonte: Adaptado de Nascentes (2004).

Apesar dos resultados não terem atingido aos valores exigidos pela legislação ambiental para lançamento, é possível perceber uma leve superioridade na eficiência do sistema com recirculação do lodo nas médias apresentadas pela autora levando-nos a acreditar na melhoria da eficiência do tratamento do efluente com a recirculação do lodo em sistemas UASB/FBP.

Outro fator a ser considerado é a presença de esgotos industriais em esgotos domésticos, isso ocorre devido os esgotos industriais apresentarem características distintas das características dos esgotos domésticos, podendo por exemplo apresentarem uma carga orgânica bem maior ou até mesmo algum elemento que não é característico de efluentes domésticos afetando negativamente a eficiência do tratamento.

Almeida *et al.* (2011) realizaram estudo a partir da operação de quatro sistemas UASB/FBP utilizando diferentes materiais de enchimento e sem o uso de uma etapa de decantação. O estudo ocorreu em escala de demonstração, com capacidade para atender a uma população equivalente a 500 habitantes. Na maioria dos casos a qualidade dos efluentes finais produzidos pelos sistemas investigados, foi capaz de atender aos padrões de lançamento para DBO, DQO e SST. O FBP recebia efluente de um reator UASB, sendo o FBP um tanque cilíndrico em aço-carbono, com 2,10 m de diâmetro e 2,5 m de altura útil, dividido em quatro compartimentos individualizados e preenchidos por materiais suporte com características distintas, entretanto em uma mesma unidade cilíndrica, foram testados simultaneamente quatro FBP preenchidos com diferentes materiais: escória de alto-forno; aparas de conduíte corrugado – diâmetro 1”; meio suporte sintético (anéis plásticos) e sistema Down flow Hanging Sponge (DHS). Os autores salientam que o uso de materiais de enchimento de maior área superficial específica não proporcionou ganhos expressivos em termos de desempenho.

Segundo os autores supracitados, o uso de aparas de conduíte não atribuiu melhorias de desempenho ao sistema UASB/FBP, sendo o desempenho do sistema inferior ao desempenho do sistema UASB/FBP-Escória de alto-forno. Os autores justificam que o sistema foi testado com baixas Carga Orgânica Volumétrica – COVs e Taxa de Aplicação Superficial – TAS, e outras condições operacionais devem ser avaliadas, considerando maiores COV aplicadas e/ou a recirculação do efluente final. A configuração cilíndrica do referido meio suporte pode dificultar o bom aproveitamento efetivo da área superficial específica, principalmente em condições de baixas TAS. Os melhores resultados foram observados para o sistema UASB/FBP - (DHS), que obteve as menores concentrações medianas de DBO, DQO e SST. Os autores destacam ainda que caso a COV aplicada ao FBP preenchido com o sistema DHS tivesse

seja calculada com base no volume de espuma (volume reacional efetivo), a COV aplicada ao sistema DHS seria o dobro daquela aplicada nos outros FBP, justificando que o melhor desempenho do sistema UASB/FBP-(DHS) pode estar associado ao maior potencial de retenção de sólidos e a maior idade do lodo no FBP-(DHS), em comparação com os demais sistemas. Os valores médios aproximados para cada parâmetro avaliado para o sistema de tratamento biológico (UASB + FBP), Tabela 7.

Parâmetros físico-químicos	Padrões de lançamento	Concentração afluente média	Concentração efluente média
DBO (mg.L ⁻¹)	60	371	24
DQO (mg.L ⁻¹)	180	715	60
SST (mg.L ⁻¹)	100	289	38

Tabela 7.

Comparação entre padrões da Legislação Ambiental e as concentrações afluentes e efluentes no sistema UASB/FBP. Fonte: Adaptado (ALMEIDA et al., 2011) e Lopes (2014).

Gonçalves *et al.* (2015) em estudo sobre a ETE-Onça em MG, considerada uma das maiores estações de tratamento de esgoto da América Latina, que adota os reatores UASB, seguido por Filtros Biológicos Percoladores e Decantadores Secundários para seu tratamento e atualmente tem capacidade para tratar 1,8 m³/s e poderá futuramente ter a sua capacidade elevada para 3,6 m³/s. A ETE-Onça trata os efluentes domésticos gerados em parte de Belo Horizonte e uma parte de Contagem e também recebe contribuição de esgotos industriais de diversas

modalidades, sendo que estes devem estar previamente tratados e dentro dos limites preconizados na norma técnica 187/5 da concessionária. Também recebe contribuição de chorume gerado na Central de Tratamento de Resíduos de Macaúbas. Diariamente são tratados 600 m³ de chorume, sendo que esse chorume pode interferir no tratamento biológico do processo.

Quanto a eficiência do tratamento Gonçalves *et al.* (2015) relatam que os valores de DBO e DQO do efluente situam-se abaixo dos limites legais – 60 mg/L e de 180 mg/L, respectivamente, no período analisado janeiro de 2014 a março de 2015. Dessa forma, atendem aos padrões, em termos de concentração, previstos na legislação estadual. Os esgotos brutos apresentaram, no período considerado, valor médio de DBO igual a 262 mg/L. Já

no que concerne aos valores das concentrações de DQO para os esgotos brutos, apresentando em média de 593,38mg/L. Sobre as análises de Sólidos Suspensos Totais e Nitrogênio Amoniacal, ambos obtiveram resultados insatisfatórios, uma vez que os valores de tais parâmetros, mesmo após o tratamento na ETE-Onça, não conseguiram se adequar aos valores máximos previstos na Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01/2008 de 100 mg/L e 20 mg/L, respectivamente. Os autores justificam os resultados que se situaram fora dos padrões devido a falhas na operação do sistema.

Abou-Elela *et al.* (2019) estudaram FBP alimentado com esgoto sanitário, sob um tempo de retenção hidráulica de 3,5 horas e uma taxa de carregamento hidráulica de 5,5 m²/m³/d. Os autores encontraram ótima eficiência de remoção para DQO, DBO₅, NH₄-N e SST atingindo, 91%, 93%, 87% e 97%, respectivamente. Um aumento significativo nos níveis de oxigênio dissolvido no efluente final foi observado, com até 6,7 mg/L acarretando em uma boa nitrificação. Observa-se que o FBP também pode ser utilizado visando remoção de nitrogênio, alcançando elevada eficiência.

Almeida (2012) realizou uma investigação experimental utilizando o sistema UASB/FBP na remoção de matéria orgânica e nitrogênio para o tratamento de efluentes de origem sanitária. O autor utilizou dois FBPs, sendo um preenchido com meio suporte vertical plástico (Rotopack) e o outro com um meio suporte baseado em espumas de poliuretano (Rotosponge). No que se refere à remoção de matéria orgânica, os dois sistemas mostraram-se eficientes, contudo, o melhor desempenho do FBP-Rotosponge pode ser atribuído ao maior TDH e idade do lodo no sistema, principalmente em virtude o uso de espumas de poliuretano se mostrar essencial para reduções mais expressivas de concentrações de DBO, DQO e SST. No que tange a remoção de nitrogênio total, essa foi mais expressiva no FBP-Rotosponge, e quando as cargas orgânicas volumétricas estiveram próximas de 0,80 kgDQO.m⁻³.d⁻¹. O autor ratifica que a redução de cargas orgânicas aplicadas pode não resultar em maior atividade nitrificante no sistema. Dessa forma, acarretando em menor remoção de nitrogênio.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A eficiência dos filtros biológicos percoladores depende de uma série de fatores como: meio suporte; taxa hidráulica aplicada; taxa de aplicação orgânica; existência de recirculação do lodo; existência de efluente industrial no efluente sanitários e problemas operacionais.

A utilização de filtros biológicos no tratamento de efluentes domésticos apesar de não ser amplamente difundida, têm bastante potencialidade, onde geralmente sua eficiência é suficiente para atender aos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais;

O uso do FBP como pós tratamento de reatores anaeróbios do tipo UASB, via de regra melhoram seu desempenho com eficiências superiores as do FBP quando utilizado separadamente. Ademais, os FBPs são reportados como capazes de remover nitrogênio.

REFERÊNCIAS

ABINANDAN, S.; SUBASHCHANDRABOSE, S. R.; VENKATESWARLU, K.; MEGHARAJ, M. Nutrient removal and biomass production: advances in microalgal biotechnology for wastewater treatment. ***Critical Reviews in Biotechnology***, 1–17. 2018.

ABOU-ELELA, S. I.; HELLAL, M. S.; ALY, O. H.; ABO-ELENIN, S. A. Decentralized wastewater treatment using passively aerated biological filter, ***Environmental Technology***,40:2, 250-260, 2019.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; JÜRGENSEN, D.; ALÉM SOBRINHO P. **Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no estado do paraná (Brasil)**. XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, Vol. 1, CANCÚN, MEXICO, 2002.

ALMEIDA, P. G. S; OLIVEIRA, S. C; CHERNICHARO, C. A. L. **Opera o de filtros biológicos percoladores p s-reatores UASB sem a etapa de decanta o secundária**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 16 (3), p. 271-280, 2011.

ALMEIDA, P. G. S. **Remoção do nitrogênio e da matéria orgânica em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** Tese de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Universidade Federal de Minas Gerais, 2012.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Atlas esgotos:** atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil. Brasília, 2020.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias.** 3.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 5, 359 p, 2007.

FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. Tratamento e utilização de esgotos sanitários (Projeto PROSAB). Rio de Janeiro: ABES, p. 427, 2006.

FORESTI, E. **Tratamento de esgoto.** IN: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Org.). Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão. 1ª ed. São Paulo, Elsevier. p. 454-475. 2013.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa.** - 4. ed. - São Paulo: Atlas, 2002.

GONÇALVES, C. A. M.; MARQUES J. R.; SARAIVA SOARES, A. F. **Avaliação da eficiência de duas modalidades de tratamento de esgoto em escala real e de grande porte.** NBC-PERÍODICO CIENTÍFICO DO NÚCLEO DE BIOCÊNCIAS. Vol 05, Nº 10, 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População do Brasil.** Disponível em: https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/box_popclock.php. Acesso em 30/08/2020.

LIMA, A.B.B.V. **Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio em Sistema Sequencial constituído de Ozonização em Processo Biológico Aeróbio.** São Carlos. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. 2006.

LOPES, B. C. **Efeitos da fotólise e fotocatálise sobre a dinâmica de fármacos presentes em esgoto sanitário tratado biologicamente.** Belo Horizonte. 94f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2014.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluente e Recuperação de Recursos**. Tradução de HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. - 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MOLINOS-SENANTE, M, GÓMEZ, T.; GARRIDO-BASERBA, M.; CABALLERO R.; SALA-GARRIDO, R. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: a composite indicator approach. *Sci Total Environ*. 497-498:607–617. 2014.

NASCENTES, A. L. **Avaliação da eficiência de sistema de tratamento de esgotos do tipo manta de lodo – filtro biológico aeróbio, aplicado em escala piloto**. Rio de Janeiro – RJ. 52f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Saúde Ambiental). 2004.

PRODANOV, C. C., FREITAS, E. C. de. **Metodologia do trabalho científico [recurso eletrônico]: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico** – 2. ed. – Novo Hamburgo: Feevale, 2013.

QUEVEDO, C. M. G. DE; PIVELI, R. P.; PAGANINI, W. DA S. Influence of the detergent formulation on the concentration of phosphorus in the sewage inflows to the WWTPs: the Brazilian experience. *Environmental Technology*, 39(10), 1260–1270. 2018.

RODRIGUEZ VICTORIA, J. A. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB**. 2006.129f. Tese de doutorado (Doutorado em engenharia hidráulica e saneamento) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SANTOS, A. S. P. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolado em diferentes meios suporte plásticos**. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – 2005.

SANTOS, S. OLIVEIRA, L. C. SANTOS, A. ROCHA, J. C. ROSA, A. H. **Poluição aquática**. In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Org.). Meio ambiente e sustentabilidade. 1ª ed. Porto Alegre: Bookman Companhia Editora Ltda, v. 1, p. 17-46. 2012.

SANTOS, R. F. DOS; PEREIRA, P. C. G.; HASSATO, P.; DEGASPERI, F. T.; IRAZUSTA, S. P. **Análise qualitativa de reator anaeróbio de fluxo ascendente preenchido com espuma de poliuretano expandido**. RETC - Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura, ed. 18ª, 2016.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico**

dos Serviços de Água e Esgotos – 2017. Brasília: SNS/MDR, 2019.

VIANNA, M. R.; MELO, G. C. B. DE; NETO, M. R. V. Waste water treatment in trickling filters using luffa cyllindrica as biofilm supporting médium. ***Journal of Urban and Environmental Engineering***, v.6, n.2, p.57-66, 2012.

VIANNA, M. R.; MELO, G. C. B. Utilização do fruto seco descascado da Luffa cyllindrica como meio suporte em filtros biológicos percoladores: análise do desempenho quanto à redução da carga orgânica e considerações microbiológicas. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 13-20, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 2005.



08

APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA NA PRODUÇÃO DE PEIXES: UMA REVISÃO DE LITERATURA

Bruno de Oliveira Gomes¹
Karolyne Aquino Alexandre Breckenfeld²

¹Graduado em Engenharia Ambiental (FPB);

²Graduada em Engenharia Civil (UFPB), Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFRN) e Professora dos cursos de Engenharia Civil e Ambiental (FPB);

RESUMO

A utilização de sistemas de recirculação de água (RAS) na produção de peixes vem sendo amplamente discutido e estudado por pesquisadores nos últimos anos. Isto ocorre, pois, essa técnica utiliza um menor volume de água em relação à biomassa produzida e possibilita a previsão da despesca. Portanto esta pesquisa teve por objetivo estudar o Sistema de Recirculação de água (RAS) na piscicultura bem como descrever os benefícios e inovações da sua aplicação na produção de peixes a partir de uma revisão da literatura de artigos publicados no período entre 2000 a 2020. Os resultados mostram que estes sistemas podem utilizar uma variedade de materiais alternativos em sua estrutura para remoção dos resíduos indesejáveis na água, como exemplo mídias sintéticas utilizadas como filtros biológicos, ou mesmo, lascas de madeira e palha de trigo como biofiltro. Além disso, o RAS surge como promissor, antagonizando as estruturas tradicionais e minimizando os impactos ambientais. Dessa forma, conclui-se que os custos envolvidos na projeção e execução de um RAS são consideráveis, porém oferece grandes vantagens, permitindo maior autonomia e controle nas criações.

Palavras-chave: RAS, Piscicultura, Produção de peixes.

1. INTRODUÇÃO

Desde o início do século XX a piscicultura de água doce se desenvolve no Brasil, permitindo uma produção nacional de toneladas de peixes. Essa atividade apresenta diferenças regionais em decorrência do ambiente físico, social e econômico, assim como das políticas públicas existentes. Essas disparidades refletem, igualmente, as diversas capacidades de aproveitamento das oportunidades. A competitividade da piscicultura depende da capacidade de produtores, poder público e outros atores da cadeia produtiva desenvolverem um modelo de criação que valorize as oportunidades oferecidas pelos ambientes físico, econômico e institucional. Isso só é possível quando existem interações entre produção, formação, pesquisa e financiamento (SILVA, 2005).

No sul do Brasil destaca-se o estado de Santa Catarina por sua produtividade, pois no ano de 2014 produziu cerca de 40 mil toneladas de peixes, (tilápias, carpas, jundiás, trutas e e outras espécies). A piscicultura catarinense tem uma característica própria que a distinguem da de outros estados que é a forma de alimentar os peixes durante o cultivo. Em termos alimentares, existem diversas maneiras de criar peixes, algumas com maior custo para produzir do que outras (SILVEIRA, 2016).

Quer seja por problemas ambientais ou por biossegurança, os sistemas convencionais de aquicultura se tornarão insustentáveis em longo prazo. As problemáticas relacionadas com a ordem ambiental em aquicultura, de maneira geral, são mensuradas em escala global, ou seja, como a atividade aquícola afeta o planeta. A emissão de gases do efeito estufa, o consumo de energia e a área superficial necessária para desenvolvimento da atividade são alguns dos indicadores (MARTINS *et al.*, 2010, p.3).

Além dos indicadores globais, os problemas ambientais aquícolas podem ser escalonados em nível regional, próximos aos locais de desenvolvimento da atividade, tendo como indicadores de eutrofização e acidificação a quantidade de compostos nitrogenados e fosforados lançados nos ecossistemas (MARTINS *et al.*, 2010, p.3).

É nesse contexto que surgem os Sistemas de Recirculação de Água (RAS), que se caracterizam pelo elevado grau de controle ambiental, fornecendo uma maior produção por unidade de área e de trabalho com um menor uso de água em relação à biomassa produzida e possibilitando despescas que possam ser previstas (TIMMONS *et al.*, 2009).

Por não existirem restrições de ordem ambiental relacionadas com o tamanho das instalações de um sistema RAS, os cultivos com recirculação podem ser desenhados em qualquer escala, possibilitando resultados satisfatórios na produção de pescados, além de promover uma remoção dos dejetos de forma eficaz, uma vez comparados à outros sistemas aquícolas. Ao contrário do que acontecem com a aquicultura que é praticada de forma extensiva ou intensiva em unidades expostas ao meio ambiente, os sistemas de recirculação, geralmente cobertos, oferecem um elevado grau de controle de parâmetros e um mínimo risco ambiental ocasionado por desastres naturais, contaminação ou surgimento de doenças infecciosas (TIMMONS, *et al.*, 2009).

O Sistema de recirculação de água é definido como sustentável amigo do meio ambiente, com estrutura produtiva muito flexível, com capacidade de controle das variáveis ambientais e possibilidade de produção durante o ano inteiro. Este sistema é imprescindível para o crescimento da aquicultura sustentável. Em sistemas de recirculação para aquicultura, os desafios estão associados com a acumulação de amônia e nitrito nas águas de cultivos e a remoção destes compostos é um dos principais desafios na produção. A escolha dos componentes do RAS, assim como do suporte biológico a ser utilizado, pode influenciar diretamente nos custos de implantação e na eficiência do mesmo (OWATARI, 2016).

Então, pretende-se com este estudo, apresentar evidências acerca do método RAS, visto que este conhecimento é de importância para profissionais que atuam na área de meio ambiente. Isso pressupõe o conhecimento do RAS para compreender os possíveis benefícios desse método além de proporcionar o desenvolvimento de novas técnicas para aprimorar as já existentes. Diante do exposto, esta pesquisa tem por objetivo aprofundar o conhecimento no Sistema de Recirculação de Água (RAS), bem como descrever os benefícios obtidos nessa prática e apresentar inovações na sua aplicação na produção de peixes.

2. METODOLOGIA DA PESQUISA

O presente estudo se trata de uma revisão integrativa de literatura básica que se define como “a realização de trabalhos que sejam teóricos ou mesmo experimentais, e tenham por finalidade a concepção de novos conhecimentos sobre os fundamentos de fenômenos e fatos observáveis, onde consiste em explicar, descrever e entender esses processos” (JUNG, 2004).

Para a formulação deste estudo foram selecionados artigos e trabalhos científicos publicados no Scielo e Google acadêmico. Para seleção dos materiais foram utilizados os seguintes descritores: recirculação de água, criação de peixe e piscicultura. Para análise à luz da literatura, foram utilizados os seguintes critérios: que o estudo abordasse no título ou no resumo a temática investigada; que a publicação estivesse no intervalo entre 2000 a 2020; e, que houvesse disponível na íntegra e no idioma português, espanhol ou inglês.

Para atender uma pesquisa mais abrangente e com informação satisfatória, levando em consideração que o sistema de recirculação de água não é um método novo, foi utilizado um intervalo de tempo de 20 anos.

Ao longo da pesquisa, foram descartados alguns trabalhos por não atenderem o objetivo que seria relacionar o Sistema de Recirculação de Água (RAS) na produção de peixes e seus benefícios para o meio ambiente. Priorizou-se trabalhos que estão revolucionando o sistema de cultivo de peixes, trazendo novos métodos e materiais.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a busca foram selecionadas e analisadas um total de 13 literaturas que abordassem o tema. Frente às hipóteses levantadas acerca do RAS, o quadro 1 apresenta informações sobre o autor, ano

de publicação e título de cada trabalho a ser abordado nesta revisão de literatura:

Autor/Ano de Publicação	Título do Estudo
BRAZ FILHO (2000)	Qualidade na Produção de Peixes em Sistema de Recirculação de Água.
SILVA (2005)	Dinâmicas de desenvolvimento da piscicultura e políticas públicas no vale do Ribeira, estado de São Paulo.
KUBITZA (2006)	Sistemas de Recirculação: Sistemas fechados com tratamento e reuso da água
SALILING, WESTERMAN, LOSORDO (2007)	Chips e palhas de trigo como meio alternativo de biofiltro para reatores de desnitrificação que tratam aquicultura e outras águas residuais com altas concentrações de nitratos.
TIMMONS, EBELING, PIEDRAHITA (2009)	Aquicultura em sistemas de recirculação de água.
MARTINS <i>et al.</i> (2010)	Novos desenvolvimentos nos sistemas de recirculação na aquicultura na Europa uma perspectiva sobre sustentabilidade ambiental.
TIMMONS (2010)	Recirculação da aquicultura.
HELDBO (2015)	"Sistemas de Recirculação – A Vanguarda da Aquicultura Dinamarquesa".
SILVA (2016)	Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina.
SILVEIRA (2016)	Desempenho da piscicultura de água doce.
OWATARI (2016)	Fibra sintética como suporte biológico em sistemas de recirculação para aquicultura (RAS).
LOPES (2016)	Caracterização e potencialidade de produção da Tilapicultura na Bahia
SAMPAIO <i>et al.</i> (2018)	Sistemas de recirculação de água para piscicultura marinha experimental.

Quadro 1.

Autor, ano de publicação e título dos estudos utilizados.
Fonte: Elaboração própria, 2020

3.1 SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA NA PISCICULTURA

A piscicultura é um dos sistemas de produção de alimento que mais cresce no mundo e que poderá contribuir com a demanda crescente de pescado no próximo milênio (HELDBO, 2015). O Brasil tem um vasto território marinho, além de grandes reservas de águas continentais, aumentando seu potencial na produção de pescados.

Por se tratar de um setor que se encontra em grande expansão e demanda no mercado interno, é de suma importância o desenvolvimento do mesmo, além de utilização de novas tecnologias (HELDBO, 2015; LOPES, 2016).

Os sistemas fechados com tratamento e recirculação de água (figura 1) são muito utilizados em pesquisas laboratoriais, sejam também na conservação ou cultivo de peixes ornamentais em aquários em todo o mundo. É o método de produção onde a água do sistema de criação é continuamente tratada e reutilizada (KUBITZA, 2006). A figura a seguir representa um RAS em funcionamento:



Figura 1 .

Visão geral de sistemas de recirculação de água.

Fonte: Sampaio et al., (2018)

A utilização do RAS permite, então, uma produção com o reuso total ou parcial da água, diminuindo drasticamente a quantidade de água utilizada em um ciclo produtivo. E, abre uma imensidão de possibilidades antes limitada pela dependência das trocas de água. Portanto, o que ocorre em um RAS, é a inclusão de processos que sanam as necessidades que obrigam o sistema tradicional a realizar uma troca de água (KUBITZA, 2006).

A limpeza da água em um RAS passa por diversas etapas (Figura 2), entre elas: remoção de matéria orgânica particulada com o uso de filtros mecânicos; redução da matéria orgânica dissolvida; transformação de amônia em nitrato para reduzir a toxicidade do nitrogênio excretado nos chamados filtros biológicos; e, esterilização da água normalmente com o uso de lâmpadas ultravioletas e ozonizadores, para um processo eficiente (SAMPAIO *et al.*, 2018). A figura 2 representa um modelo de RAS para piscicultura marinha, especificando seus componentes:

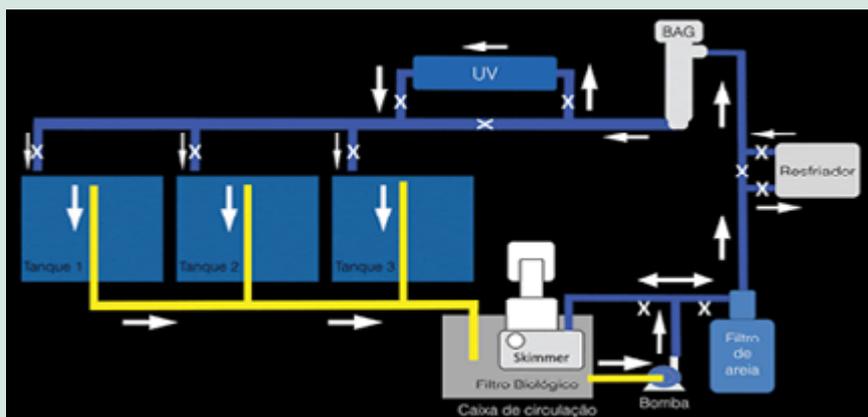


Figura 2.

Esquema de RAS para piscicultura marinha Fonte: Sampaio et al., (2018).

Existem alguns estudos nos quais ficam explícitos que a implementação de sistemas de recirculação está se tornando uma prática cada vez mais frequente, uma vez que atividades sustentáveis e ecologicamente corretas são necessárias nos dias atuais, pois proporcionam uma extrema redução no volume de água utilizado, otimizando os espaços de cultivos e, principalmente, permitindo um melhor controle sobre as variáveis ambientais dos sistemas (HELDBO, 2015).

Segundo Lekang & Kleppe, (2000):

[...] a efetividade dos filtros biológicos e os processos de nitrificação envolvidos nesse tipo de sistema estão diretamente relacionados com os tipos de mídias utilizadas como suporte biológico para adesão de bactérias. É importante que as mídias utilizadas ofereçam maior área superficial, permitindo maior crescimento bacteriano por unidade de volume das mídias do filtro e, conseqüentemente, aumentar a remoção da amônia. Além disso, a construção de filtros biológicos, utilizando mídias com grandes áreas superficiais pode representar redução de custos, uma vez que necessitaremos de menos espaço físico para montá-los (LEKANG & KLEPPE, 2000, p.4).

Neste sistema os peixes devem ser alimentados com rações de alta qualidade, mantidos sob condições adequadas de qualidade de água e manejados corretamente para que tenham boa saúde e expressem bem o seu potencial produtivo (LOPES, 2016).

A água onde os peixes vivem, necessita de um tratamento no qual forneça todo o suporte necessário à sua sobrevivência. Quando comparado o meio ambiente terrestre, dentro da água não ocorre

mudanças bruscas de temperatura e as demais características podem ser consideradas estáveis visto que as alterações se processam lentamente conferindo plenas condições ao peixe de se adaptar. Então é necessário o controle do ambiente de criação, pois as variações podem alterar o metabolismo e afetar a saúde dos peixes (LOPES, 2016).

Para a criação de peixes a temperatura é um fator crucial, pois com o aumento os animais são induzidos a um crescimento rápido e com a diminuição ocorrerá um antagonismo. É sabido que os peixes por se tratar de animais pecilotérmicos, essa cinemática de mudança a partir da temperatura da água. Logo, este aumento ou diminuição da temperatura deve ser feito dentro de certos limites para não provocar a dormência dos animais em caso de temperatura baixa, ou de estresses calórico em temperaturas elevadas. Quando a temperatura oscila de forma bruta, pode induzir a morte dos peixes (BRAZ, 2000).

A temperatura também influencia tanto na concentração de oxigênio, como na eficiência do biofiltro no qual muitas vezes são mais afetados que os próprios peixes. A temperatura usada no sistema deve variar a partir da espécie que será cultivada. Temperaturas inferiores à exigida pela espécie cultivada torna-os suscetíveis a doenças causadas por microrganismos e isso se deve ao fato do animal reduzir a alimentação, diminuindo sua resistência consequentemente (BRAZ, 2000).

Os sistemas de recirculação têm se apresentado atualmente como essencial para o desenvolvimento de uma aquicultura mais sustentável, onde variáveis podem influenciar para se manterem mais estáveis ao longo do período de produção nesses sistemas, permitindo um melhor controle sobre as variáveis ambientais. Os parâmetros de temperatura da água, potencial de Hidrogênio (pH), oxigênio dissolvido, alcalinidade, entre outros fatores consideráveis apresentam uma maior biossegurança, e permitem um maior controle da qualidade de água, evitando possíveis contaminações ambientais através da eliminação quase total de trocas de água (HELDBO, 2015).

O controle do oxigênio é de suma importância para a criação de peixes nesses sistemas. Com o aumento da temperatura e salinidade a quantidade de oxigênio dissolvido na água diminui, como representado na tabela I:

Salinidade (ppm)	Temperatura °C				
	20	22	24	28	30
0	9.2	8.8	8.2	7.9	7.6
5,000	8.7	8.4	7.8	7.5	7.3
10,000	8.3	8.0	7.4	7.1	6.9

Tabela 1.

Relação temperatura e salinidade, com solubilidade de oxigênio (ppm) em água. Fonte: Adaptado de Braz, 2000.

Com o aumento da temperatura e altitude a quantidade de oxigênio dissolvido na água diminui, como representado na tabela II:

Altitude (ft)	Temperatura °C				
	20	22	24	28	30
0 (Nível do mar)	9.2	8.8	8.2	7.9	7.6
1,000	8.8	8.5	7.9	7.6	7.4
2,000	78.5	8.2	7.6	7.3	7.1

Tabela 2.

Relação temperatura e altitude, com solubilidade de oxigênio (ppm) em água. Fonte: Adaptado de Braz, 2000.

Segundo Sampaio (2018) os peixes necessitam de oxigênio para manter a sobrevivência e este se encontra na água em forma de solução e sua concentração depende da temperatura que, nesta ocasião, quanto menor for, maior será a concentração de oxigênio e dependendo da espécie cultivada, seu metabolismo, a densidade estocada e a atividade do biofiltro é que serão responsáveis pelo consumo do oxigênio.

O monitoramento da água é uma medida necessária para que exista a garantia dos padrões desejados, caso contrário não haverá efetividade no cultivo. A análise pode ser realizada com materiais disponíveis no mercado, porém é necessária uma garantia de que o produto realmente atenda às necessidades e de forma eficiente. A observação do comportamento dos peixes no viveiro também é fundamental para se detectar alguma anormalidade no sistema,

mas para isso é necessário atenção e experiência na criação. Com o tempo será possível ao operador associar mudanças na qualidade da água com alterações no comportamento dos peixes (BRAZ, 2000).

Variados suportes biológicos naturais e artificiais, não tóxicos, são utilizados devendo estes favorecer o crescimento das bactérias nitrificantes. Porém um dos fatores que limitam essa prática é o custo elevado de materiais, especialmente as mídias plásticas tradicionais para suporte biológico, no qual o custo desse material por metro cúbico é muito elevado. (SALILING; WESTERMAN; LOSORDO, 2007).

Algumas tecnologias estão sendo desenvolvidas através de pesquisas em universidades e outros setores, que se dedicam a investigação de metodologias, técnicas e equipamentos que contribuam com o refinamento dos processos para purificação e reutilização de água na aquicultura. Essas pesquisas induzem um crescimento do método que acabará ficando mais viável para produtores em diversos locais de cultivo (TIMMONS; EBELING, 2010).

3.2 INOVAÇÃO E BENEFÍCIOS NO RAS

À fim de encontrar formas para substituir as matérias de alto custo existentes em sistemas de recirculação de água, viabilizando para grandes ou pequenos criadores, estudos com ênfase nesse objetivo são desenvolvidos com periodicidade.

Owatari (2016), mostra em seu estudo que a fibra sintética (figura 3) é feita a partir de uma fibra reticulada, durável, sintética, tal como poliamida, poliéster, polietileno resistente, poliuretano ou de polipropileno, fornecidas pelo fabricante como fibras descontínuas, frisadas, com comprimentos variados. As fibras são transformadas numa teia fina utilizando um equipamento específico de lapidação e pode ser utilizada como suporte biológico em sistemas de recirculação para aquicultura, sem

causar prejuízos e alterações fisiológicas aparentes nos animais bem como dos índices zootécnicos, contribuindo para uma boa manutenção das variáveis físico-químicas da água.

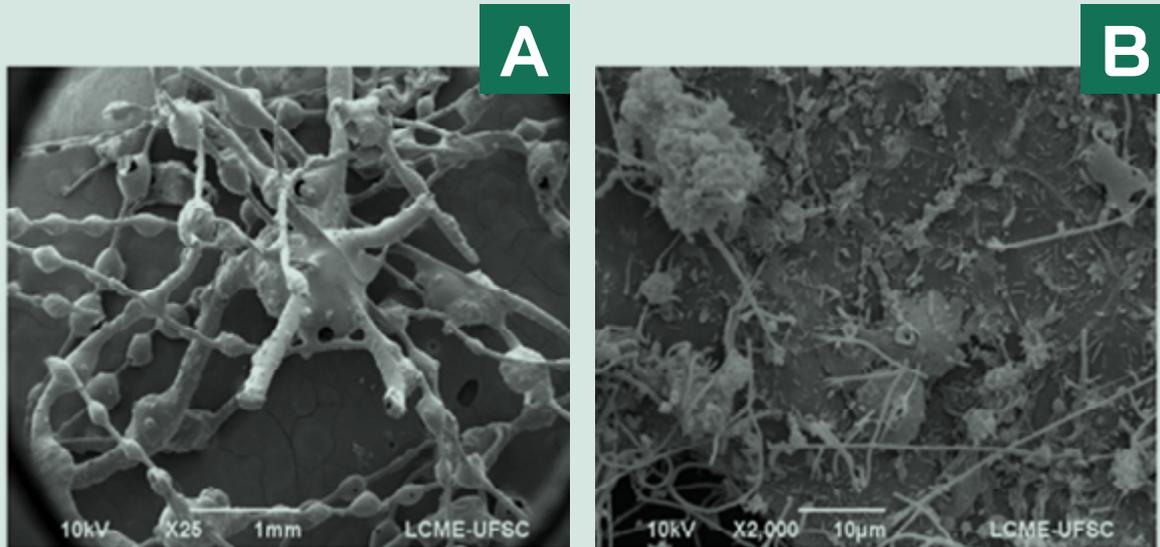


Figura 3.

Estrutura da mídia biológica do tipo fibra sintética em microscopia eletrônica de varredura (a) e colonização bacteriana na mídia biológica (b).

O enchimento do sistema de recirculação foi realizado com 3200 L de água potável oriunda da rede de abastecimento do município. A qualidade da água foi monitorada diariamente, durante 120 dias, com sonda de multiparâmetro e para mensurar a temperatura, oxigênio dissolvido e pH; e kit colorimétrico, para realizar análises de alcalinidade, amônia e nitrito. Analisando seus resultados, é possível perceber que as atividades de respiração dos microrganismos frente à oferta de substrato, aumenta frente o aumento da concentração de amônia no meio. Testes como este são muito utilizados, pois permitem uma quantificação sensível de atividade metabólica de pequenas amostras de biomassa, através da relação entre de consumo de oxigênio por uma determinada biomassa ao longo do tempo (OWATARI, 2016).

Então sabendo que em sistemas de recirculação para aquicultura, os principais desafios estão associados à remoção de sólidos em suspensão e com a acumulação de compostos nitrogenados, o uso desses filtros biológicos proporciona inovação e benefícios, tanto para o método, como também para o meio ambiente.

Os ciclos de produção aquícola normalmente dependem de colonização natural de bactérias nitrificantes nos filtros, mas isso significa um tempo longo de espera até que se estabeleça uma população saudável e viável de bactérias nitrificantes.

Saliling (2007) utilizou em seu estudo lascas de madeira e palha de trigo como meio alternativo de biofiltro para reatores de desnitrificação que tratam aquicultura e outras águas residuais com altas concentrações de nitrato. Foram utilizados três biofiltros e cada um foi embalado com um tipo de mídia diferente: lasca de madeira dura, trigo de mídia plástica e um Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com diâmetro de 10 mm e altura de 7 mm da marca Kaldnes, que é tradicionalmente usado.

O estudo mostrou que tanto as lascas de madeira quanto a de trigo eram comparáveis a Kaldnes, em termos de apoiar o crescimento bacteriano para fornecer desnitrificação, logo estes materiais alternativos podem ser usados como meio de biofiltro em substituição ao plástico. Todavia, é preciso considerar a disponibilidade, custo e expectativa de vida útil da mídia antes de decidir qual usar. Baseado na taxa de perda de massa, a longevidade de palha e madeira seria de 0,5 e 1 ano, respectivamente. A vida útil relativamente baixa da palha tenderia a reduzir sua conveniência com meio de biofiltro (SALILING, 2007).

Martins *et al.* (2010) avaliou em seu estudo novos desenvolvimentos nos sistemas de recirculação na aquicultura na Europa em uma perspectiva sobre sustentabilidade ambiental. Considerando todos os sistemas de produção aquícola em uso, o RAS oferece a possibilidade de atingir uma elevada produção, mantendo condições ambientais ótimas, assegurando o bem-estar dos animais, enquanto produz um impacto ecológico mínimo. Ainda retrata que a utilização do RAS está avançando na Europa, seja para crescimento das espécies de água doce como marinha.

Ainda de acordo com o referido autor, pode-se permitir a redução das taxas de refrescamento da água, criando sistemas quase fechados, produzindo uma pequena quantidade de um produto de tratamento fácil e valioso. Apesar dos recentes desenvolvimentos que irão certamente promover a sustentabilidade do RAS, a potencial acumulação de substâncias na água como uma consequência da redução das taxas de refrescamento da água pode colocar novos desafios (MARTINS *et al.*, 2010)

O sistema de criação de peixes com recirculação de água torna-se também uma opção para o produtor rural, já que a agricultura tradicional nas regiões limítrofes das grandes cidades está comprometida pelo desenvolvimento urbano, que altera as relações de trabalho e as taxas de uso de solo (BRAZ, 2000).

Outros aspectos positivos do sistema podem ser observados, como por exemplo, poucas limitações geográficas em local de produção, permitindo controle de qualidade melhor do produto quando comparado a outros sistemas de produção comerciais ou de captura no ambiente natural. Este sistema também permite um controle melhor de doenças e contaminantes, predadores, além de reduzir problemas de administração do desperdício por volume reduzido de água de descarte. E, promove o controle do ambiente de produção de peixe ao prover oportunidade para sincronizar a produção aos sinais do mercado mediante as estações do ano (BRAZ, 2000).

4. CONCLUSÃO

Diante o exposto, os cultivos de peixe em sistemas fechados estão se tornando uma grande oportunidade comercial, tanto pelo suporte de estoque e também pela utilização de um menor volume de água quando comparados aos sistemas tradicionais. Os custos envolvidos na projeção e execução de um RAS são consideráveis, então todos os possíveis erros devem ser minimizados. Contudo, quando bem dimensionados, os RAS oferecem grandes vantagens, permitindo maior autonomia e controle nas criações.

Além disso, os sistemas de recirculação de água podem ser trabalhados de muitas maneiras, utilizando-se diferentes materiais em sua estrutura para remoção dos resíduos indesejáveis na água, como exemplo, as mídias sintéticas utilizadas como filtros biológicos como abordado no estudo. Nesse caso, as mídias sintéticas desenvolvem uma importante função, sem causar prejuízos e alterações fisiológicas aparentes nos animais bem como dos índices zootécnicos, contribuindo para uma boa manutenção das variáveis físico-químicas da água.

Outra alternativa é palhas de madeira e trigo foram analisados e comparados a um material PEAD comumente utilizado, em termos de apoio ao crescimento bacteriano para proporcionar desnitrificação. Nesta perspectiva os materiais alternativos podem substituir o convencional como biofiltro. Todavia, há que considerar a disponibilidade, o custo e a vida útil do material antes de decidir qual utilizar.

Alguns aspectos como, poucas limitações geográficas, melhor controle de qualidade do produto, doenças, contaminantes e predadores, captura no ambiente natural, e redução nos problemas de administração ocasionados pelo desperdício de volume de água, apontam que o método RAS é viável e reduz os danos ambientais quando comparado à métodos convencionais.

Por fim, verificou-se que o sistema de recirculação surge como um método inovador, permitindo a criação de peixes de maneira sustentável, sem prejuízos severos ao meio ambiente e, simultaneamente, provendo um maior controle e aumento na produção.

REFERÊNCIAS

BRAZ FILHO, Manuel dos Santos Pires. **Qualidade na Produção de Peixes em Sistema de Recirculação de Água**. 2000. 42 f. Monografia (Especialização) - Curso de Zootecnia, Centro Universitário Nove de Julho, São Paulo, 2000.

HELDBO, J. "**Sistemas de Recirculação – A Vanguarda da Aquicultura Dinamarquesa**" Panorama da Aquicultura. V 25, n. 148, p. 14-23, 2015.

JUNG, C. F. **Metodologia Científica: ênfase em Pesquisa Tecnológica**. 2004. Disponível: <<http://www.geologia.ufpr.br/graduacao/metodologia/metodologia/jung.pdf>>. Acesso em: 23 de Maio 2020.

KUBITZA, Fernando. **Sistemas de Recirculação: Sistemas fechados com tratamento e reuso da água**. 2006. Disponível em: http://www.aquaimagem.com.br/aquagenetica/site/wp-content/principios_sistema_recirculacao.pdf. Acesso em: 14 maio 2020.

LOPES, Calil de SÁ. **Caracterização e potencialidade de produção da**

tilapicultura na bahia. 2016. 43 f. TCC (Graduação) - Curso de Zootecnia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2016.

MARTINS, C. I. M. et al. **New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability.** Aquacultural Engineering, v. 43, n. 3, p. 83-93, 2010.

OWATARI, Marco Shizuo. **Fibra sintética como suporte biológico em sistemas de recirculação para aquicultura (ras).** 2016. 65 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016. Cap. 14.

SAMPAIO, Luís André et al. **Sistemas de recirculação de água para piscicultura marinha experimental.** 2018. Disponível em: <https://altamar.com.br/o-que-e-aquicultura-em-sistema-de-recirculacao-de-agua/>. Acesso em: 26 Mai. 2020.

SALILING, Willie Jones B.; WESTERMAN, Philip W.; LOSORDO, Thomas M. Wood **Chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations.** Aquacultural Engineering, v. 37, n. 3, p. 222-233, 2007.

SILVA, Newton José Rodrigues da et al. Dinâmicas de desenvolvimento da piscicultura e políticas públicas no vale do ribeira, estado de São Paulo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia.** Brasília, p. 139-151. 12 jan. 2005.

SILVEIRA, Fernando Soares - Desempenho da piscicultura de água doce. <http://www.epagri.sc.gov.br/?page_id=675> Disponível em: Acesso em: 24 Maio. 2020.

SILVA, Bruno Corrêa da. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina.** 2016. Disponível em: http://docweb.epagri.sc.gov.br/website_epagri/Cedap/Estatistica-Sintese/Sintese-informativa-da-piscicultura-2016.pdf. Acesso em: 26 mai. 2020.

TIMMONS, M.; EBELING, J.; PIEDRAHITA, R. **Acuicultura en sistemas de recirculación. NRACE** Publications n. 101-2009 Spanish. Cayuga Aqua Ventures, New York y Fundación Chile, Santiago, p. 959, 2009.

TIMMONS, M. B., EBELING, J. M., 2010. Recirculating Aquaculture, 2nd edition. Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, NY.

Meio Ambiente e Saneamento: do solo à água

