

ALTERNATIVAS DE DISPONIBILIDADE E USO DOS RECURSOS HÍDRICOS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SEMIÁRIDO

Fabiana Xavier Costa
Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça
Weruska Brasileiro Ferreira
Salomão de Sousa Medeiros
(Organizadores)



Fabiana Xavier Costa
Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça
Weruska Brasileiro Ferreira
Salomão de Sousa Medeiros
(Organizadores)

**ALTERNATIVAS DE DISPONIBILIDADE
E USO DOS RECURSOS HÍDRICOS
PARA O DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL DO SEMIÁRIDO**



Campina Grande - PB
2021



Universidade Estadual da Paraíba

Profª. Célia Regina Diniz | *Reitora*

Profª. Ivonildes da Silva Fonseca | *Vice-Reitora*



Editora da Universidade Estadual da Paraíba

Cidoval Moraes de Sousa (UEPB) | *Diretor*

Conselho Editorial

Alessandra Ximenes da Silva (UEPB)

Alberto Soares de Melo (UEPB)

Antonio Roberto Faustino da Costa (UEPB)

José Etham de Lucena Barbosa (UEPB)

José Luciano Albino Barbosa (UEPB)

José Tavares de Sousa (UEPB)

Melânia Nóbrega Pereira de Farias (UEPB)

Patrícia Cristina de Aragão (UEPB)

Conselho Científico

Afrânio Silva Jardim (UERJ)

Anne Augusta Alencar Leite (UFPB)

Carlos Henrique Salvino Gadêlha Meneses (UEPB)

Carlos Wagner Dias Ferreira (UFRN)

Celso Fernandes Campilongo (USP/ PUC-SP)

Diego Duquelsky (UBA)

Dimitre Braga Soares de Carvalho (UFRN)

Eduardo Ramalho Rabenhorst (UFPB)

Germano Ramalho (UEPB)

Glauber Salomão Leite (UEPB)

Gonçalo Nicolau Cerqueira Sopas de Mello Bandeira (IPCA/PT)

Gustavo Barbosa Mesquita Batista (UFPB)

Jonas Eduardo Gonzalez Lemos (IFRN)

Jorge Eduardo Douglas Price (UNCOMAHUE/ARG)

Flávio Romero Guimarães (UEPB)

Juliana Magalhães Neuwander (UFRJ)

Maria Creusa de Araújo Borges (UFPB)

Pierre Souto Maior Coutinho Amorim (ASCES)

Raffaele de Giorgi (UNISALENTO/IT)

Rodrigo Costa Ferreira (UEPB)

Rosmar Antonni Rodrigues Cavalcanti de Alencar (UFAL)

Vincenzo Carbone (UNINT/IT)

Vincenzo Milittelo (UNIPA/IT)

Expediente EDUEPB

Design Gráfico e Editoração

Erick Ferreira Cabral

Jefferson Ricardo Lima Araujo Nunes

Leonardo Ramos Araujo

Revisão Linguística

Antonio de Brito Freire

Elizete Amaral de Medeiros

Divulgação

Danielle Correia Gomes

Gilberto S. Gomes

Comunicação

Efigênio Moura

Assessoria Técnica

Walter Vasconcelos



Editora indexada no SciELO desde 2012



Associação Brasileira
das Editoras Universitárias

Editora filiada a ABEU

EDITORA DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

Rua Baraúnas, 351 - Bairro Universitário - Campina Grande-PB - CEP 58429-500

Fone/Fax: (83) 3315-3381 - <http://eduepb.uepb.edu.br> - email: eduepb@uepb.edu.br



Estado da Paraíba

João Azevêdo Lins Filho | *Governador*

Ana Lígia Costa Feliciano | *Vice-governadora*

Nonato Bandeira | *Secretário da Comunicação Institucional*

Claudio Benedito Silva Furtado | *Secretário da Educação e da Ciência e Tecnologia*

Damião Ramos Cavalcanti | *Secretário da Cultura*

EPC - Empresa Paraibana de Comunicação

Naná Garcez | *Diretora Presidente*

William Costa | *Diretor de Mídia Impressa*

Rui Leitão | *Diretora de Rádio e TV*

Alexandre Macedo | *Gerente da Editora A União*



BR 101 - KM 03 - Distrito Industrial - João Pessoa-PB - CEP: 58.082-010

Depósito legal na Câmara Brasileira do Livro, conforme Lei nº 10.994, de 14 de dezembro de 2004.

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA HELIANE MARIA IDALINO SILVA - CRB-15ª/368

Depósito legal na Câmara Brasileira do Livro - CBL.

A466 Alternativas de disponibilidade e uso dos recursos hídricos para o desenvolvimento sustentável do semiárido [Recurso eletrônico]. / Fabiana Xavier Costa...[et al.] (Organizadores). – Campina Grande: EDUEPB, 2021. 23000 kb - 360 p.: il. color.

ISBN 978-65-87171-28-9 (Impresso)

978-65-87171-27-2 (E-book)

1. Recursos hídricos – Brasil. 2. Água de chuva – Captação e aproveitamento. 3. Semiárido brasileiro – Sustentabilidade. 4. Águas residuárias – Fotocatálise. 5. Agricultura – Reuso da água. I.Costa, Fabiana Xavier.(Orga.) II. Mendonça, Ana Maria Gonçalves Duarte (Orga.). III.Ferreira, Weruska Brasieliro (Orga.). IV. Medeiros, Salomão de Sousa (Org.)

21. ed.CDD 333.910981

553.7

Ficha catalográfica elaborada por Heliane Maria Idalino Silva – CRB-15ª/368

EDITORA DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

Rua Baraúnas, 351 - Bodocongó - Bairro Universitário
Campina Grande-PB - CEP 58429-500

Fone/Fax: (83) 3315-3381 - <http://eduepb.uepb.edu.br>

e-mail: eduepb@uepb.edu.br

Copyright © EDUEPB

A reprodução não-autorizada desta publicação, por qualquer meio, seja total ou parcial, constitui violação da Lei nº 9.610/98.

“Sonho que se sonha só, é só um sonho que se sonha só, MAS SONHO QUE SE SONHA JUNTO É REALIDADE...”

Raul Seixas (1945 – 1989).

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO, 11

PREFÁCIO, 13

CAPÍTULO 1

**IMPORTÂNCIA DO APROVEITAMENTO DE ÁGUA
DE CHUVA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 15**

Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça

Fabiana Xavier Costa

Marcos Barros de Medeiros

Nilene Rodrigues dos Santos

CAPÍTULO 2

**ECONOMIA CIRCULAR: FONTES ALTERNATIVAS DE ÁGUA
PARA CONVIVÊNCIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 41**

Wilza da Silva Lopes

João Paulo de Oliveira Simões

Mateus Cunha Mayer

Rodrigo de Andrade Barbosa

Fabiana Xavier Costa

CAPÍTULO 3

DESINFECÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA EM COMUNIDADES DIFUSAS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 69

Weruska Brasileiro Ferreira

Whelton Brito dos Santos

George Antonio Belmino da Silva

Emanuel Júnior Silva Soares

Márcia Liana Freire Pereira

CAPÍTULO 4

QUALIDADE DE ÁGUA NO SERTÃO PARAIBANO PARA DIVERSOS FINS, 109

Viviane Farias Silva

Amanda Cristiane Gonçalves Fernandes

Bruno Ligier Barreiro de Araújo

Wanessa Alves Martins

Julia Soares Pereira

CAPÍTULO 5

COAGULANTES NATURAIS E NÃO CONVENCIONAIS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS E EFLUENTES NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 135

Emilianny Rafaely Batista Magalhães

José Wagner Alves Garrido

Ana Carla da Fonseca Ferreira

Francinaldo Leite Silva

Magna Angélica dos Santos Bezerra Sousa

CAPÍTULO 6

CADÊ A ÁGUA QUE ESTAVA AQUI? DISPONIBILIDADE E QUALIDADE HÍDRICA NO SEMIÁRIDO, 175

Gleydson Kleyton Moura Nery

Janiele França Nery

Fabiana Xavier Costa

CAPÍTULO 7

UMA BREVE REVISÃO SOBRE FOTOCATÁLISE HETEROGÊNEA COMO TÉCNICA PARA DEGRADAÇÃO DE CONTAMINANTES EMERGENTES E DE DESINFECÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS, 199

Ronaldo dos Santos Falcão Filho

Elton da Nóbrega Silva

Maitê Medeiros de Santana e Silva

André Luís Lopes Moriyama

Carlson Pereira de Souza

CAPÍTULO 8

METODOLOGIA DE ANÁLISE DE DESCRIÇÃO QUANTITATIVA DE FILTROS PARA REMOÇÃO DE IMPUREZAS, 225

Gustavo Marques Calazans Duarte

Marco Antônio Calazans Duarte

Ada Cristina Scudelari

André Luís Calado Araújo

Italla Medeiros Bezerra

CAPÍTULO 9

DIMENSIONAMENTO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA NO SEMIÁRIDO POTIGUAR, 251

Ana Beatriz Alves de Araújo

Rafael Oliveira Batista

Fabiana Xavier Costa

Francisco de Oliveira Mesquita

CAPÍTULO 10

REÚSO DA ÁGUA PARA FINS AGRÍCOLAS E SUA IMPORTÂNCIA NA SUSTENTABILIDADE DO SEMIÁRIDO NORDESTINO, 287

Nilene Rodrigues dos Santos

Fabiana Xavier Costa

Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça

Marcos Barros de Medeiros

Edmilson Dantas da Silva Filho

CAPÍTULO 11

ÁGUA RESIDUÁRIA E BIOSSÓLIDO NA AGRICULTURA: UM ENFOQUE NO SEMIÁRIDO, 315

Fabiana Xavier Costa

Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça

Nilene Rodrigues dos Santos

Marcos Barros de Medeiros

Salomão de Sousa Medeiros

SOBRE OS AUTORES, 343

APRESENTAÇÃO

O semiárido brasileiro possui uma área que compreende a maior parte de todos os Estados da região Nordeste (86,48%), a região setentrional do estado de Minas Gerais (11,01%) e o norte do Espírito Santo (2,51%), ocupando uma área total de e 1,03.000.000 km² correspondendo cerca de 12% do território brasileiro. Aproximadamente 12,3% da população brasileira vivem atualmente no semiárido brasileiro, destes 43% vivem na zona rural.

O semiárido brasileiro apresenta o índice pluviométrico entre 200 mm a 800 mm, considerado um dos maiores do mundo. Contudo, sabe-se que as chuvas são concentradas em poucos meses do ano e quando se associa ao alto índice de evaporação da região de 3.000 mm por ano, isso provoca um elevado déficit hídrico, integrando ainda a característica da cobertura vegetal esparsa, especialmente no bioma caatinga, que favorece o escoamento superficial em detrimento da infiltração, reduzindo mais a disponibilidade hídrica, tornando desafiadora a convivência no semiárido brasileiro, necessitando de políticas públicas que possam implementar técnicas alternativas de captação, armazenamento e uso racional do recurso hídrico.

É sabido que a carência de água na região semiárida impede o desenvolvimento da região e faz com que as populações continuem vulneráveis à ocorrência de secas, especialmente quando se trata do uso múltiplo da água nas comunidades rurais. Assim, faz-se necessário ampliar e fortalecer a infraestrutura hídrica, com uma gestão adequada, tornando requisitos essenciais para a solução da escassez hídrica, servindo como elemento primordial para minimizar o êxodo rural e promover o desenvolvimento regional.

Desta forma, visando aumentar a oferta de água para atender às necessidades das atividades humanas do semiárido e considerando as recomendações do Capítulo 18 da Agenda 21, relacionadas ao desenvolvimento de novas fontes alternativas de abastecimento de água, elaboramos esta publicação fruto da parceria entre a Universidade Estadual da Paraíba e o Instituto Nacional do Semiárido que consta

apresentação dos estudos de pesquisadores que desenvolvem pesquisas voltadas para o desenvolvimento sustentável do semiárido, contidas em 11 capítulos, englobando os temas sobre: disponibilidade hídrica, uso racional dos recursos hídricos, tratamento de fontes alternativas de água, técnicas inovadoras de tratamento de águas residuais e aplicação do reúso de águas residuais no semiárido brasileiro.

Desta forma, esperamos contribuir para uma convivência digna e de qualidade com o alcance do uso sustentável e contínuo dos recursos hídricos na região semiárida.

Weruska Brasileiro Ferreira

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

PREFÁCIO

Prefaciар um livro não é tarefa fácil, pois a responsabilidade é enorme, em especial, quando se trata de um assunto que interessa a toda humanidade, os recursos hídricos, que sem ele não haveria vida, pois dependemos direta e indiretamente da água, que é um recurso natural renovável e, por isso, deveria ser um bem comum a todos.

As informações apresentadas neste livro comprovam a existência de conhecimento sobre os recursos hídricos e possibilitam a promoção desses recursos como segmento com grande perspectiva econômica, especialmente para o semiárido brasileiro. Com a captação de água de chuva, tratamento de água e reúso agrícola, a água poderá, sem dúvida, ser explorada de forma inteligente, econômica e ambientalmente correta em todo o semiárido nordestino.

Nos 11 capítulos deste livro, abordamos os principais segmentos dentro dos recursos hídricos: captação de água de chuva, tratamento de água e reúso agrícola. Todos eles são de grande relevância social, política, econômica e ambiental para o semiárido brasileiro.

A política governamental dos recursos hídricos abre grande perspectiva na ampliação da captação, tratamento e reúso agrícola de água no país, onde tem áreas agrícolas disponíveis e necessitadas, solos e climas propícios para receber uma grande demanda de macro e micronutrientes oriundos da água residuária, um parque industrial pronto para absorver grandes adicionais de produção e produtores com conhecimento sobre os recursos hídricos.

Esta primeira edição servirá de suporte em termos de conhecimento e tecnologia necessários a uma exploração racional e autossustentável desses recursos hídricos no Brasil.

Fabiana Xavier Costa

Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

CAPÍTULO 1

IMPORTÂNCIA DO APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça

Fabiana Xavier Costa

Marcos Barros de Medeiros

Nilene Rodrigues dos Santos

Salomão de Sousa Medeiros

INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos naturais mais valiosos e utilizados no mundo. O seu aproveitamento de forma dissoluta e a falta de investimentos em obras hídricas contribuíram para a escassez e redução considerável do seu volume, o que levou pesquisadores e cientistas a desenvolverem estudos e tecnologias para viabilizar a captação e tratamento das águas pluviais para consumo humano. Esforços diversos estão sendo utilizados para captação e aproveitamento de águas pluviais em regiões de maior escassez deste recurso.

Na região semiárida do Nordeste brasileiro, foi dado um novo direcionamento objetivando mitigar os problemas gerados pela seca, buscando a convivência com a mesma através de políticas públicas e práticas sustentáveis.

Segundo Gardner, Coombes e Marks (2004), os sistemas de aproveitamento de água de chuva na Austrália proporcionam uma economia de 45% do consumo de água nas residências e de 60% na agricultura. No Japão, a coleta da água da chuva ocorre de forma bastante intensa e difundida, promovendo o abastecimento de água de forma convencional (FENDRICH & OLIYNIK, 2002).

O aproveitamento e reúso de água de chuva são uma solução para o problema da escassez da água por se tratar de uma das soluções mais simples e baratas para a preservação da água potável. A necessidade e o crescente interesse pelo

aproveitamento da água da chuva têm sido alvo de muitas pesquisas (BILOTTA & DANIEL, 2006; LOBO; COSTA; WISBECK, 2009; SÁ SILVA *et al.*, 2003; WALKING-RIBEIRO *et al.*, 2008) e investigações buscando otimizar sua utilização para fins de consumo humano, especialmente como água potável de mesa.

Uma questão que deve ser considerada nos sistemas de aproveitamento de águas de chuva é a qualidade da água captada, especialmente se for para atender a todas as necessidades domésticas ou para consumo humano. De um modo geral, a água de chuva, devido ao processo de destilação natural que sofre, pode ser considerada de boa qualidade. De acordo com Silva & Domingos (2007), dependendo do local, a chuva pode apresentar poluentes, especialmente em regiões próximas aos grandes centros urbanos ou a áreas bastante industrializadas.

A água de chuva captada geralmente é utilizada para fins não potáveis, devido ao tratamento primário que é utilizado com o objetivo de remover as partículas grosseiras (CRUZ *et al.*, 2017). Para o uso de água de chuva para fins potáveis, é indispensável a realização de um tratamento mais eficiente de forma a eliminar poluentes atmosféricos que possam estar presentes nas superfícies de coleta da água durante a precipitação, bem como a remoção de agentes patógenos.

O aproveitamento de água de chuva é algo difundido em vários países do mundo, sendo em algumas regiões a única fonte de acesso à água (KOBİYANA, 2005). Conforme a Portaria de consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde, a qual revoga a portaria anterior de nº 2914/2011, define que água para consumo humano é aquela destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem, e define que água potável é a água que atenda ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria e que não ofereça riscos à saúde. Desta forma, a água de chuvas, captada e armazenada, deve apresentar padrões de água potável, que conforme o Anexo 1 da portaria nº 5/2017 para as análises de E. Coli e Coliformes totais, devem ser ausentes em 100 mL.

Assim, este estudo objetiva apresentar a importância do aproveitamento da água de chuvas no semiárido nordestino.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A escassez da água, problema global resultante de fatores como, consumo cada vez maior dos recursos hídricos, mau uso que se faz dos mesmos, da urbanização desordenada, da poluição, do desperdício e, sobretudo, da falta de aplicabilidade das políticas públicas que estimulam o uso sustentável da água.

A utilização deste recurso tem aumentado consideravelmente nas últimas décadas, seja para o consumo humano, industrial ou agrícola, em virtude do crescimento populacional ocorrido, no último século, devido ao aumento do consumo

de água e sua grande escassez em algumas regiões (LIMA, 2009), em especial em regiões como o semiárido brasileiro, onde a escassez de água é algo constante.

De acordo com Cirilo *et al.* (2007), o semiárido brasileiro se estende por uma área que abrange a maior parte de todos os estados do Nordeste (86,48%) e a parte setentrional de Minas Gerais (11,01%), no Sudeste. Porém, essa área foi demarcada várias vezes ao longo dos últimos 75 anos, baseada em diversos critérios.

A primeira delimitação foi definida pela Constituição Federal de 1934 sob a alcunha de “Polígono das Secas” a qual compreendia a área do Nordeste brasileiro reconhecida pela legislação como sujeita a repetidas crises de prolongamento das estiagens (EGLER, 2005). Essa área constituía o “plano sistemático de defesa contra os efeitos da seca” da Lei nº. 175, de 05/01/1936 (AGUIAR, 1983). Desse modo, o Polígono das Secas foi definido, conforme ilustrado na Figura 1.

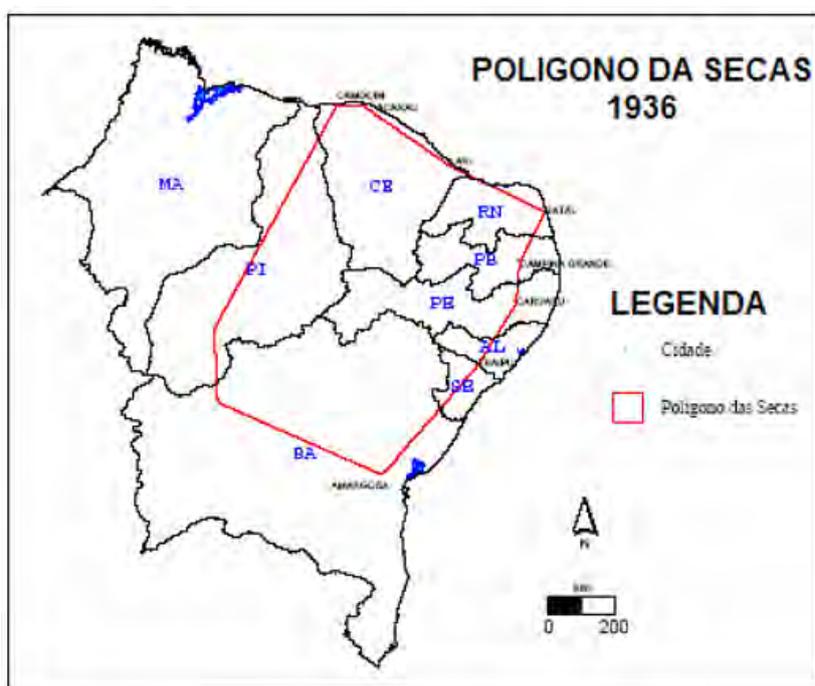


Figura 1- Polígono das secas
Fonte: Egler, 2005.

Com o desenvolvimento de pesquisas e estudos sobre o clima foi possível concluir não ser a ausência de chuvas, mas a distribuição irregular, agregada a uma alta taxa de evapotranspiração, que resulta no conhecido fenômeno da seca, que atinge a população residente, pois a precipitação anual se concentra em três ou quatro meses, havendo grande variação de ano para ano (CIRILO *et al.*, 2007). Assim ocorreu uma nova delimitação da área, apresentando como uma das justificativas a ampliação da área de atuação, incluindo, por exemplo, o vale do Jequitinhonha,

em Minas Gerais. Para isso, era necessário haver contiguidade do espaço geográfico, objetividade dos critérios adotados, permanência temporal dos indicadores e compatibilidade com a malha municipal. Além disso, para serem considerados como pertencentes ao semiárido, os municípios tinham que atender a pelo menos um dos três critérios técnicos pré-requisitados: a isoieta de 800 mm, o índice de aridez e o risco de seca. Assim, o semiárido brasileiro é uma região definida na Lei Federal nº 7827 de 27 de setembro de 1989 e delimitada pelo Ministério da Integração Nacional - MI. Substituindo o Polígono das Secas, com abrangência de 1.128,697 km², compreendendo todos os estados da Região Nordeste, além do Sudeste (13,52%), do estado de Minas Gerais. A Figura 2, ilustra a atual delimitação do semiárido brasileiro.

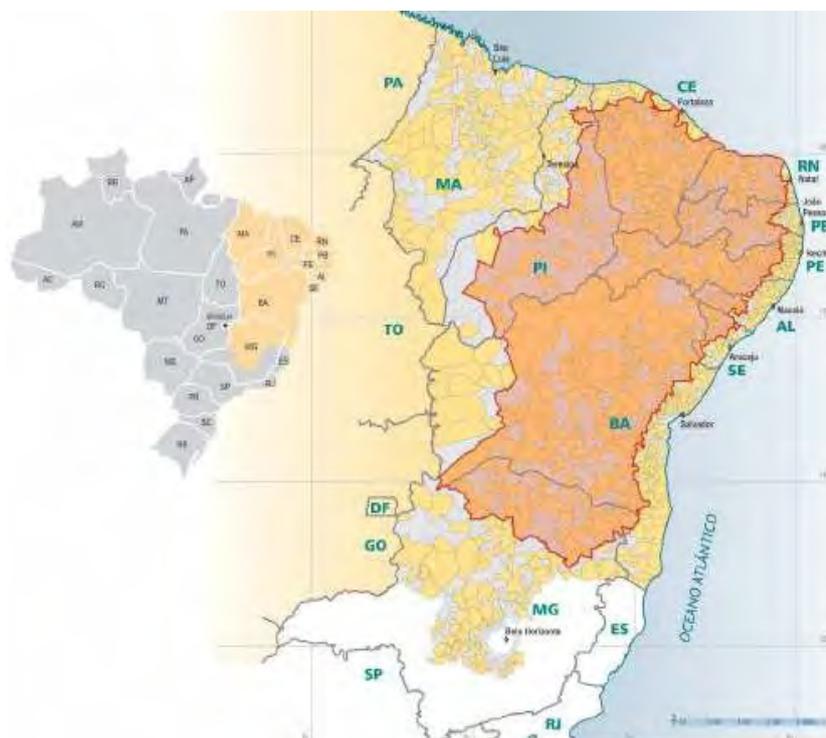


Figura 2 - Delimitação do semiárido brasileiro pelo MI
Fonte: Brasil, 2006.

A região semiárida do Brasil expõe como fator de destaque o clima, responsável pela variação dos outros elementos que compõem as paisagens. Ao clima estão adaptados a vegetação e os processos de formação do relevo, ocorrendo o predomínio de um processo sobre outro e de acordo com a época do ano, período seco ou chuvoso; os solos são, em geral, pouco desenvolvidos em função das condições de escassez das chuvas, tornando os processos químicos mitigados.

As condições de semiaridez relacionam-se, principalmente, aos seguintes aspectos naturais: irregularidade espacial e temporal das precipitações pluviométricas; precipitações médias anuais iguais ou inferiores a 800 mm; temperaturas médias anuais entre 23 e 27°C; e evapotranspiração média de 2000 mm/ano (ALBUQUERQUE; RÊGO, 2013).

Conforme Galvão *et al.* (2002), no semiárido nordestino, a principal fonte de abastecimento são os açudes que, por serem mananciais superficiais, ficam à mercê da reposição desses reservatórios por meio de chuvas que ocorrem irregularmente e em um curto período do ano. Apesar da ocorrência de eventos que garantam um maior volume de água, o armazenamento nos açudes é comprometido pelos elevados índices de evaporação (GALVÃO *et al.*, 2013).

As condições exibidas nas regiões semiáridas concretizam o fenômeno denominado seca, o qual atinge grande porção do Nordeste brasileiro, sobretudo, pelos cenários de estiagens prolongadas. De acordo com Paulo *et al.* (2015), a seca pode ser definida como o desequilíbrio natural e temporário em relação à ocorrência de precipitações, geralmente caracterizadas pelas alturas pluviométricas abaixo da média e incertezas na frequência, duração e intensidade de suas ocorrências.

Nos últimos anos, os reservatórios de alguns Estados nordestinos entraram em colapso, somado a essa problemática, é de conhecimento que, em muitas cidades da região, a presença de água encanada oriunda de um sistema público de tratamento e abastecimento de água ainda não é realidade em todos os municípios, em especial nas comunidades rurais. Já nas cidades que possuem sistema de abastecimento público também existe a problemática da falta de água, a exemplo do período de crise hídrica ocorrido no período de 2012 a 2017, na cidade de Campina Grande, em que os níveis do reservatório que abastecia a cidade atingiu o nível de 8,2% em julho de 2016 (LUCENA, 2018), diante deste cenário a busca por fontes alternativas de captação de água foram bastante discutidas por autoridades e pesquisadores, e a estratégia que foi e vem sendo difundida é a construção de sistemas de captação e armazenamento de água da chuva, criando reservas de água para os períodos de estiagem (SANTOS *et al.*, 2015).

Assim, uma das estratégias de convivência com o semiárido defendida e valorizada por técnicos, pela sociedade civil e por estudiosos como uma alternativa que atende mais adequadamente às necessidades de uma população dispersa por um imenso espaço, são os sistemas de captação e armazenamento de água da chuva, criando reservas, usando tecnologias tais quais o barreiro trincheira, as cisternas calçadão, de pedra e de placa, entre outras.

Nesta perspectiva, surge a necessidade de buscar soluções alternativas para conservar a água potável e, conseqüentemente, a procura por novas fontes de abastecimento e revisão do uso da água pela população. Segundo Palla *et al.* (2012), uma

forma de conservação e preservação dos escassos recursos hídricos disponíveis é a utilização de fontes alternativas de água, como o aproveitamento imediato da água de chuva, por exemplo.

Segundo Andrade Neto (2013), a adoção de reservatórios para armazenamento imediato da água da chuva é uma prática já disseminada em muitos países, sendo, portanto, considerada uma alternativa viável. A captação da água de chuva é uma tecnologia que inicialmente foi adotada por comunidades rurais para atender os diferentes usos no núcleo familiar, inclusive para usos potáveis. Entretanto, com os sérios problemas hídricos enfrentados em diferentes regiões, que afetam diretamente o abastecimento público, essa tecnologia tem sido adotada também em meios urbanos sejam públicos ou privados, como uma fonte complementar ao sistema de abastecimento.

Disponibilidade hídrica no Brasil

Há uma grande desigualdade em relação aos recursos hídricos nas diferentes regiões do planeta, enquanto certas localidades passam por situações críticas de escassez, outras possuem esses recursos em abundância. Fazendo-se uma comparação quanto à disponibilidade de recursos hídricos entre os continentes, verifica-se que as Américas possuem a maior oferta de água, onde somente o Brasil possui cerca de 12% de toda a água doce superficial, enquanto que a Austrália e Oceania apenas 6%.

No Brasil, a maioria dos sistemas de abastecimento utiliza águas de mananciais superficiais, principalmente em regiões que possuem baixo potencial hídrico de águas subterrâneas, como por exemplo, os Estados de Pernambuco, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Paraíba, que em sua maioria são abastecidos por fontes superficiais.

O crescente aumento populacional vem impactando diretamente a disponibilidade dos recursos hídricos no Brasil e no mundo. Diante desse cenário, a disponibilidade hídrica vem sendo afetada, tanto sob o ponto de vista qualitativo quanto quantitativo. No Nordeste brasileiro, tal situação é potencializada pelos elevados índices de evaporação e distribuição irregular das chuvas. Jatobá *et al.* (2017) mostram que a costa oriental do Nordeste apresenta uma pluviometria média anual de chuvas de 2000 mm ou mais, ao passo que áreas de depressão sertaneja (região semiárida) apresentam precipitações médias anuais da ordem de 400 mm.

Nesta perspectiva, surge a necessidade de buscar soluções alternativas para conservar a água potável, e conseqüentemente a procura por novas fontes de abastecimento e revisão do uso da água pela população.

O uso de reservatórios e/ou cisternas para captação e armazenamento da água de chuva para consumo doméstico é uma prática milenar em várias regiões do mundo e, atualmente, tem merecido maior interesse e ampla aplicação. No meio rural, as águas de chuva armazenadas em cisternas são utilizadas para consumo doméstico. Nas cidades, as cisternas prestam-se, principalmente, para controle de enchentes, mas também podem ser uma importante fonte complementar de suprimento de água. Ademais, é uma tecnologia ecologicamente sustentável e de aplicação difusa e socialmente justa.

Nesse contexto, o aproveitamento das águas pluviais surge como um importante papel para o aumento da oferta de água, além de reduzir os impactos sobre o ambiente. Muitas regiões com problemas de escassez de água já fazem uso da água de chuva, como por exemplo, o semiárido brasileiro, que possui tradição nesse tipo de tecnologia social, cuja adoção foi alavancada pelas ações do Programa um Milhão de Cisterna (P1MC) e o Programa Uma Terra e Duas Águas (P1+2) que, juntos, contemplam mais de 596.917 cisternas rurais e aproximadamente 95.000 cisternas para uso familiar e comunitário (ASA, 2017).

A captação e o manejo da água de chuva têm sido uma técnica popular desenvolvida por diferentes povos em diversas partes do mundo, há milhares de anos, especialmente em regiões áridas e semiáridas. Gnadlinger (2015) salienta que, nas Américas, os povos indígenas pré-colombianos usavam a captação e o manejo de água de chuva em larga escala. Menciona-se o caso do México que é, como um todo, rico em antigas e tradicionais tecnologias de manejo de água de chuva.

Estima-se que o maior sistema de captação das águas de chuva existente é a gigantesca obra que se destina a captar, transportar e estocar águas pluviais urbanas de Tóquio, para evitar inundações e transbordamentos de rios e, ao mesmo tempo, servir de fonte de água potável, após tratamento (ANDRADE NETO, 2013).

Aproveitamento de água de chuva

O aproveitamento da água de chuva é uma prática milenar, realizada nas diferentes regiões do mundo, como fonte de água limpa para o uso doméstico e produção de alimentos, que em muitas localidades foi abolida devido a ampliação do sistema de abastecimento. No entanto, as pressões sobre os recursos hídricos vêm fazendo que essa técnica volte a ser utilizada onde era difundida, ao tempo que passa a ser utilizada em regiões onde até então eram desconhecidas (PALMIER, 2001).

De acordo com Jones e Hunt (2009), essa alternativa ficou marcada em áreas em que o sistema de abastecimento era limitado pelas condições climáticas ou de infraestrutura, porém vem sendo utilizada em regiões úmidas e bem desenvolvidas,

uma vez que crescem os riscos de secas, consumo exagerado de água pela população e a necessidade de controle dos riscos provocados pela falta de manejo das águas pluviais.

A escassez da água é um problema enfrentado em diversas partes do mundo, sendo resultante do consumo cada vez maior dos recursos hídricos, do uso de forma dissoluta, da poluição, do desperdício e, especialmente, da falta de políticas públicas que estimulem o uso sustentável da água. Sua essencialidade para manutenção da vida no planeta é indiscutível. Em virtude deste panorama, pesquisadores e cientistas buscam desenvolver estudos e tecnologias para viabilizar a captação e tratamento das águas pluviais para consumo humano.

De acordo Anecchini (2005), a água destinada ao consumo humano pode se prestar a finalidades distintas, podendo-se destacar a utilização para higiene pessoal, para beber e cozinhar alimentos, designados como usos potáveis, e para outros usos não potáveis, como lavagem de roupas, carros e calçadas, irrigação de jardins e descarga de vasos sanitários. Pesquisas indicam que o consumo de água destinado ao uso não potável atinge percentuais de 30 a 40% do total de água consumida em uma residência (TOMAZ, 2003), este tipo de consumo poderia ser provido por fontes alternativas, visando à conservação da água e originando uma economia para o consumidor.

Na região semiárida do Nordeste brasileiro, foi dado um novo direcionamento ao uso da água, objetivando mitigar os problemas gerados pela seca, buscando a convivência com a mesma através de políticas públicas e práticas sustentáveis.

Os sistemas de aproveitamento de água de chuva (SAAC) são fontes alternativas potenciais quando comparados a outros meios de aumento da oferta de água, os quais podemos citar, a ativação de novos mananciais e transposição das águas entre bacias, promovendo o aumento da disponibilidade hídrica, economia de água potável proveniente do sistema de abastecimento convencional e amortecimento das águas pluviais na drenagem urbana (ANNECCHINI, 2005; INAMDAR *et al.*, 2013).

De acordo com Jones e Hunt (2009), o aproveitamento da água de chuva é ainda mais difundido em áreas em que o sistema de abastecimento é limitado pelas condições climáticas ou de infraestrutura, porém vem sendo utilizado também em regiões úmidas e bem desenvolvidas, devido à ocorrência de secas, consumo exagerado de água pela população e a necessidade de controle dos riscos provocados pela falta de manejo das águas pluviais.

Para Walsh *et al.* (2014), o aproveitamento de água de chuva é capaz de complementar as demandas de água utilizando o volume de chuva coletada, minimizar os custos do serviço de abastecimento de água e possibilitar o armazenamento de água de chuva em espaços limitados.

O aproveitamento de água pluvial permite o atendimento de inúmeros aspectos positivos, pois não ocorre apenas a redução do consumo de água potável, mas também os riscos de enchente e diminuição da degradação ao meio ambiente (ALMEIDA, 2016).

Para Almeida (2016), o sistema de aproveitamento da água da chuva pode ser considerado um sistema descentralizado de suprimento de água, com objetivo de conservar os recursos hídricos e reduzir o consumo de água potável, afirmando ainda que esses sistemas captam a água da chuva que cai sobre superfícies, direcionando-a para reservatórios de armazenamento para posterior utilização.

O aproveitamento de água de chuva também tem tido uma aplicação crescente nas zonas urbanas, pois estes sistemas funcionam como fonte alternativa de abastecimento de água, ao tempo que minimizam os problemas relacionados à indisponibilidade hídrica diante do aumento das demandas (MAIA, 2011).

É importante ressaltar que o aproveitamento de água de chuva no meio urbano não permite suprir em sua totalidade as demandas dos usuários, necessitando de maior ou menor complementação do sistema de abastecimento (BEZERRA, 2010). Assim, é necessário que a rede de abastecimento do sistema de aproveitamento de água de chuvas seja separada da rede de distribuição de água potável, para que na falta de uma das fontes de água a outra seja ativada.

Aproveitamento imediato de água de chuva: O novo paradigma de uma visão integrada da água

Mundialmente, uma mudança essencial da percepção dos recursos hídricos iniciou-se a partir da Conferência sobre Água e Meio Ambiente, em Dublin, em 1992:

A água doce é um recurso finito e vulnerável, essencial à vida, ao desenvolvimento e ao meio ambiente. O manejo eficaz de recursos de água requer, primeiro, uma abordagem holística, ligando o desenvolvimento social e econômico à proteção dos ecossistemas naturais. Em segundo lugar, o manejo da água deve basear-se em uma abordagem participativa envolvendo usuários, planejadores e formadores de opinião em todos os níveis. Em terceiro lugar, todos têm papel fundamental no fornecimento, no manejo e no uso eficiente da água. Finalmente, o manejo integrado de recursos hídricos é baseado na percepção da água como parte integrante do ecossistema, seja como um recurso natural, social ou um bem econômico (Banco Mundial, 1993).

Resultante do 5º Fórum Mundial da Água, de 2009, o Guia de Ação de Recursos Hídricos de Istambul tem por objetivo orientar governos para ajustar suas prioridades e planos de ações de acordo com as dificuldades que enfrentam no setor de

água, aprofundando a visão integrada do gerenciamento dos recursos hídricos e respeitando o ciclo hidrológico. Conforme estabelecido neste guia, deve-se manejar bacias não só do ponto de vista da água de superfície, mas integrar (I) a água de superfície, (II) a água do subsolo, (III) a água de chuva e (4) água do solo em práticas de manejo, assumindo uma abordagem holística com uma visão direcionada a um uso sustentável e à proteção ambiental. As quatro fontes de água são inter-relacionadas e afetam uma a outra; e, por isto, devem ser apropriadamente interligadas às políticas setoriais que governem as práticas de manejo de água.

Esta visão que integra a água da chuva no ciclo hidrológico exerce várias vantagens sobre uma visão apenas setorial dos recursos hídricos (HAN & PARK, 2007):

- A chuva é fonte de toda a água: A água se move dentro do ciclo hidrológico. Toda a água superficial e, em última análise, também a água subterrânea têm sua origem na água de chuva. Por isso, a captação de água de chuva devia ser considerada uma opção de fornecimento de água para os novos sistemas e os já existentes. Água de chuva no manejo integrado dos recursos hídricos em localidades semiáridas: Aspectos históricos, biofísicos, técnicos, econômicos e sociopolíticos.

- O processo de captação de água de chuva exige o manejo de toda a área sobre a qual ela ocorre, quer dizer da área da captação que é a bacia. De modo geral, o gerenciamento dos recursos hídricos acontece conforme uma linha de fluxo de água, por exemplo, de um rio sem considerar a bacia. Mudanças na pluviosidade por causa da mudança climática e na permeabilidade da superfície do solo em virtude do uso do mesmo estão modificando bastante o escoamento superficial para os rios e o abastecimento dos grandes reservatórios. O manejo destes problemas não deve ser analisado isoladamente, deve considerar a bacia como um todo. A criação de um maior número de reservatórios de retenção ou de armazenamento de pequena escala abrangendo toda bacia, não só diminuiria a ocorrência de enchentes como também o efeito de secas.

- Os sistemas de fornecimento de água geralmente se baseiam em sistemas centralizados, em que a água é captada de uma represa, tratada e distribuída em larga escala, observa-se que é necessário quantidades significativas de energia para tratamento de água e para seu transporte. Deste modo, sistemas descentralizados, associados a um manejo apropriado, reduzirão os custos e a necessidade de energia. Se introduzir a captação e o manejo de água de chuva nos atuais sistemas existentes, criar-se-á uma estrutura mais flexível e segura de manejo de água.

- A água bruta retirada de um rio pode conter turbidez, germes patogênicos ou contaminantes solúveis de uma bacia inteira, o que exige tratamento adicional e, conseqüentemente, aumento dos custos de tratamento em face ao elevado consumo de energia. Caso se coletar água de chuva onde ela precipita, os custos com tratamento são menores que os sistemas tradicionais. Outro benefício é a redução do escoamento superficial, e a diminuição de riscos de enchentes.

- A captação de água de chuva envolve diversos projetos em nível local, em lugar de um projeto grande e distante, assim envolve um grande número de atores e usuários (stakeholders), reduzindo a responsabilidade dos atuais fornecedores públicos de água.

- A mudança climática para regiões semiáridas (com aumento de temperatura, chuvas mais irregulares e intensas, e aumento da evaporação) leva a um uso mais eficiente dos recursos hídricos. Neste sentido, a credibilidade das fontes de água superficial (barragens grandes) reduz, havendo a necessidade de armazenar água em sistemas que evitem as perdas por evaporação (cisternas, barragens subterrâneas, armazenamento da água no solo e recarga da água subterrânea) (GNADLINGER, 2014), levando a uma nova expansão dos sistemas de captação de água de chuva, tanto em regiões onde já eram usados anteriormente como em áreas em que até então eram desconhecidos.

Meio Urbano – Captação e aproveitamento de água de chuva

O crescimento desordenado da maioria das cidades brasileiras vem ocasionando ocupações irregulares de terrenos urbanos que contribuem para o aumento do risco de enchente devido à impermeabilização do solo, haja vista que reduz a infiltração, como aumenta e acelera o escoamento superficial. Tradicionalmente, a solução para este risco foi a ampliação da capacidade de acumulação de água dos rios e canais e a canalização dos córregos; contudo, o entupimento de esgotos e galerias com o lançamento de lixo colocou essas medidas em “xeque” e estabeleceu a necessidade de desenvolver a gestão da água em meio urbano como resultado de planejamento integrado e de longo prazo.

De acordo com Tucci (2007), o desenvolvimento urbano tem-se caracterizado, no Brasil, pela expansão irregular da periferia com pouca obediência da regulamentação urbana relacionada com o Plano Diretor e normas específicas de loteamentos além da ocupação irregular de áreas públicas, por população de baixa renda.

Além disto, as grandes concentrações urbanas têm provocado contaminação de mananciais por resíduos orgânicos que levam a fatores de risco para a saúde, sobretudo em regiões com condições inadequadas de saneamento básico e abastecimento de água e ainda aceleram o processo de eutrofização dos corpos hídricos em virtude do aumento nas concentrações de nutrientes, tais como fósforo e nitrogênio, resultando em florações de algas em rios, lagos e reservatórios.

Conforme Oliveira *et al.* (2012), a presença de esgotos sanitários lançados nos rios pode ocasionar sua contaminação e a instalação de endemias de veiculação hídrica, que inviabilizam os mananciais para abastecimento e atividades de contato primário ou encarecem o tratamento da água para fins de abastecimento público.

Com isto, a gestão integrada das águas urbanas deve englobar o controle de cheias e drenagem urbana, a gestão dos resíduos sólidos, a ampliação das redes de saneamento básico e esgoto, como medidas complementares de abastecimento com vistas à conservação da água.

As tecnologias de armazenamento e captação de águas da chuva podem ser utilizadas como estratégia de controle de cheias, através da diminuição da quantidade de água escoada para o sistema de drenagem. Por sua vez, a água da chuva se vem consolidando como fonte alternativa para suprimento em edificações residenciais (GHISI & FERREIRA, 2007), comerciais (SILVA, 2007) e industriais (VALLE et al., 2007).

De acordo com Cervi (2010), a quantificação dos resíduos sólidos na drenagem é fundamental para uma gestão apropriada das águas urbanas e sustentabilidade ambiental, pois através desta é que se podem desenvolver métodos e medidas estruturais para o seu controle criando alternativas em prol do gerenciamento dos recursos hídricos; deste modo, a gestão integrada das águas urbanas é essencial para a sustentabilidade do desenvolvimento urbano ao longo do tempo e para a melhoria da qualidade de vida da população e conservação ambiental.

Nessa perspectiva, o Instituto Nacional do Semiárido (INSA) vem desenvolvendo estudos sobre o aproveitamento imediato das águas pluviais em suas unidades de pesquisa, ao passo que busca alternativas que aperfeiçoem os projetos de captação em áreas urbanas de cidades de pequeno porte no semiárido brasileiro. Desse modo, o objetivo deste trabalho foi avaliar a contribuição da água de chuva como fonte complementar ao sistema público de abastecimento.

Sistema de aproveitamento de água de chuva

O Instituto Nacional do Semiárido (INSA) é uma unidade de pesquisa integrante do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC), com enfoque no semiárido brasileiro. Como uma instituição federal de pesquisa, articula, realiza, promove e divulga Ciência, Tecnologia e Inovação como patrimônios universais para o bem da sociedade e, particularmente, do semiárido brasileiro. O Instituto também tem inserção internacional como correspondente científico do Brasil junto à Convenção das Nações Unidas para o Combate à Desertificação (UNCCD).

O INSA foi criado pela Lei nº 10.860, de 14 de abril de 2004, como unidade de pesquisa, na forma do disposto no Decreto nº 5.886, de 6 de setembro de 2006. O Plano Diretor do INSA para o período 2016-2019 é ajustado à Estratégia Nacional

de Ciência, Tecnologia e Inovação (ENCTI), estabelecida pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC), e ao Plano Plurianual (PPA) do governo federal, tendo como pressupostos a busca de ações articuladas entre as unidades de pesquisa, bem como as demais instituições de ensino, pesquisa e extensão atuantes em regiões áridas e semiáridas.

No Instituto Nacional do Semiárido (INSA), funcionam centros de pesquisa com realização de estudos sobre o aproveitamento imediato das águas pluviais.

Para que tal atividade seja realizada, as áreas cobertas (telhados) dos setores foram adaptadas para receber os dispositivos hidráulicos. Desse modo, as instalações receberam calhas para coleta das águas; tubos verticais e horizontais para direcionamento das águas; e tubulações para o desvio das primeiras chuvas com capacidade de descarte do primeiro milímetro; e, por fim, a implantação do sistema de armazenamento de água, composta por 34 caixas d'água com capacidade de 20.000 litros, cada unidade. A Figura 3 ilustra o layout do sistema de captação e armazenamento de água de chuva do INSA.

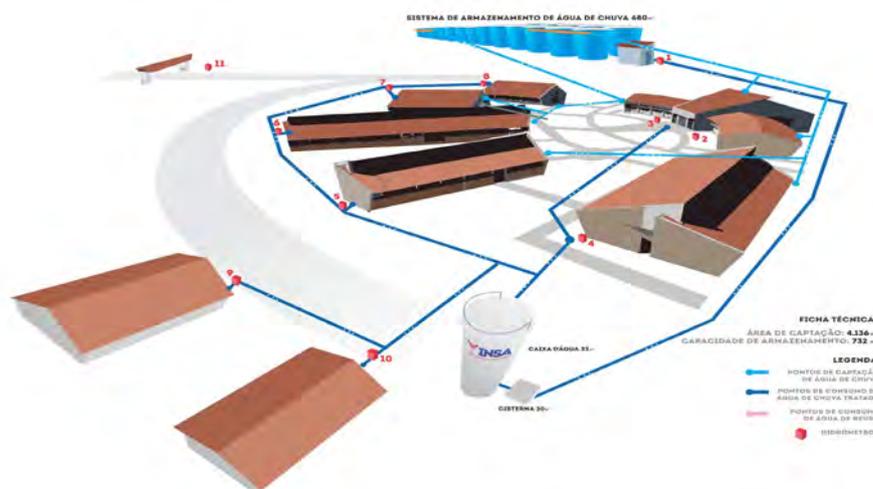


Figura 3 - Sistema de captação e armazenamento de água de chuva
Fonte: Portal.insa.gov.br

Sistema de abastecimento de água

O sistema de abastecimento de água do INSA é composto por dois sistemas que funcionam de forma interligada: o Sistema Público de Abastecimento de Água (SPAA), que fornece água através do sistema público urbano; e o complementar, proveniente do Sistema de Aproveitamento da Água de Chuva (SAAC), deste modo, na ausência de uma das fontes, a outra é acionada.

A rede de distribuição externa fornece água através do sistema público de abastecimento. Sendo assim, possui um hidrômetro externo para registrar o consumo mensal, enquanto que o sistema interno possui hidrômetros em todos os pontos de consumo, os quais são submetidos às leituras mensais.

Para o consumo ser efetivo em todos os usos, exceto a ingestão humana, a água de chuva armazenada no INSA passa por um tratamento simplificado, composto pelas etapas de filtração e desinfecção com cloro (conforme padrão de potabilidade de água vigente), e é direcionada às caixas d'água de distribuição. Partindo deste ponto, a água é distribuída para todas as instalações, por exemplo: banheiros, copas, laboratórios, jardinagem, limpeza em geral, entre outras. A Tabela 1 apresenta a área de cobertura de cada uma das instalações (prédios) que fazem parte do sistema de captação da água de chuva.

Tabela 1 - Áreas das superfícies de captação do INSA

Instalações	Área (m ²)
Setor administrativo	982
Setor técnico I e II / laboratório/ refeitório	1.879
Auditório / biblioteca / salas de treinamento	1.275
Área total de cobertura	4.136

Fonte: Dados da pesquisa (2018).

METODOLOGIA

Para realização deste estudo, utilizou-se a metodologia apresentada no Fluxograma da Figura 4.



Figura 4 - Fluxograma das etapas da pesquisa
Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

Procedimentos Metodológicos

As etapas apresentadas no fluxograma da Figura 4 estão descritas e detalhadas a seguir.

Monitoramento qualitativo do Sistema de Aproveitamento da Água de Chuva (SAAC)

O monitoramento da qualidade da água de chuva é realizado por meio da caracterização física, química e microbiológica. Os parâmetros selecionados são analisados conforme procedimentos analíticos estabelecidos em legislação específica, a Portaria de Consolidação MS nº 05/2017.

No monitoramento qualitativo, foram avaliados os parâmetros físico-químicos (Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, pH e Cloro) e microbiológicos (Coliformes Totais e E. Coli), seguindo os critérios de coleta, amostragem e periodicidade das análises. Para esse acompanhamento, foram selecionados pontos de coletas de água em diferentes locais do sistema de captação (caixas de armazenamento, cisterna e pontos de consumo direto).

Análise dos períodos de precipitação e estiagem

Para analisar os períodos de precipitação e de estiagem ao longo do ano em que este estudo foi realizado, foram coletados mensalmente dados pluviométricos na estação climatológica da sede do Instituto Nacional do Semiárido – INSA.

Monitoramento quantitativo dos sistemas de abastecimento de água

O monitoramento desse sistema é realizado através de leituras mensais em todos os hidrômetros instalados na área externa (abastecimento público realizado pela concessionária) e interna, sempre observando a variação de volume consumido entre o mês atual e o anterior. O consumo do SAAC é acompanhado por um único hidrômetro que registra o consumo mensal, já os demais hidrômetros registram o consumo individualizado (por setor) das instalações (casa de bomba, auditórios, laboratório, refeitório, setor administrativo, setor técnico I e II, casa do trabalhador, garagem e guarita). Com essas informações computadas foi possível verificar os meses de maior consumo e a contribuição da água chuva.

Determinação do consumo de água em relação a precipitação

Para determinação do consumo de água em relação a precipitação mensal foi realizada uma análise individual do consumo total e da precipitação ocorrida em cada mês correspondente.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O aproveitamento de água de chuva é uma prática bastante utilizada em diversos países do mundo, e, em regiões onde a escassez de água é maior, é a única fonte de acesso, assim, considerando o uso que se deseja propor a esta água captada, é necessário avaliar o tratamento mais eficaz. A Tabela 2 ilustra os parâmetros físico-químicos avaliados.

Tabela 2 - Parâmetros Avaliados

Parâmetros Físico-químicos	pH		Cloro residual livre		Turbidez	
	Cisterna	Consumo	Cisterna	Consumo	Cisterna	Consumo
Padrão de Referência (Port. nº 2.914/2011)	6 – 9,5		0,2 – 2,0 mg/L		Valor máximo permitido: 5 uT	
Janeiro	7,3	7,7	1,86	1,62	0,1	0,8
Fevereiro	7,2	7,2	1,32	1,71	1,0	0,6
Março	6,9	6,8	0,93	1,18	1,8	1,2
Abril	6,8	7,4	2,04	1,38	0,6	1,6
Maiο	7,3	7,8	2,94	1,42	0,8	1,0
Junho	7,6	7,3	3,31	1,11	1,0	0,9
Julho	9,2	8,8	3,19	0,96	1,0	1,2
Agosto	6,9	7,4	3,93	1,65	1,6	1,4
Setembro	7,33	7,37	2,81	1,73	0,8	0,8
Outubro	6,3	6,4	1,94	1,23	0,6	1,3
Novembro	6,5	6,11	2,06	1,74	0,9	1,6
Dezembro	6,8	8,2	1,81	1,76	1,2	0,9

Fonte: Dados da Pesquisa (2018).

De acordo com a Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde, a qual revoga a portaria anterior de nº 2914/2011, a água para consumo humano é aquela destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem, e define que água potável é a água que atenda ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria e que não ofereça riscos à saúde.

Desse modo, a água da chuva captada e armazenada para consumo nas dependências do INSA deve apresentar padrões de qualidade equivalentes aos exibidos pela água potável, que conforme o Anexo 1 do Anexo XX da Portaria nº 5/2017, a água tratada na saída do tratamento e no sistema de distribuição para as análises de E. Coli e Coliformes Totais deve estar livre destes em 100 mL.

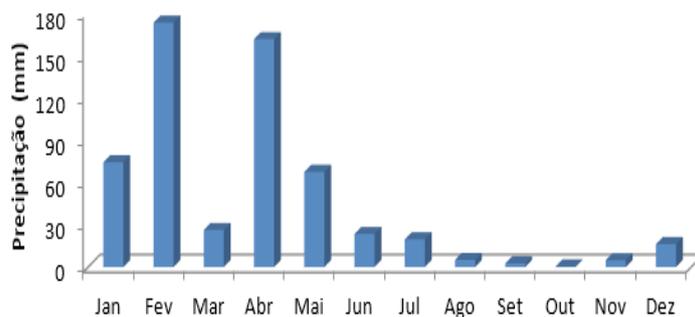
Conforme resultados obtidos nas análises microbiológicas foi possível identificar que não há presença de Coliformes totais e E. Coli. Contudo, apesar da Portaria nº 5/2017 restringir as análises microbiológicas da água para consumo humano à pesquisa das bactérias do gênero Coliforme, como indicadores de padrão de potabilidade.

De acordo com estudos realizados por Ottoni *et al.* (2014), devem-se considerar os fungos filamentosos e as leveduras como microrganismos potencialmente patogênicos da água, e alguns fungos crescem ligados a um substrato formando biofilmes, tanto em tubulações como em reservatórios, podendo sobreviver ao tratamento de desinfecção.

Segundo a Portaria nº 5/2017, no Art. 28, a determinação de bactérias heterotróficas deve ser feita como um dos parâmetros para avaliar a integridade do sistema de distribuição, ou seja, a importância da realização de outras análises além das feitas para o grupo Coliforme.

Com o objetivo de analisar os períodos de precipitação e de estiagem ao longo do ano, foram coletados dados pluviométricos na estação climatológica automática, localizada nas proximidades da sede do Instituto Nacional do Semiárido - INSA, no município de Campina Grande - PB, mesorregião geográfica do Agreste Paraibano, no Planalto da Borborema. O Gráfico 1, ilustra os resultados obtidos.

Gráfico 1 - Distribuição de precipitações mensais (mm) para o ano de 2018



Fonte: Dados da pesquisa (2018).

De acordo com os resultados obtidos, foi possível verificar a variabilidade das chuvas para o ano em análise, bem como identificar os meses mais chuvosos e

aqueles de baixas precipitações, desta forma, foi possível verificar, no período de janeiro a dezembro de 2018, um volume total de chuvas de 574,22 mm, destacando-se o mês de janeiro, fevereiro, abril e maio como os mais chuvosos.

O Gráfico 2 ilustra a distribuição mensal do consumo de água no período analisado, com utilização das duas fontes de abastecimento (SAAC + SPAA).

Gráfico 2 - Distribuição do consumo mensal de água (m³) para o ano de 2018

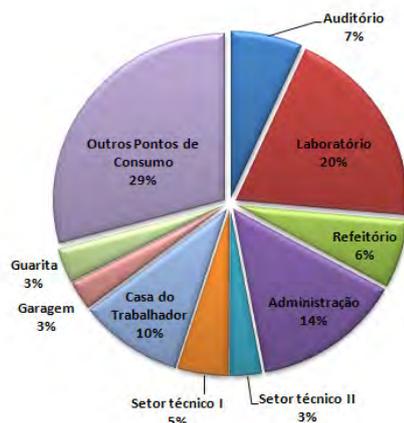


Fonte: Dados da pesquisa (2018).

Observa-se que há uma variação considerável de consumo entre alguns meses, possivelmente devido a flutuação de frequentadores em participação em eventos que ocorrem no Instituto, possíveis vazamentos em tubulações e torneiras, verificando-se que os meses de janeiro, abril, maio, julho, agosto e novembro foram os meses de maior consumo.

O Gráfico 3 ilustra os resultados obtidos para o consumo de água por setor na sede do INSA.

Gráfico 3 - Consumo de água (m³) por setor (INSA/2018)



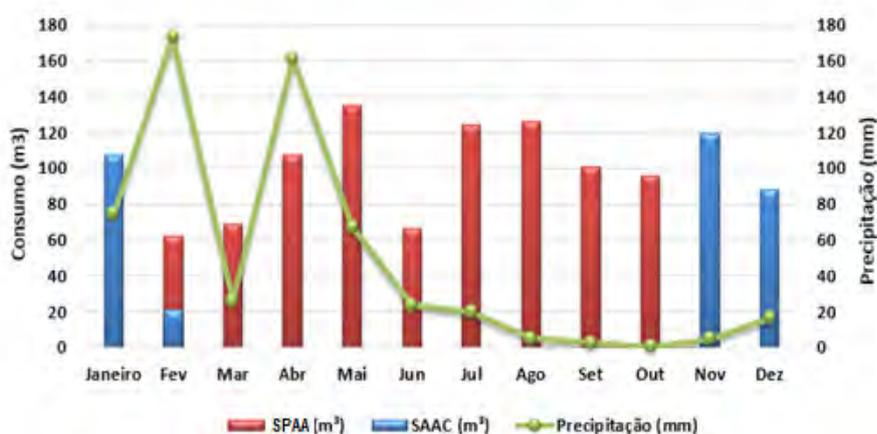
Fonte: Dados da pesquisa (2018).

Conforme resultados obtidos, verificou-se que um maior consumo de água foi realizado pelos laboratórios (20%), administração (14%) e casa do trabalhador (10%), os demais setores apresentaram um consumo inferior.

Os setores destacados apresentaram um consumo anual de 240,82m³, 171,33m³ e 119,73 m³, respectivamente. É importante ressaltar que foram tomadas medidas de conscientização no uso racional da água pelo INSA (por exemplo: aplicação do reúso de água nas atividades agrícolas experimentais e a conscientização dos usuários das instalações), visto que, devido à crise hídrica dos últimos anos que acarretou no colapso do único manancial, o açude de Boqueirão (Epitácio Pessoa), com isso, o abastecimento da cidade de Campina Grande, e demais municípios e distritos circunvizinhos ficou prejudicado.

O Gráfico 4 ilustra os resultados obtidos para o consumo de água em relação a precipitação (mm).

Gráfico 4 - Consumo de água (m³) X precipitação (mm) - INSA/2018



Fonte: Dados da pesquisa (2018).

Conforme resultados obtidos, verifica-se que, quando avaliado o consumo mensal de água proveniente das duas fontes de abastecimento (Sistema Convencional e Sistema de Abastecimento de Água da Chuva), foi possível identificar que, na maioria dos meses de 2018, o abastecimento do Instituto foi realizado exclusivamente pelo sistema de abastecimento de água de chuva (SAAC), enquanto que os meses de janeiro, novembro e dezembro foram atendidos unicamente pelo sistema público de abastecimento.

O consumo total de água (m³) em 2018, proveniente das duas fontes de abastecimento (SPAA + SAAC), foi de 1.221 m³, sendo que o consumo do SPAA foi de 886 m³ (73%) e o SAAC com um consumo de 335 m³ (27%). Uma outra análise

realizada foi o consumo exclusivo da água de chuva, realizado durante o período de desenvolvimento deste estudo, e isto acarretou em uma economia no custo do serviço público de fornecimento de água (conforme estrutura tarifária praticada em cada ano pela concessionária estadual), mostrando a sustentabilidade técnica e econômica do aproveitamento das águas pluviais. O total economizado com o consumo da água de chuva em 2018, no INSA, foi de R\$ 10.921,00.

Em decorrência das recargas de chuva, observadas nos primeiros meses do ano, ao sistema de abastecimento, foi possível suprir o consumo realizado pelo INSA durante oito meses consecutivos, suprido exclusivamente pela água de chuva. Portanto, à medida que as águas foram captadas, estas eram armazenadas e destinadas ao sistema de distribuição para o consumo.

Diante da problemática da escassez dos recursos hídricos e do potencial de aproveitamento das águas pluviais, outros locais e instituições, no Brasil e no mundo, também realizaram ações neste sentido, a exemplo do estado do Ceará que, de acordo com Rabelo e Lima Neto (2018), foi um dos Estados que mais investiu em infraestrutura hídrica diante da crise.

Nascimento *et al.* (2016), investigando o potencial de aproveitamento de água de chuva na Universidade Federal do Pará - UFPA, assim como o potencial de economia de água potável, indicaram que os bons índices pluviométricos na região favorecem o aproveitamento da água de chuva, contribuindo para o uso racional e a preservação dos recursos hídricos. Em relação ao potencial de aproveitamento da água de chuva, devido aos altos índices pluviométricos e as grandes áreas de captação levantadas, constatou-se que a UFPA possui potencial real e favorável para utilizar a água de chuva como forma alternativa de abastecimento.

Moruzzi *et al.* (2016), fazendo uma análise do potencial e das demandas de águas pluviais no Aeroporto Internacional de São Paulo (AISP), em Guarulhos, por meio de análises do potencial de uso da água de chuva, capacidade de armazenamento e retorno dos recursos envolvidos na instalação do sistema de captação e armazenamento, chegaram à conclusão de que podem atender à demanda dos usos do local, inclusive para altas demandas, com período de retorno do investimento de 3,5 a 7 anos.

No Brasil, a crise hídrica teve seu agravamento a partir do ano de 2014, sendo o Sudeste uma das regiões mais afetadas, porém a região Nordeste já convive há anos com esta realidade. A problemática da falta de água tem sido algo recorrente, a exemplo do período de crise hídrica ocorrido nos anos de 2012 a 2017 na cidade de Campina Grande, em que o reservatório que abastece a cidade atingiu o nível de 8,2% em julho de 2016 (LUCENA, 2018); diante deste cenário, a busca de fontes alternativas de captação de água foi bastante discutida por autoridades e pesquisadores, e a estratégia que foi e vem sendo difundida é a construção de sistemas

de captação e armazenamento de água da chuva, criando reservas de água para os períodos de estiagem (SANTOS et al., 2015).

Nos últimos dez anos, o governo brasileiro tem dedicado uma atenção considerável ao processo de universalização da água, a partir de programas que buscam amenizar os efeitos da seca provocados por períodos prolongados de falta de chuva, buscando amenizar os problemas provocados à população das zonas mais afetadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A captação imediata da água de chuva é uma técnica que se mostrou viável como fonte complementar ao sistema público de abastecimento, sendo uma forma de conservação e preservação dos recursos hídricos disponíveis em nossa região. Para o período analisado (2018), foi possível verificar que mesmo vindo de um grave cenário de crise de abastecimento em nosso município e região, o SCAC, instalado no INSA, contribuiu em 100% de economia de água para os meses de março a outubro do referido ano, representando um consumo de 73% (886 m³). Já o SAAC contribuiu com um volume consumido de 27% (335 m³), para os meses restantes.

Existe um amplo conhecimento tecnológico que deve ser utilizado de forma mais competente com vistas ao aproveitamento imediato da água de chuva para diversos usos, sobretudo para maximizar a relação benefício/custo, aumentar a segurança sanitária dos sistemas e, assim, assegurar a distribuição e qualidade da água. Destaca-se a necessidade da continuidade de estudos voltados ao meio urbano, bem como o monitoramento do sistema e estudos mais avançados no tocante à captação e o armazenamento da água de chuva.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, Pinto de Aguiar. **Nordeste, o drama das secas**. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 1983.

ALBUQUERQUE, J. P. T; RÊGO, J. C. **O semiárido brasileiro: aspectos gerais**. In: GALVÃO, C. O. et al. **Recursos hídricos para a convivência com o semiárido: abordagens por pesquisadores no Brasil**, Portugal, Cabo Verde, Estados Unidos e Argentina. Porto Alegre: ABRH; Recife: Ed. Universitária da UFPE. 598 p. 2013.

ANDRADE NETO, C. O. Aproveitamento imediato da água de chuva. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais - GESTA**, v. 1, n. 1, p. 73-86, 2013. APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC, 22TH ed. 2013.

ANNECCHINI, K. P. V. **Aproveitamento da água da chuva para fins não potáveis na cidade de Vitória (ES)**. Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico. 2005.

ASA. **Programa de Formação e Mobilização Social para a Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais**. Disponível em: www.asabrasil.gov.br. Acesso em: 20 de jan. 2019.

BEZERRA, S. M. C.; CHRISTAN, P.; TEIXEIRA, C. A.; FARAHBAKHS, K. Dimensionamento de reservatório para aproveitamento de água de chuva: comparação entre métodos da ABNT NBR 15527:2007 e Decreto Municipal 293/2006 de Curitiba, PR. **Ambiente Construído**. Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 219-231, 2010.

BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Ozônio e radiação UV na inativação de indicadores patogênicos em esgoto sanitário: análise comparativa. **Minerva**, v. 3, n. 2, p. 199-207, 2006.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **Atlas Nordeste**. Brasília, DF: ANA, 2006.

CERVI, E. C. (2010), “Qualificação e quantificação de resíduos sólidos do arroio Ouro Verde no município de Foz do Iguaçu-PR”. Foz do Iguaçu: Faculdade Dinâmica de Cataratas. Projeto de Trabalho Final de Graduação.

CIRILO, José Almir. *et al.* Caracterização do semiárido brasileiro. In: *et al.* (Org) **O uso sustentável dos recursos hídricos em regiões semiáridas**. Recife: EDUFPE, 2007, p. 33-63.

CRUZ, Josias da Silva; TEIXEIRA, Luiza Carla Girard Mendes; MENEZES, Helenice Quadros. Verificação da potabilidade de água de chuva através de filtro lento e desinfecção ultravioleta. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, V. 11, 2017.

EGLER, Cláudio Antônio Gonçalves (Coord.) **Atlas digital dos sertões**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2005.

FENDRICH, R.; OLIYNIK, R. **Manual de utilização das águas pluviais: 100 Maneiras Práticas**. Curitiba: Livraria do Chain Editora, 2002. GARDNER, T.; COOMBES, P.; MARKS, R. Use of rainwater at a range of scale in Australian urban environments, 2004. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/12040>. Acesso em: 12 jul. 2019.

GALVÃO, C. O. **Recursos hídricos para a convivência com o semiárido: abordagens por pesquisadores no Brasil, Portugal, Cabo Verde, Estados Unidos e Argentina**. Porto Alegre: ABRH; Recife: Ed. Universitária da UFPE. 598 p. 2013.

GALVÃO, C. O. et al. Sustentabilidade da Oferta de Água para Abastecimento Urbano no Semiárido Brasileiro: O caso de Campina Grande. **In: Seminário: Planejamento, Projeto e Operação de Redes de Abastecimento de Água – O Estado da Arte e Questões Avançadas.** João Pessoa, 2002.

GHISI, E.; FERREIRA, D (2007), “Potential for potable water saving by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil”, *Building and Environment*, vol. 42, p.2512-2522.

GNADLINGER, J. *Água de chuva no manejo integrado dos recursos hídricos em localidades semiáridas: Aspectos históricos, biofísicos, técnicos, econômicos e sociopolíticos.* In: SANTOS et al. *Captação, Manejo e Uso de Água de Chuva.* Campina Grande: ABCMAC/INSA, 2015. p. 37-74.

Han, M.; Park, J. (2007), “Innovative Rainwater Harvesting and Management in Korea” 13th International Rainwater Catchment Systems Conference, Sydney, Austrália, CD Rom.

INAMDAR, P. M.; COOK, S.; SHARMA, A. K.; CORBY, N. CONNOR, J. O.; PERERA, B. J. C. A GIS based screening tool for locating and ranking of suitable stormwater harvesting sites in urban areas. *Journal of Environmental Management.* v.128.p. 363-370, 2013.

JATOBÁ, L.; SILVA, A. F; GALVÍNCIO, J. D. A dinâmica climática do semiárido em Petrolina - PE. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 1, p. 136-149, 2017.

JONES, M. P.; HUNT, W.F. Performance of rainwater harvesting systems in the southeastern United States. *Resources, Conservation and Recycling.*v.54, p. 626-629, 2009.

LOBO, M. G.; COSTA, B. P.; WISBECK, E. Avaliação da desinfecção de água em reator utilizando radiação ultravioleta. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 3, n. 1, p. 21-36, 2009.

LUCENA, Dátia Paula Marques Maia. **Simulações da implantação de ações de gestão no açude Epitácio Pessoa e seus impactos na crise hídrica em Campina Grande-PB e região.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, 112fls, 2018.

MAIA, A. G.; SANTOS, A. L.; OLIVEIRA FILHO, P. C. Avaliação da economia de água potável com a implantação de um sistema de aproveitamento de água de chuva: estudo de caso no município de Irati, Paraná. *Revista Ambiência Guarapuava.* v.7.n.1.p. 51- 63, 2011.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria de Consolidação nº 05 - **Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**, 2017.

MORUZZI, R. B.; SOUSA JUNIOR, W. C.; ARDUINO, J.; JULIO, M. Avaliação do aproveitamento de água pluvial para atendimento de uso não potável no Aeroporto Internacional de São Paulo/Guarulhos. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 17-28, 2016.

NASCIMENTO, T. V; FERNANDES, L. L.; YOSHINO, G. H. Potencial de aproveitamento de água de chuva na Universidade Federal do Pará, Belém - PA. **Revista Monografias Ambientais**, v. 15, n. 1, p. 105-116, 2016.

OLIVEIRA, P. V.; SILVA, R. C. P.; PAZ, D. H. F.; ARAÚJO, G. V. R. de; TAVARES, R. G (2012), "Contaminação de esgoto doméstico na Bacia do Rio Ipojuca, Pernambuco". *In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, 11. **Anais...**, João Pessoa: ABRH, p. 1-13.

OTTONI, Lilian Cristina Camargo; YAMAGUCHI, Natália Ueda; OYAMA, Jully; YAMAGUCHI, Mirian Ueda. Ocorrência de fungos em água para consumo humano. **Enciclopédia Biosfera**. v. 10, n. 18, 2014.

PALLA, A.; GNECCO, I.; LANZA, L. G.; BARBERA, P. L. Performance analysis of domestic rainwater harvesting systems under various European climate zones. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 62, p. 71-80, 2012.

PALMIER, L. R. A necessidade das bacias experimentais para a avaliação da eficiência de técnicas alternativas de captação de água na região semiárida do Brasil. *In: 3º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva no Semiárido*. Campina Grande-PB. 2001.

PAULO, A. A. **Análise espacial, temporal e tendências das secas em Portugal usando o índice SPI aplicado a dados observados, PT02 e séries longas**. Predictabilidade Sazonal de Secas, p. 19. 2015.

RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. **Revista DAE**, v. 66, n. 212, p. 61-79, 2018.

SÁ SILVA, C. A.; ANDRADE, N. J.; SOARES, N. F. F. et al. Evaluation of ultraviolet radiation to control microorganisms adhering to low-density polyethylene films. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 34, p. 175-178, 2003.

SANTOS, A. P. S.; LIMA, R. A.; SANTOS, Delfran Batista dos; MEDEIROS, Salomão de Sousa; LIMA, Ricardo da Cunha Correia. **Captação, manejo e uso de água de chuva. Convivendo com o semiárido: a visibilidade e dizibilidade de experiências bem-sucedidas de captação, armazenamento e manejo de água de chuva.** INSA 2015.

SILVA, V. N.; DOMINGOS, P. Captação e manejo de água de chuva. *Saúde & Ambiente em Revista*, v. 2, n. 1, p. 68-76, 2007.

SILVA, G (2007), “Aproveitamento de água de chuva em um prédio industrial e numa escola pública”. Campinas: UNICAMP. 2007, 87p. Tese Doutorado.

TOMAZ, P. *Aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis*. São Paulo – SP: Ed. Navegar, 2003, p. 180.

WALSH, T. C.; POMEROY, C. A.; BURIAN, Steven J. Hydrologic modeling analysis of a passive, residential rainwater harvesting program in an urbanized, semi-arid watershed. *Journal of Hydrology*. v. 508. p. 240–253, 2014.

WALKLING-RIBEIRO, M.; NOCI, F.; CRONIN, D. A. et al. Reduction of *Staphylococcus aureus* and quality changes in apple juice processed by ultraviolet irradiation, pre-heating and pulsed electric fields. *Journal of Food Engineering*, v. 89, p. 267-273, 2008.

TUCCI, C. E. M (2007), “*Inundações urbanas*”. Porto Alegre: ABRH, 2007. 389p.

VALLE, J. A. B.; PINHEIRO, A.; FERRARI, A (2007). “Captação e avaliação da água de chuva para uso industrial”, *Revista de Estudos Ambientais*, vol. 9, p. 62-72.

CAPÍTULO 2

ECONOMIA CIRCULAR: FONTES ALTERNATIVAS DE ÁGUA PARA CONVIVÊNCIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Wilza da Silva Lopes
João Paulo de Oliveira Simões
Mateus Cunha Mayer
Rodrigo de Andrade Barbosa
Fabiana Xavier Costa

INTRODUÇÃO

A economia circular tem crescido no mundo inteiro e tem se associado à sustentabilidade do desenvolvimento econômico. É uma nova realidade, que vem colocando em questão a linearidade dos processos econômicos, pois o modelo linear de desenvolvimento econômico o qual estamos inseridos, baseados no extrair, usar e descartar, vem deixando um rastro enorme de poluição, degradação ambiental e esgotamento dos recursos naturais (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2019; WEETMAN, 2019; MADEIRA, 2020).

A situação se torna ainda mais preocupante quando associamos o modelo econômico ao elevado crescimento populacional, mudanças climáticas, desertificação e a crescente demanda por recursos naturais. A Organização das Nações Unidas – ONU apresenta três cenários para o crescimento da população mundial até 2100: 15,6 bilhões de habitantes na variante alta; 10,9 bilhões na variante média; e 7,3 bilhões na variante baixa. Pelos conhecimentos atuais, o mais provável é a variante média. Desta forma, o mundo deve aumentar em 3 bilhões de habitantes nos próximos 80 anos. Garantir qualidade de vida para as gerações futuras se torna cada vez mais desafiador, principalmente no que se refere aos recursos naturais, como água, biomassa e energia (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2019; ALVES, 2019).

Este cenário é ainda mais grave em regiões áridas e semiáridas, que são historicamente desfavorecidas economicamente, principalmente em países em

desenvolvimento, como o Brasil. No semiárido brasileiro, que abrange quase todo o Nordeste e parte de Minas Gerais e do Espírito Santo, regiões em que a oferta de recursos hídricos é reduzida e a desertificação dos solos é crescente, a economia circular pode ser uma alternativa para enfrentar a crise. Ela oferece uma abordagem que não é apenas alimentada por energia renovável, mas também transforma a forma como os produtos são projetados e usados. Esta diminui as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), diminui a energia despendida em processos produtivos, auxilia no sequestro de carbono no solo e nos produtos, e reduz a extração de recursos naturais (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2019).

Desta forma, o Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável (CEBDS) criou, em 2018, um guia que visa auxiliar as empresas brasileiras na implementação de uma economia circular de água em seus processos industriais, através de estratégias que considerem a prevenção às situações de riscos ligadas ao recurso. O Guia apresenta formas de superar as barreiras encontradas na implementação da abordagem 5R's; redução; reúso; reciclagem; recuperação de recursos; e restauração de ambientes (CEBDS, 2018).

As estratégias de implantação da economia circular, apontadas por CEBDS (2018), podem ser expandidas para outros segmentos da sociedade, contribuindo para um melhor aproveitamento dos recursos hídricos em regiões semiáridas. Nesta perspectiva, surge a necessidade de buscar soluções alternativas para conservar a água potável, encontrar novas fontes de abastecimento e revisar os modos do uso da água pela população. Segundo Palla *et al.* (2012), uma forma de conservação e preservação dos escassos recursos hídricos disponíveis é a utilização de fontes alternativas de água, como o aproveitamento imediato da água de chuva e reúso de águas residuárias tratadas. Conforme descrito por Andrade Neto (2013), a adoção de reservatórios para armazenamento imediato da água da chuva é uma prática já disseminada em muitos países, sendo, portanto, considerada uma alternativa viável, que pode ser utilizada nas áreas urbanas e rurais do semiárido brasileiro.

Em relação ao reúso de águas, desde que seja realizado de forma controlada, essa prática gera menor captação de recursos hídricos primários, além de diminuir a quantidade de efluentes lançados nos corpos d'água, conservando os corpos hídricos no que diz respeito aos aspectos de qualidade e quantidade (VARALLO *et al.*, 2012). Em princípio, as águas residuárias podem ser utilizadas para qualquer finalidade, desde que seja empregado o tratamento adequado capaz de atender à qualidade da água exigida para o uso pretendido (ASANO, 2002).

No semiárido brasileiro, uma das atividades que mais demandam recursos hídricos é a irrigação, além disso, a irrigação agrícola é um dos usos múltiplos dos recursos hídricos menos exigentes em relação à qualidade da água. Desta forma, a irrigação agrícola se torna uma alternativa muito atraente. Segundo Lemos (2016),

a irrigação com águas de reúso está sendo bastante difundida, mas, por não ser uma atividade constitucionalizada, vem sendo desenvolvida sem nenhuma forma de planejamento ou controle. Entretanto, além de ofertar uma fonte de hidratação, fornece alguns nutrientes às plantas. Contudo, o reúso de águas deve ser constantemente monitorado, para que não haja contaminação do sistema solo-água-planta e, conseqüentemente, de quem os manipula (BERTONCINI, 2008).

APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA NO MEIO URBANO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Nas áreas urbanas, o sistema convencional de abastecimento de água (constituído por: captação, adução, estação de tratamento de água - ETA, rede de distribuição e reservatórios) tem sido tradicionalmente o “Santo Graal” de um abastecimento de água seguro e confiável. No entanto, a captação da água de chuva é adotada em muitas cidades do mundo por segmentos da população com acesso limitado à água encanada (rede de distribuição), muitas vezes devido a limitações de capacidade de infraestrutura existente de abastecimento de água ou em projetos de vitrine de sustentabilidade, impulsionados pelo setor privado e políticas de Estado para aliviar a demanda sobre os recursos de água doce.

Nos últimos anos, o papel do aproveitamento da água de chuva em áreas urbanas tem ganhado destaque. Os potenciais do aproveitamento da água de chuva para reduzir a escassez hídrica e de infraestrutura de captação, armazenamento e manejo da água despertaram o interesse na adoção de sistemas de captação de águas pluviais em áreas urbanas (BAGUMA e LOISHKANDL, 2010; PARSONS *et al.*, 2010; VIALLE *et al.*, 2011; KHALID *et al.*, 2012).

Nesse contexto, a captação de águas pluviais surge como um importante papel para o aumento da oferta de água, além de reduzir os impactos sobre o ambiente. Muitas regiões com problemas de escassez de água já fazem uso da água de chuva, como por exemplo, o semiárido brasileiro, que possui tradição nesse tipo de tecnologia social, cuja adoção foi alavancada pelas ações do Programa “Um Milhão de Cisternas” (P1MC) e do Programa “Uma Terra e Duas Águas” (P1+2), que juntos, contemplam mais de 596.917 cisternas rurais e aproximadamente 95.000 cisternas para uso familiar e comunitário (ASA, 2017).

Diante da problemática da escassez dos recursos hídricos e do potencial de aproveitamento das águas pluviais, outros locais e instituições, no Brasil e no mundo, também realizaram ações neste sentido, a exemplo do estado do Ceará que, de acordo com Rabelo e Lima Neto (2018), foi um dos Estados que mais investiu em infraestrutura hídrica diante da crise.

Nascimento *et al.* (2016), investigando o potencial de aproveitamento de água de chuva na Universidade Federal do Pará (UFPA), assim como o potencial de economia de água potável, mostraram que os bons índices pluviométricos na região favoreceram o aproveitamento da água de chuva, contribuindo para o uso racional e a preservação dos recursos hídricos. Em relação ao potencial de aproveitamento da água de chuva, devido aos altos índices pluviométricos e as grandes áreas de captação levantadas, constatou-se que a UFPA possui potencial real e favorável para utilizar a água de chuva como fonte alternativa de abastecimento.

Moruzzi *et al.* (2016), realizando uma análise do potencial e das demandas de águas pluviais no Aeroporto Internacional de São Paulo (AISP), em Guarulhos/SP, por meio de análises do potencial de uso da água de chuva, capacidade de armazenamento e retorno dos recursos envolvidos na instalação do sistema de captação e armazenamento, chegaram à conclusão de que poderiam atender à demanda de usos do local, inclusive para grandes picos de consumo, com período de retorno do investimento de 3,5 a 7 anos.

A captação e o manejo da água de chuva têm sido uma técnica popular, desenvolvida por diferentes povos em diversas partes do mundo há milhares de anos, especialmente em regiões áridas e semiáridas. Gnadlinger (2015) salienta que, nas Américas, os povos indígenas pré-colombianos usavam a captação e o manejo de água de chuva em larga escala. Menciona-se o caso do México que é, como um todo, rico em antigas e tradicionais tecnologias de manejo de água de chuva.

Provavelmente, o maior sistema de captação de água de chuva existente é a gigantesca obra que se destina a captar, transportar e estocar águas pluviais urbanas de Tóquio, para evitar inundações e transbordamentos de rios e, ao mesmo tempo, servir de fonte de água potável após tratamento (ANDRADE NETO, 2013).

Viabilidade técnica e econômica do aproveitamento da água de chuva no meio urbano

O aproveitamento da água de chuva ressurgiu nos grandes centros urbanos devido não à necessidade de economia dos recursos pagos pela água pelos usuários, mas segundo duas vertentes de motivação: a conservação de água no abastecimento público e a obrigatoriedade do acúmulo de água de chuva em locais com grandes áreas impermeabilizadas, como tentativa de evitar picos de cheias durante eventos de chuvas intensas. Ambas as vertentes denotam que a esfera de análise utilizada, e que tornou esta prática possível, foi a do gestor do sistema de águas urbanas, visão diferente daquela relativa ao usuário individual da água.

Apesar do objeto final de análise ser o mesmo, a retenção da água de chuva, a finalidade da retenção (aproveitamento x combate às cheias), as esferas ou âmbitos

de análise (usuário final x gestor do sistema) e os objetos focais (edificação x bacia hidrográfica), dentre outros, são diferentes (Tabela 1), e podem levar a diversas respostas quanto à viabilidade e à tecnologia necessária.

Tabela 1- Principais esferas de análise para o sistema de aproveitamento de água de chuva

Foco	Bacia Hidrográfica	Edificação
Agente	- Gestor das águas urbanas; - Gestor do território urbano.	- Usuário do sistema de aproveitamento de água de chuva.
Objetivos	- Redução dos riscos de inundação e alagamento; - Redução dos riscos de abastecimento; - Adiantamento de busca de novos mananciais; - Combate a poluição difusa; - Melhoria dos padrões urbanísticos; - Melhoria das condições de saúde pública.	- Complemento da fonte de abastecimento; - Redução da conta de água.
Benefício	Coletivo	Particular

Fonte: (ZANELLA, 2015).

Considerando uma abordagem simplificada, o aproveitamento de água de chuva pode ser observado a partir de diferentes focos principais, objetos de aplicação e benefícios a serem alcançados (CILENTO *et al.*, 2012):

Por parte do usuário do sistema de aproveitamento de água de chuva: A utilização de sistemas de coleta e aproveitamento de água de chuva desponta como uma iniciativa, dentre várias possíveis, a ser implantada quando se busca a conservação de água em edificações. Sua disseminação é calcada na ideia comumente aceita, mas nem sempre verdadeira, da facilidade de instalação do sistema de captação e tratamento dessas águas, dos custos relativamente baixos envolvidos na construção do sistema e da possibilidade de redução do desembolso pela conta de água. O objeto focal é a edificação e o benefício a ser alcançado, e aquele individual com a complementação da fonte de abastecimento de água e redução do valor gasto com água potável. Quanto à utilização de sistemas de captação, tratamento e aproveitamento de água de chuva, a iniciativa deve partir do próprio usuário do sistema de aproveitamento de água de chuva.

Por parte do gestor das águas urbanas e do território: O interesse inicial pode ser a possibilidade de redução de picos de enchentes, principalmente em áreas de risco, por meio de ações governamentais que incentivem a redução do volume de água de chuva que ultrapasse os limites do lote. Em algumas regiões também existe a necessidade da promoção do uso mais eficiente da água ou mesmo de redução no consumo de água potável da rede pública de abastecimento, pela substituição de parte da água potável consumida por água de chuva em fins não potáveis, como forma de postergar a necessidade de investimentos

em novos sistemas de captação, tratamento e distribuição de água. Como um objetivo que mais recentemente tem despertado interesse tem-se, ainda, a possibilidade de redução de poluição difusa que chega aos corpos d'água pelo aumento da retenção de água dentro dos lotes, e consequente redução do escoamento das águas poluídas. Para todos esses casos, o objeto focal é a bacia hidrográfica e o benefício a ser alcançado é coletivo: A redução nos riscos de desabastecimento ou de enchentes. A opção pela captação, retenção e utilização ou não das águas de chuva depende de políticas públicas fomentadas pelos gestores do sistema (prefeituras, concessionárias dos serviços de saneamento, Estado, comitês e agências de bacias, etc.).

Tradicionalmente, o aproveitamento da água de chuva no meio urbano é encarado do ponto de vista do usuário da edificação e a análise econômica de viabilidade é corriqueiramente realizada considerando-se a capacidade de pagamento deste usuário pelo sistema de aproveitamento de água de chuva, frente à economia gerada pela substituição de parcela da água potável que deixa de ser consumida pela água proveniente da chuva (ZANELLA, 2015).

Zanella (2015) destaca que um dos métodos que pode ser utilizado para verificar a viabilidade econômico-financeira da instalação do sistema é a comparação entre a rentabilidade, obtida a partir do montante necessário para cobrir os custos com vistas à implantação do sistema, caso este valor fosse aplicado no mercado financeiro com o valor economizado na conta de água pela substituição da água potável pela água de chuva nos usos possíveis. Outra forma bastante utilizada para verificação da viabilidade econômica é a averiguação do tempo necessário para que o valor monetário investido no sistema de aproveitamento de água de chuva seja recuperado, com base na economia gerada na conta de água pela substituição de fontes. Em ambos os casos, são desprezados aspectos mais amplos, como os impactos associados à coleta direta e o aproveitamento de água de chuva em edificações, que poderiam colaborar para tornar o sistema individual mais atraente pelos benefícios que propicia ao meio urbano; parâmetros que só são devidamente considerados quando o foco de análise é ampliado, alterado do benefício individual, facilmente identificado pelo usuário do sistema para o benefício coletivo que o sistema tem potencial de atingir, mas que dificilmente poderia ser considerado por um usuário individual.

Para Carvalho Júnior (2017), pode-se aproveitar as águas pluviais em atividades que não necessitem de água potável, reduzindo assim significativamente o consumo, além de contribuir para o combate à escassez de água e o controle do escoamento superficial nas vias urbanas. Esse aproveitamento da água pode trazer grandes benefícios, como a redução de cerca de 30% de consumo de água potável, o que contribui para a redução da demanda no sistema de abastecimento de água potável.

Para tanto, a água de chuva deve ser armazenada em reservatório independente, pois não é indicada para consumo humano, preferencialmente em reservatórios subterrâneos, tipo cisternas. Entende-se por usos domésticos não potáveis aqueles que não requerem características de qualidade tão exigentes quanto à potabilidade tais como: descarga de bacias sanitárias e de mictórios; limpeza de pisos e paredes; rega de jardins; lavagem de veículos e água de reserva para combate a incêndio, segundo a NBR 5626 (BRASIL, 1998).

De acordo com Carvalho Junior (2017), embasado pela NBR 15527 (BRASIL, 2007): *Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos*, e pela NBR 10844 (BRASIL, 1989): *Instalações prediais de águas pluviais*, o sistema predial de aproveitamento de água pluvial para estas finalidades é formado pelos seguintes subsistemas ou componentes: captação, condução, tratamento, armazenamento, tubulação sob pressão, sistema automático ou manual de comando e utilização. Além disso, seu funcionamento é simples: as águas pluviais são captadas por meio de calhas, passam por um filtro, que separa as impurezas da água da chuva, e seguem para a cisterna ou reservatório subterrâneo. Salienta-se, ainda, que essa água captada não deve ser misturada com a água potável, destinada a alimentar torneiras de cozinha, filtros, chuveiros, banheiras e lavatórios, por ser inadequada para o consumo humano.

Ainda no que tange à análise da viabilidade técnica de implantação de um sistema de captação e aproveitamento de água de chuva, esta se torna mais complexa quando sua instalação não é proposta para uma edificação nova, ainda em fase de projeto, mas sim, como para a grande maioria dos casos, em edificações existentes e que não incorporaram a possibilidade da utilização desse sistema em seu projeto original. Sistemas de aproveitamento de água de chuva podem apresentar múltiplos benefícios, tanto aos usuários das edificações quanto à coletividade, no caso de sua implantação em larga escala. Apesar de sua implantação ser aparentemente simples e fácil, a viabilidade da utilização deste sistema deve ser avaliada caso a caso, tanto sob o aspecto econômico-financeiro quanto sob o aspecto técnico. A quantidade e qualidade da água de chuva, usos pretendidos para a água obtida, equipamentos necessários ao tratamento, capacidade de reservação e gastos com operação e manutenção do sistema são alguns dos aspectos que devem ser avaliados sob o aspecto do usuário da edificação (ZANELLA, 2015).

A instalação de equipamentos necessários ao correto funcionamento do sistema pode exigir mudanças no padrão arquitetônico-construtivo das edificações existentes, que tornem sua utilização, em alguns casos, inviável. Os equipamentos utilizados para o sistema de captação, transporte, tratamento e distribuição da água devem ser especificados e projetados corretamente, de forma a reduzir as perdas de água inerentes ao sistema. Zanella (2015) ainda ressalta que, além dos benefícios

diretos, o sistema deve ser avaliado quanto à possibilidade de ganhos indiretos e benefícios coletivos, como a possibilidade de auxílio às boas práticas de drenagem urbana, redução da necessidade de exploração de novos mananciais e como boa prática de manejo de águas de drenagem para a diminuição da poluição difusa, ou seja, as diversas esferas de análise possíveis podem ser consideradas para a tomada de decisão, utilizando-se uma visão ampliada do assunto.

As especificidades do sistema sugerem que as políticas públicas ou os incentivos provenientes dos gestores das águas seriam a melhor forma de disseminar o aproveitamento da água de chuva em meio urbano, enquanto a obrigatoriedade de sua utilização, por força de lei, poderia esbarrar em dificuldades técnicas, muitas vezes intransponíveis e que poderiam colocar em risco a segurança do usuário. Apesar da análise referente ao sistema ter sido embasada no presente capítulo, quanto à viabilidade econômico-financeira e técnica, existem vários outros aspectos, alguns dos quais de difícil quantificação, que podem ser levados em conta na opção pela instalação de sistemas de aproveitamento de água de chuva em meio urbano, como a sensação de segurança proporcionada ao usuário em relação à existência de uma fonte alternativa de água, os benefícios ambientais trazidos com a prática do aproveitamento de água de chuva, benefícios de imagem e até mesmo o resgate cultural de uma prática que há pouco tempo era comum e, em muitas localidades, foi abandonada (ZANELLA, 2015).

Aproveitamento de água de chuva: Estudo de caso do INSA

A segurança hídrica é condição indispensável para o desenvolvimento econômico, social e ambiental de uma região. No semiárido brasileiro, a disponibilidade de água para usos múltiplos está aquém da sua demanda. Em período de estiagem prolongada, a situação se agrava, impactando negativamente o abastecimento urbano de água dos seus municípios, seja do ponto de vista quantitativo, qualitativo ou ambos.

Diante desse cenário de sérios problemas hídricos, que afetam diretamente o abastecimento público, a tecnologia de captação de águas pluviais vem adentrando o setor urbano como uma alternativa complementar ao sistema de abastecimento convencional.

Nessa perspectiva, o Instituto Nacional do Semiárido (INSA) vem realizando estudos sobre a captação, armazenamento e tratamento, ao mesmo tempo em que busca alternativas de aperfeiçoamento de projetos de captação em áreas urbanas do semiárido, a partir de estudos realizados em suas unidades de pesquisa (projeto em operação na sede administrativa e estação experimental do INSA). Assim,

o presente estudo objetivou viabilizar a tecnologia de captação, armazenamento e tratamento da água de chuva para uso irrestrito, como fonte complementar de água.

Coleta e processamento de dados climatológicos

Os dados de precipitação pluviométrica (outras variáveis climáticas também foram coletadas e processadas: temperatura, velocidade e rajada do vento, umidade relativa e radiação global) foram coletados na estação climatológica automática (Station HOBO U30), instalada nas proximidades da Sede do INSA, no município de Campina Grande, Paraíba, mesorregião geográfica do Agreste paraibano, no Planalto da Borborema.

Os totais pluviométricos observados, nos últimos quatro anos, em nossa área de abrangência (região), foram: 440,4 mm (2016); 360,6 mm (2017); 574,2 mm (2018); e 514,3 mm (2019). Nas Figuras 1, 2, 3 e 4, é possível verificar a variabilidade das precipitações para os anos em questão, bem como identificar os meses chuvosos e os de baixas precipitações.



Figura 1- Distribuição das precipitações mensais (mm) em 2016
Fonte: Elaborada pelos autores.



Figura 2 - Distribuição das precipitações mensais (mm) em 2017
Fonte: Elaborada pelos autores.

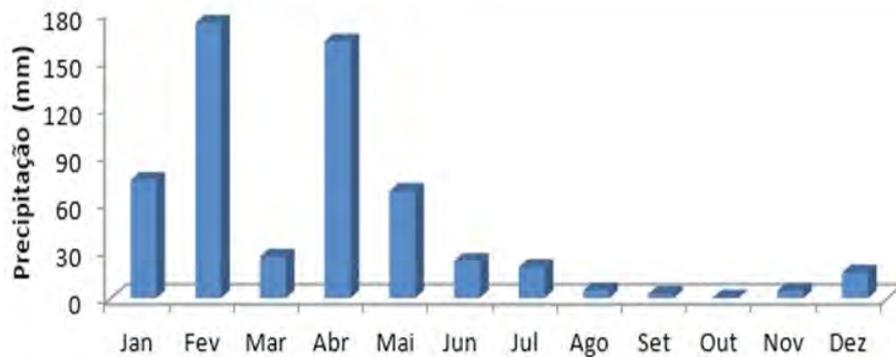


Figura 3 - Distribuição das precipitações mensais (mm) em 2018
 Fonte: Elaborada pelos autores.



Figura 4 - Distribuição das precipitações mensais (mm) em 2019
 Fonte: Elaborada pelos autores.

Áreas das superfícies de captação

As informações das áreas das superfícies de captação foram extraídas de projetos arquitetônicos (planta baixa). A Tabela 2 apresenta a área de cobertura de cada uma das instalações (prédios) que fazem parte do sistema de captação da água de chuva.

Tabela 2 - Áreas das superfícies de captação das instalações do Instituto Nacional do Semiárido, INSA

Instalações	Área (m ²)
Setor Administrativo	982
Setor Técnico I e II / Laboratório/ Refeitório	1.879
Auditório / Biblioteca / Salas de Treinamento	1.275
Oficina/Casa do Trabalhador	1.132
Área total de coberta	5.268

Fonte: Arquivo de propriedade do INSA.

Monitoramento quantitativo dos sistemas de abastecimento de água do INSA

O monitoramento dos sistemas de abastecimento de água do INSA foi realizado através de leituras mensais em todos os hidrômetros instalados, sempre observando a variação do volume consumido entre o mês atual e o anterior.

O consumo de água dos Sistemas de Aproveitamento de Água de Chuva é acompanhado por um único hidrômetro, que registra o consumo mensal; já os demais hidrômetros registram o consumo individualizado (por setor) das instalações. Com essas informações computadas é possível verificar os meses de maior consumo de água, o total consumido por setor e a contribuição da água de chuva como fonte complementar. As Figuras 5 e 6 mostram os *layouts* dos Sistemas de Aproveitamento de Água de Chuva em operação na Sede Administrativa e na Estação Experimental do INSA, respectivamente.

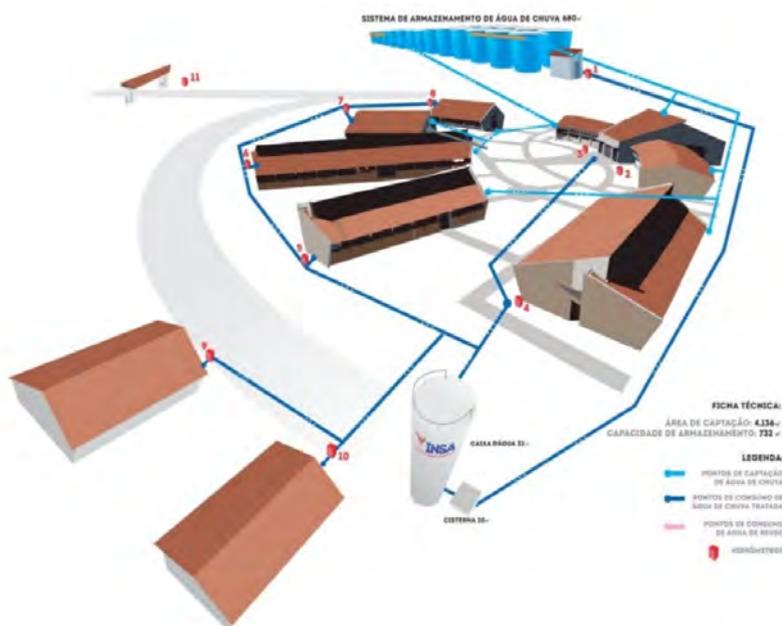


Figura 5 - Sistema de aproveitamento de água de chuva instalado na Sede Administrativa do INSA
Fonte: Arquivo de propriedade do INSA.

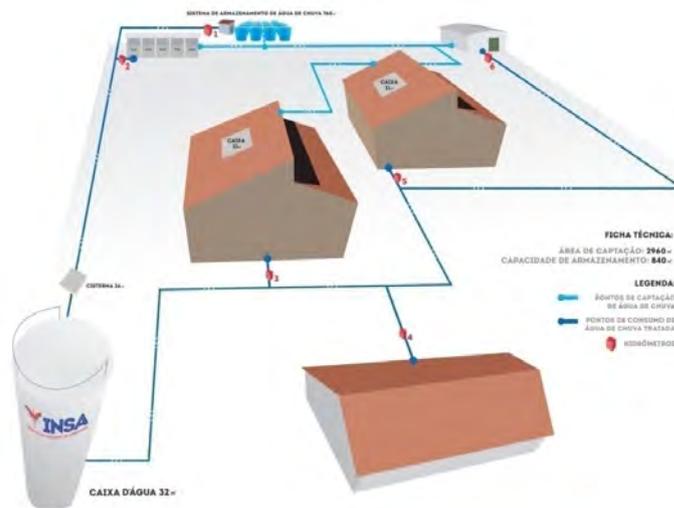


Figura 6 - Sistema de aproveitamento de água de chuva instalado na Estação Experimental do INSA
 Fonte: Arquivo de propriedade do INSA.

O Sistema de Aproveitamento de Água de Chuva em operação na Sede do INSA possui uma área de captação de 5.268 m², com um aporte total de armazenamento de 732.000 litros. Já a Estação Experimental, unidade de pesquisa do Instituto, apresenta uma área de captação de 2.960 m², com um potencial de armazenamento de 840.000 litros. A distribuição mensal do consumo de água (m³) durante o período analisado (2016, 2017, 2018 e 2019) pode ser visualizada pelas Figuras 7, 8, 9 e 10.

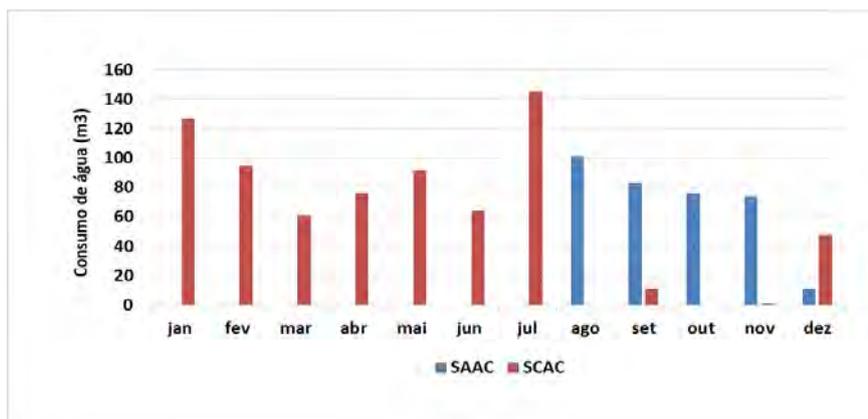


Figura 7 - Distribuição do consumo mensal de água (m³) em 2016
 SAAC: Sistema de Abastecimento de Água Convencional; SCAC: Sistema de Captação de Água de Chuva.
 Fonte: Elaborada pelos autores.

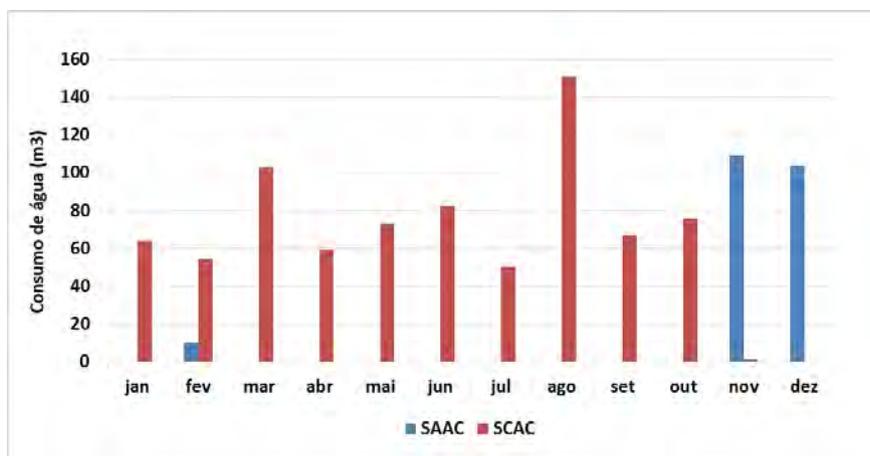


Figura 8 - Distribuição do consumo mensal de água (m³) em 2017
SAAC: Sistema de Abastecimento de Água Convencional; **SCAC:** Sistema de Captação de Água de Chuva.
Fonte: Elaborada pelos autores.

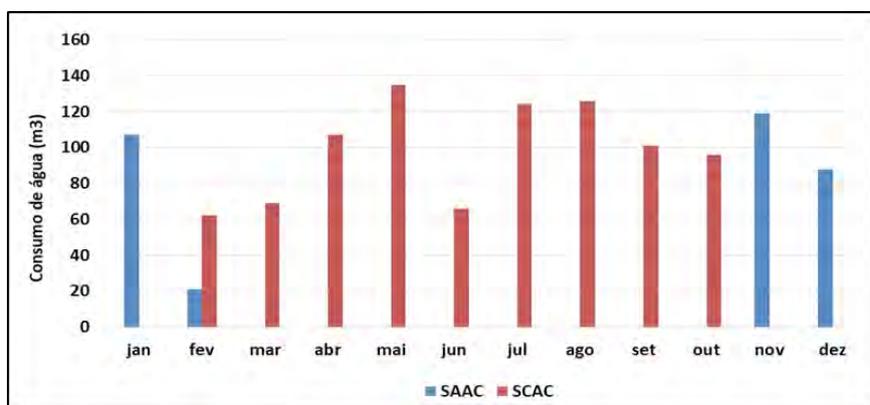


Figura 9 - Distribuição do consumo mensal de água (m³) em 2018
SAAC: Sistema de Abastecimento de Água Convencional; **SCAC:** Sistema de Captação de Água de Chuva.
Fonte: Elaborada pelos autores.

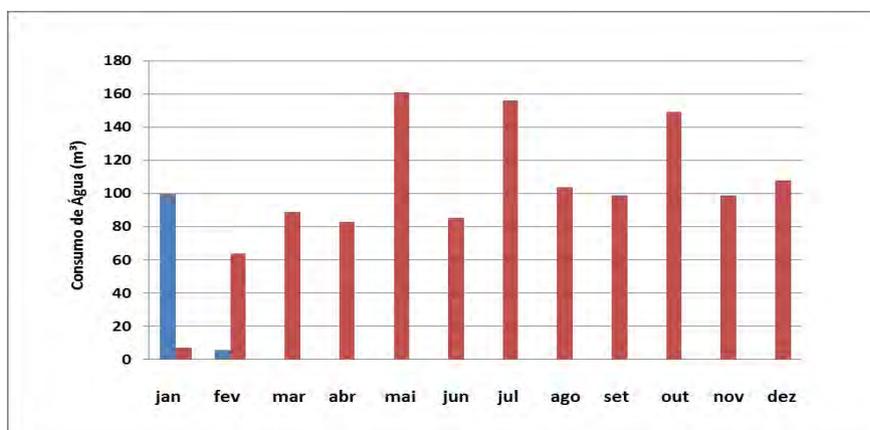


Figura 10 - Distribuição do consumo mensal de água (m³) em 2019
SAAC: Sistema de Abastecimento de Água Convencional; **SCAC:** Sistema de Captação de Água de Chuva.
Fonte: Elaborada pelos autores.

É possível verificar uma variação do consumo de água (m^3) entre alguns meses, nos quatro anos avaliados. Isso se dá possivelmente devido à flutuação de frequentadores em participação em eventos que ocorrem no Instituto, e a um maior consumo de água que ocorre por parte de alguns setores, como: laboratórios, campo experimental, irrigação de jardins, etc.

É importante ressaltar que medidas de conscientização no uso da água foram adotadas pelo INSA devido à crise hídrica dos últimos anos, acarretando no colapso do único manancial de abastecimento da cidade de Campina Grande, Paraíba, e demais municípios e distritos circunvizinhos, o açude de Boqueirão (reservatório Epitácio Pessoa). Entre as medidas adotadas podem ser citadas: o tratamento do esgoto gerado no INSA para o reúso (utilização dos efluentes tratados nas áreas agrícolas experimentais); e a educação e conscientização dos usuários das instalações no que tange ao uso sustentável dos recursos hídricos.

Analisando ainda as Figuras 7, 8, 9 e 10, é possível verificar o consumo de água (m^3) proveniente das duas fontes de abastecimento: a do sistema de aproveitamento de água de chuva e a do sistema público urbano, durante os quatro anos estudados.

Em 2016, início do período analisado, o aporte total de água consumida (m^3) no INSA, derivada das duas fontes de abastecimento, foi de $1.065 m^3$, com utilização de 68% ($720 m^3$) da água de chuva captada e 32% ($345 m^3$) da água do serviço público. No segundo ano analisado (2017), o sistema complementar de água de chuva manteve-se em contínua operação durante oito meses, com um consumo de $780 m^3$ (78%). Portanto, à medida que as águas foram captadas, estas eram armazenadas, tratadas e destinadas ao sistema de distribuição para o consumo imediato. Em 2018, devido às boas recargas de chuva observadas nos primeiros meses (ver Figura 9), foi possível também manter o consumo durante oito meses seguidos, suprido exclusivamente pela água de chuva, com um consumo de $886 m^3$ (73%), de um total de $1.221 m^3$ de água consumida. Já em 2019, o abastecimento de água do Instituto foi realizado exclusivamente, durante 10 meses seguidos, pelo sistema de aproveitamento de água de chuva, com um consumo de $1.204 m^3$ (92%).

O consumo exclusivo da água de chuva, realizado durante o período estudado, também gerou uma economia no custo do serviço público de fornecimento de água (conforme estrutura tarifária praticada pela concessionária estadual), mostrando a sustentabilidade técnica e econômica da prática do aproveitamento das águas pluviais. O total economizado com a utilização da água de chuva captada no INSA, durante todo o período avaliado (4 anos), foi de aproximadamente R\$ 42.000,00.

Monitoramento qualitativo do Sistema de Aproveitamento de Água de Chuva

O controle de qualidade da água de chuva foi realizado por meio da caracterização físico-química e microbiológica. Os parâmetros selecionados foram analisados conforme procedimentos analíticos estabelecidos pelo *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater* (APHA, 2012), e diretrizes de legislação específica, a Portaria de Consolidação nº 05/2017 (Anexo 20) do Ministério da Saúde, que estabelece o padrão de potabilidade da água para consumo humano.

No monitoramento qualitativo, foram avaliados parâmetros físico-químicos (temperatura, turbidez, sólidos totais dissolvidos, pH, cor, cloro residual, nitrato, nitrito, amônio, etc.); e parâmetros microbiológicos (Coliformes totais e *E. coli*), seguindo os critérios de coleta, amostragem e periodicidade das análises. Para esse acompanhamento, foram selecionados pontos de coleta de água em diferentes locais do Sistema de Aproveitamento de Água de Chuva (caixas de armazenamento, cisterna de distribuição e pontos de consumo direto).

A água de chuva armazenada passa por um tratamento simplificado, constituído por uma etapa de filtração seguida por uma etapa de desinfecção, em que a água é clorada e direcionada aos reservatórios de distribuição. A partir de então, a água tratada é distribuída para todas as instalações hidrossanitárias, sendo utilizada para diversos fins, como por exemplo: usos em banheiros, refeitórios, laboratórios, limpeza em geral, exceto para o consumo humano.

Com base em nosso banco de dados, é possível concluir que a água de chuva armazenada e distribuída no INSA atende aos padrões exigidos pela portaria supracitada, podendo ser utilizada inclusive para fins potáveis. Contudo, reitera-se a necessidade de um acompanhamento analítico constante para que tal uso possa ser implementado. As unidades de armazenamento necessitam de frequente limpeza e manutenção para a garantia da qualidade higiênico-sanitária da água. Os sistemas de captação de água de chuva são, sem dúvida, uma alternativa viável do ponto de vista ambiental, técnico e econômico para as condições do semiárido brasileiro.

TRATAMENTO DE ESGOTO E REÚSO AGRÍCOLA EM ÁREAS PERIURBANAS

Panorama do esgotamento sanitário e potencial de reúso no semiárido brasileiro

O esgoto tratado apresenta-se como uma alternativa potencial para o reúso agrícola, além disso promove a proteção qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos. Isso porque um dos principais problemas de poluição dos corpos de água se dá por meio do lançamento de efluentes *in natura* ou tratado inadequadamente.

A importância da prática do reúso foi observada na Agenda 21, por meio da recomendação de políticas de gestão que implementem o uso e reciclagem de efluentes, para integração da proteção da saúde pública a partir de práticas ambientais adequadas. Para isso, o atendimento às regulamentações é fundamental para garantia da proteção do homem e do meio ambiente, sendo um desses critérios sanitários (microbiológicos) estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006). Além disso, de acordo com a resolução número 54 de 2005, o reúso é considerado parte integrante da política nacional de gestão de recursos hídricos (BARROS *et al.*, 2015).

O reúso de esgoto é uma ferramenta para a sustentabilidade dos recursos hídricos, promovendo a economia de água, redução de impactos ambientais e desenvolvimento socioeconômico. Segundo Hespanhol (2003), no Brasil, o maior consumo de água se destina à agricultura, cerca de 70%, e, assim, o reúso planejado de esgoto constitui um instrumento eficaz e moderno para garantir a sustentabilidade da gestão dos recursos hídricos.

Em regiões semiáridas, que apresentam longos períodos de estiagem e altas taxas de evaporação, a disponibilidade hídrica para agricultura é bastante comprometida e o reúso tem se tornado uma alternativa viável, envolvendo principalmente a agricultura familiar e a alimentação de animais (FERREIRA *et al.*, 2019).

Apenas 243 sedes municipais do semiárido brasileiro possuem sistema de coleta de esgoto sanitário, e mesmo assim, 43,7% da população urbana dessas sedes é que são atendidas pelo serviço. Se observadas todas as sedes municipais do semiárido (1.135), o percentual da população assegurada por este serviço é ainda menor (21,4%). São estimados que cerca de 10,9 milhões de habitantes das áreas urbanas não dispõem do serviço de coleta de esgoto (MEDEIROS *et al.*, 2014).

Diante desse cenário, percebe-se que o serviço de esgotamento sanitário para o semiárido ainda é bastante deficitário. O baixo índice de coleta de esgoto demonstra que a população da área utiliza outras formas para a disposição do esgoto, sendo as principais práticas a utilização de fossas, sumidouros, valas a céu aberto ou até mesmo o lançamento direto nos corpos hídricos (Figura 11). Outro fator preocupante são as pessoas residentes da área urbana que não possuem banheiro ou sanitário em suas residências (678.713 domicílios do semiárido brasileiro). Com base no último Censo Demográfico (IBGE, 2010), foi realizado o levantamento desses domicílios sem banheiro ou sanitário, para cada Estado do semiárido, sendo os maiores índices encontrados para o semiárido baiano (34%), cearense (20%) e pernambucano (14%), conforme apresentado na Figura 12.

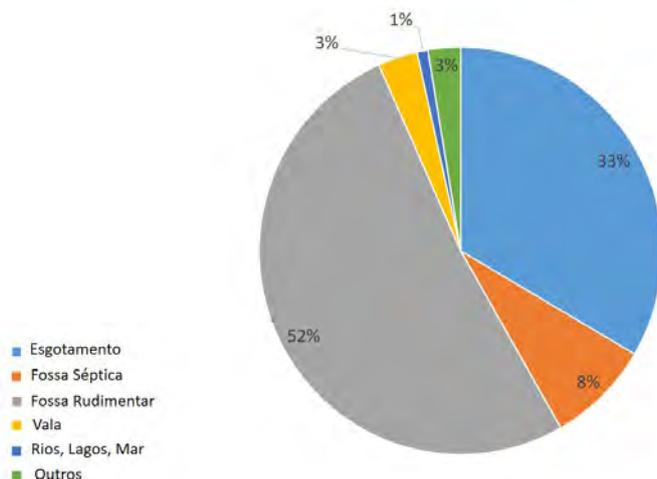


Figura 11 - Percentual das práticas de tratamento e/ou disposição final do esgoto para o semiárido brasileiro
Fonte: IBGE (2010).

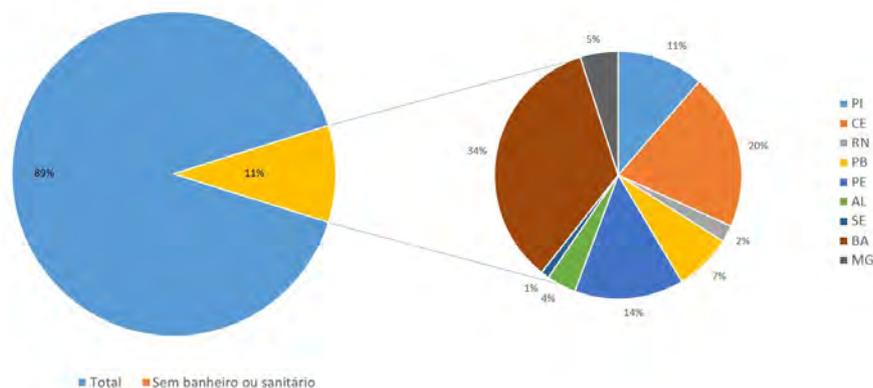


Figura 12 - Percentual de domicílios que não possuem banheiro nem sanitário em cada Estado do semiárido.
Fonte: IBGE (2010).

Com base na Figura 11, percebe-se que a solução mais utilizada pela população para a disposição do esgoto é a fossa rudimentar (52%). No entanto, essa técnica não é a mais adequada do ponto de vista da preservação ambiental. Conforme o Trata Brasil (2020), as fossas rudimentares ainda são realidade para 7 milhões de brasileiros, e sua ampla utilização pode estar associada ao baixo custo e simplicidade, que em sua grande maioria se trata apenas de buracos no solo, não evitando, assim, a contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Para Figueiredo et. al. (2019), a contaminação do solo e do lençol freático ocorre principalmente pelos patógenos e nitratos, além do que esses problemas também podem ocorrer em fossa sépticas, caso não recebam manutenção ou sejam instaladas em locais inadequados.

É importante destacar que as fossas sépticas são unidades de tratamento primário de esgoto, ou seja, ocorre apenas a separação e a transformação físico-química da matéria sólida contida no esgoto, sendo indicada para zona rural e residências isoladas, por ser uma técnica simples e barata e, se bem cuidada, evita a contaminação das águas. No entanto, uma vez que os processos primários de tratamento removem apenas parte do material em suspensão e da matéria orgânica presente nos esgotos, esse não promove um tratamento eficaz que atenda aos padrões de lançamento (TRATA BRASIL, 2020; METCALF & EDDY, 2016).

Quando avaliado o serviço de coleta e tratamento do esgoto, o número de sedes do Semiárido reduziu de 213 para 192, ou seja, em alguns locais ainda é realizada apenas a coleta de esgoto, não sendo realizada a disposição adequada. Dentre os sistemas de tratamento utilizados, predominam as lagoas de estabilização (facultativa, maturação, anaeróbia, aeróbia, mista e aerada), podendo ser usado apenas um tipo de sistema de lagoas ou dois ou mais tipos desses sistemas. Cabe ressaltar que 34,9% das sedes não dispunham de informações dos tipos de sistema de tratamento adotados (MEDEIROS *et al.*, 2014).

As lagoas de estabilização são sistemas simples e de baixo custo que podem ser utilizados para o tratamento de esgoto, com o objetivo da remoção de material carbonáceo, sendo indicados para as condições brasileiras (VON SPERLING, 2002). Isso porque, no país, o clima é predominantemente quente, e tais condições (radiação solar) auxiliam no processo biológico de tratamento.

Com base no levantamento realizado por Medeiros *et al.* (2014), o semiárido brasileiro produz anualmente cerca de 423,3 milhões de m³ de esgoto, coleta 116,9 milhões m³ e trata 89,1 milhões de m³. A melhor infraestrutura de coleta de esgoto está situada no semiárido paraibano (31,3%), com percentual de tratamento de 77%, e a pior infraestrutura está nos semiáridos piauiense e sergipano, com índices de coleta inferior a 9%, sendo que este último Estado apresenta um baixo percentual também para o tratamento, cerca de 10%.

Percebe-se, assim, que a qualidade do serviço de esgotamento do semiárido ainda é bastante precária, sendo expressa pelo baixo percentual de coleta de esgoto por parte das concessionárias, e ainda agravado pela falta de tratamento, ou seja, pouco se coleta, e parte desse volume coletado não é tratado (23,8%). Além disso, ainda há a parcela de esgoto da população não atendida pela coleta, que pode ser tratada inadequadamente ou lançada diretamente em rios, lagos e no mar.

Desse modo, o reúso apresenta diversas vantagens do ponto de vista econômico, social e ambiental, propiciando a recuperação da economia de água, redução nos custos associados a fertilizantes químicos, aumento na fertilidade do solo, além

da conservação e proteção da água de boa qualidade e possibilidade de aporte e ciclagem de nutrientes (BARROS *et al.*, 2015).

Sendo assim, o reúso agrícola de forma planejada vem a ser uma alternativa viável para o âmbito da população do semiárido, com a aplicação de tecnologias apropriadas para redução do material orgânico e da concentração de patógenos, e a preservação dos nutrientes.

Estudo de caso no Instituto Nacional do Semiárido – INSA

O sistema de tratamento de esgoto da Sede do INSA foi projetado de maneira generalista (Tanque Séptico seguido de Filtro Anaeróbio), em que o efluente era despejado em corpo hídrico à jusante da área do instituto. Diante da necessidade de se atender ao conceito da economia circular e produzir um efluente favorável ao reúso agrícola, no ano de 2018 foram feitas modificações estruturais no sistema de tratamento, de modo a não desperdiçar nenhuma quantidade de água de reúso, haja vista estarmos situados numa região com grande vulnerabilidade hídrica.

Sendo assim, o sistema foi ampliado, passando a ter uma unidade de Reator UASB, operando em regime contínuo, e Lagoas de Polimento dispostas paralelamente, com regime em batelada sequencial. Com isso, passaram a ser experimentados dois sistemas de tratamento em paralelo:

ST1: Tanque séptico + Filtro anaeróbio + Lagoa de polimento;

ST2: Tanque séptico + Reator UASB + Lagoa de polimento.

O tanque séptico foi concebido no formato prismático retangular, com volume de 29.670 litros, com altura útil de 2,5 metros, comprimento de 5,0 metros e largura de 2,4 metros. O filtro anaeróbio foi concebido em formato prismático retangular, com volume de 24.440 litros, com altura útil de 1,8 metros, 3,0 metros de largura e comprimento de 9,3 metros. O reator UASB foi concebido em fibra de vidro (Figura 13), no formato circular, com volume de 750 litros, com capacidade de tratamento de 3,0 m³/dia de água residuária, e altura útil de 1,40 metros. Por fim, as lagoas de polimento possuem volume de 5.500 litros, com altura útil de 1,0 metro.



Figura 13 - Reator UASB utilizado no experimento
Fonte: Arquivo de propriedade do INSA (Foto: Mateus Mayer).

Com relação aos níveis de tratamento, o tanque séptico promove o tratamento preliminar das águas residuárias, removendo sólidos grosseiros e matéria orgânica particulada, através do processo físico de sedimentação; o filtro anaeróbio promove a remoção de material orgânico, através de processos físico (filtração em leitos de pedras, britas e areia) e biológico (oxidação anaeróbia); o reator UASB possui função semelhante ao filtro anaeróbio, porém com menor área e maior facilidade de instalação e manutenção; o mesmo remove matéria orgânica através do processo biológico de digestão anaeróbia; por fim, as lagoas de polimento promovem a desinfecção natural do efluente, com diminuição da concentração de patógenos da ordem 3 a 4 logs, através da interação de reações químicas (fotossíntese com aumento do pH no meio) atrelado a incidência de raios ultravioleta na coluna de água, ao mesmo tempo que suas características de dimensionamento e funcionamento propiciam uma baixa remoção de nutrientes, que são importantes para a finalidade do reúso agrícola, como o fósforo e o nitrogênio.

ST1 e ST2 começaram a operar em dezembro de 2018. Os efluentes tratados eram armazenados em reservatórios para posterior irrigação de duas unidades experimentais de reúso agrícola, situadas ao lado dos sistemas de tratamento (Figura 14). Após alguns ajustes necessários na fase de testes iniciais de operação, o monitoramento da eficiência de tratamento dos mesmos foi realizado entre janeiro de 2019 e janeiro de 2020.



Figura 14 – Visão panorâmica dos sistemas de tratamento de esgoto
Fonte: Arquivo de propriedade do INSA (Foto: Felipe Lavorato).

O monitoramento do sistema de tratamento da Sede do INSA foi realizado mensalmente, por meio da caracterização físico-química e microbiológica do efluente. Os parâmetros físico-químicos monitorados foram: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), fósforo total e nitrogênio amoniacal. Os parâmetros microbiológicos analisados foram: *E. coli* e ovos de helmintos. As análises foram realizadas de acordo com as metodologias preconizadas pelo APHA (2012). Foi quantificada, também, a produção da água de reúso no período de janeiro de 2019 a janeiro de 2020, através de medição em hidrômetro, situado após o reservatório de transbordo.

Resultados físico-químicos e microbiológicos

Na análise dos resultados físico-químicos, as eficiências de remoção de DBO_5 de ST1 e ST2 foram de 46 e 40%, respectivamente. A concentração média de DBO_5 encontrada nos efluentes das lagoas de polimento foi de $101 \pm 27 \text{ mgO}_2/\text{L}$. Considerando-se que a resolução CONAMA N° 430/2011 (BRASIL, 2011) estabelece uma remoção mínima de 60% de DBO_5 ou uma concentração efluente de $120 \text{ mgO}_2/\text{L}$, podemos considerar que tanto ST1 como ST2 estão de acordo com essa normativa.

Com relação aos parâmetros nutricionais, a concentração média efluente de nitrogênio amoniacal e fósforo total nas lagoas de polimento foram de $37 \pm 2,3 \text{ mg/L}$ e $7,0 \pm 0,1 \text{ mg/L}$, respectivamente, demonstrando a eficiência operacional das lagoas para baixa remoção de nutrientes, visando ao reúso agrícola. Bastos *et*

al. (2010) encontraram concentrações de fósforo sensivelmente constantes em um sistema de tratamento com lagoas de polimento em série (próximos de 10 mg/L); por outro lado, os valores de amônia foram claramente decrescentes ao longo das lagoas (40 a 10 mg/L), provavelmente como resultado da sua volatilização. Santos *et al.* (2006) encontraram concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal e fósforo total de 4,5 e 3,7 mg/L, respectivamente, em um sistema de tratamento de esgoto doméstico composto por reator UASB e lagoa de polimento.

Quanto ao parâmetro de pH, o valor médio encontrado no efluente das lagoas de polimento foi de $8,4 \pm 0,2$, estando próximo ao limite da faixa padrão preconizada pela resolução CONAMA N° 430/2011 (BRASIL, 2011). Este valor indica que a atividade fotossintética nas lagoas ocorreu a contento, contribuindo para diminuição da concentração de patógenos ao nível desejado (desinfecção).

Por fim, com relação aos parâmetros microbiológicos, a concentração média efluente de *Escherichia coli*, nas lagoas de polimento, esteve sempre abaixo de $1,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹, com ausência de ovos de helmintos. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), efluentes com essas características sanitárias podem ser utilizados na agricultura para irrigação irrestrita (WHO, 2006). O limite aceitável de *E. coli* para irrigação irrestrita de culturas a serem ingeridas cruas é de $<10^3$ ou 10^4 NMP 100 mL⁻¹, para espécies vegetais que se desenvolvem distantes do nível do solo. Para irrigação restrita, o valor médio aceitável no efluente é $<10^5$ NMP 100 mL⁻¹.

Portanto, percebe-se que o ST1 e ST2 apresentaram desempenho semelhante, com resultados físico-químicos e microbiológicos que atendem aos padrões estabelecidos para reúso. Porém, do ponto de vista da engenharia, o ST2 é mais viável, pois ocupa uma área construída bem menor, e conseqüentemente, menor custo de implantação e manutenção.

Produção da água de reúso

A produção média da água de reúso, a partir do tratamento do esgoto gerado na Sede do INSA por ST1 e ST2, foi de $38 \pm 8,3$ m³/mês (1.900 litros/dia), conforme Figura 15. O esgoto tratado é totalmente direcionado para irrigação por gotejamento nas unidades experimentais de reúso agrícola, ao lado dos sistemas de tratamento (Figura 16).



Figura 15 - Produção da água de reúso no sistema de tratamento de esgoto da Sede do INSA
Fonte: Elaborada pelos autores.



Figura 16 - Visão panorâmica do sistema de tratamento de esgoto e unidades experimentais de reúso agrícola
Fonte: Arquivo de propriedade do INSA (Foto: Felipe Lavorato).

CONCLUSÃO

O uso de fontes alternativas de água, como água de chuva e água de reúso, quando associadas ao princípio dos 5 R's, podem ser ferramentas fundamentais para diminuir os impactos socioeconômicos e ambientais decorrentes da alta vulnerabilidade hídrica na região semiárida do Brasil.

Com base nos estudos desenvolvidos nas unidades do INSA, foi possível comprovar a eficácia do sistema de aproveitamento de água de chuva, nos níveis econômico, social e ambiental, promovendo um aporte hídrico de até 10 meses para todas as atividades da instituição, exceto o consumo humano.

Para fins de reúso agrícola, o esgoto tratado deve conter, principalmente, baixa concentração de material orgânico, relativa concentração de nutrientes, baixo

teor de sólidos suspensos e qualidade sanitária de acordo com a preconizada pela Organização Mundial da Saúde (OMS), para a finalidade preterida. Os efluentes dos sistemas de tratamento de esgoto da Sede Administrativa do INSA atendem todas essas prerrogativas.

Diante dos grandes desafios hídricos na região semiárida, percebe-se que a aplicação do conceito da economia circular vem a ser uma alternativa que auxilia no desenvolvimento sustentável, sendo comprovada pelo estudo das fontes alternativas de água desenvolvido no INSA.

REFERÊNCIAS

ALVES, J. E. D. *A revisão 2019 das projeções populacionais da ONU para o século XXI*. Disponível em: <https://www.ufjf.br/ladem/2019/06/18/a-revisao-2019-das-projecoes-populacionais-da-onu-para-o-seculo-xxi-artigo-de-jose-eustaquio-diniz-alves/>. Acesso em: setembro de 2020.

ANDRADE NETO, C. O. Aproveitamento imediato da água de chuva. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais - GESTA*, v. 1, p. 73-86, 2013.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington DC, 22TH ed, 2012.

ARTICULAÇÃO SEMIÁRIDO BRASILEIRO – ASA. Programa de Formação e Mobilização Social para a Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais. Disponível em: <<http://www.asabrasil.org.br>>. Acesso em: 20 de agosto de 2017.

ASANO, T. Water from (waste) water – the dependable water resource. *Water Science and Technology*, v. 45, p. 23-33, IWA Publishing. 2002.

BAGUMA, D.; LOISHKANDL, W. Rainwater harvesting technologies and practises in rural Uganda: a case study, *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, v. 15, p. 355-369, 2010.

BARROS, H. M. M.; VERIATO, M. K. L.; SOUZA, L. P.; CHICÓ, L. R.; BAROSI, K. X. L. Reúso de água na agricultura. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 10, n. 5, p. 11-16, 2015.

BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS, E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no Sudeste brasileiro. *Revista AIDIS de Engenharia e Ciências Ambientais*, v. 3, n. 1, p. 97-107, 2010.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, p. 152-169, 2008.

BRASIL. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 10844: Instalações prediais de águas pluviais*. Rio de Janeiro: ABNT, 1989.

BRASIL. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 15527: Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos*. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

BRASIL. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 5626: Instalação predial de Água Fria*. Rio de Janeiro: ABNT, 1998.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolução nº 430/11*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, DF, 2011.

CARVALHO JÚNIOR, R. *Instalações hidráulicas e o projeto de arquitetura*. Editora Blucher, 2017.

CILENTO, F. C.; ZANELLA, L., ALVES W. C. Captação de água de chuva em construções existentes: estratégia de implantação em áreas sob o risco de enchentes no município de São Paulo. In: *Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Belo Horizonte, IVIG, 2012.

Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável-CEBDS. 2018. *Guia sobre economia circular de água*. Rio de Janeiro, 2018.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. *Completing the Picture: How the Circular Economy Tackles Climate Change*, 2019.

FERREIRA, D. M.; NAVONI, J. A.; ARAÚJO, A. L. C.; TINOCO, J. D. AMARAL, V. S. Wastewater use in agriculture: Analytical limits of sewage for impact control in Brazil. *Revista Caatinga*, v. 32, n. 4, p. 1048-1059, 2019.

FIGUEIREDO, I. C. S.; MIYAZAKI, C. K.; MADRID, F. J. P. L.; DUARTE, N. C.; MAGALHÃES, T. M.; TONETTI, A. L. Fossa absorvente ou rudimentar aplicada ao saneamento rural: solução adequada ou alternativa precária? *Revista DAE*, v. 67, n. 220, Edição Especial, p. 87-99, 2019.

GNADLINGER, J. Água de chuva no manejo integrado dos recursos hídricos em localidades semiáridas: aspectos históricos, biofísicos, técnicos, econômicos e

sociopolíticos. In: SANTOS et al. *Captação, Manejo e Uso de Água de Chuva*. Campina Grande: Editora ABCMAC/INSA, p. 37-74, 2015.

HESPANHOL, I. *Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos*. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Ed.). *Reúso de Água*. Barueri, SP: Manole, p. 37-95, 2003.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). *Censo 2010*. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 de setembro de 2020.

JATOBÁ, L.; SILVA, A. F.; GALVÍNCIO, J. D. A dinâmica climática do semiárido em Petrolina - PE. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, p. 136-149, 2017.

KHALID, R. M.; RAHMAN, S. A.; MOKHTAR, M. B. Legal Perspective on development policies for sustainability of water in Malaysia. *Sustainable Development*, v. 21, p. 144-151, 2012.

LEMOS, M. Uso de esgoto doméstico tratado na produção de palma forrageira em assentamento rural do semiárido brasileiro. *Tese (Doutorado em manejo solo e água)*, Universidade Federal do Semiárido, Mossoró-RN, 244p, 2016.

MADEIRA, A. *Economia Circular e Sustentabilidade*. Disponível em: <<https://pensar-piaui.com/blog/economia-circular-e-sustentabilidade.html>>. Acesso em: setembro de 2020.

MEDEIROS, S. S.; SALCEDO, I. H.; SANTOS, D. B.; BATISTA, R. O.; SANTOS JUNIOR, J. A.; LIMA, R. C. C.; PEREZ-MARIN, A. M. *Esgotamento Sanitário: Panorama para o Semiárido Brasileiro*. 1. ed. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, v. 1, 63p, 2014.

METCALF & EDDY. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MORUZZI, R. B.; SOUSA JUNIOR, W. C.; ARDUINO, J.; JULIO, M. Avaliação do aproveitamento de água pluvial para atendimento de uso não potável no Aeroporto Internacional de São Paulo/Guarulhos. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, p. 17-28, 2016.

NASCIMENTO, T. V.; FERNANDES, L. L.; YOSHINO, G. H. Potencial de aproveitamento de água de chuva na Universidade Federal do Pará, Belém/PA. *Revista Monografias Ambientais*, v. 15, p. 105-116, 2016.

PALLA, A.; GNECCO, I.; LANZA, L. G.; BARBERA, P. L. Performance analysis of domestic rainwater harvesting systems under various European climate zones. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 62, p. 71-80, 2012.

PARSONS, D.; GOODHEW, S.; FEWKES, A.; WILDE, P. DE. The perceived barriers to the inclusion of rainwater harvesting systems by UK house building companies. *Urban Water Journal*, v. 7, p. 257-265, 2010.

RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. *Revista DAE*, v. 66, p. 61-79, 2018.

SANTOS, K.D.; HENRIQUE, I.N.; SOUSA, J.T. DE; LEITE, V.D. Utilização de esgoto tratado na fertirrigação agrícola. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. Campina Grande, n. 1, 2006.

TRATA BRASIL. *Saneamento rural: um enorme desafio para o Brasil – PORTAL DO SANEAMENTO*. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-rural-um-enorme-desafio-para-o-brasil--portal-do-saneamento>>. Acesso em: 17 de setembro de 2020.

VARALLO, A. C. T. SOUZA, C. F. SANTORO, B. L. Mudanças nas características físico-químicas de um latossolo vermelho-amarelo distrófico após a irrigação com água de reúso na cultura da alface-crespa (*Lactuca sativa*, L.). *Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v. 32, n. 2, p. 271-279, 2012.

VIALLE, C.; SABLAYROLLES, C.; LOVERA, M.; JACOB, S.; HUAU, M. C. MONTREJAUD-VIGNOLES, M. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. *Water Research*, v. 45, p. 765-3775, 2011.

VON SPERLING, M. *Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. 2a Ed. Belo Horizonte: UFMG, 196 p., 2002.

WEETMAN, C. 2019. *Economia Circular: Conceitos e estratégias para fazer negócios de forma mais inteligente, sustentável e lucrativa*. 1 ed. São Paulo. Autêntica Business, 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Excreta and greywater use in agriculture*. v. IV. Geneva: World Health Organization, 2006.

ZANELLA, L. Viabilidade técnica e econômica da captação de água de chuva no meio urbano. In: SANTOS et al. (org.). *Captação, Manejo e Uso de Água de Chuva*. Campina Grande: Editora INSA/ABCMAC, p. 147-168, 2015.

CAPÍTULO 3

DESINFECÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA EM COMUNIDADES DIFUSAS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

*Weruska Brasileiro Ferreira
Whelton Brito dos Santos
George Antonio Belmino da Silva
Emanuel Júnior Silva Soares
Márcia Liana Freire Pereira*

INTRODUÇÃO

Água é um bem necessário em diversas esferas da sociedade, aplicada cotidianamente em simples atividades de asseio humano ou até mesmo em complexos processos industriais. Em 2010, a Assembleia Geral das Nações Unidas (AGNU), através da resolução 64/292, reconheceu o direito à água potável e ao saneamento como essenciais para o pleno gozo da vida e de todos os direitos humanos.

No ano de 2015, os 193 países membros da Organização das Nações Unidas (ONU) aprovaram dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), englobando 196 metas a serem atingidas relacionadas a questões socioeconômicas e ambientais. O objetivo seis é assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos e todas.

O ODS 6 está diretamente relacionado com a equidade na promoção de saneamento, de forma que todos possam ter o acesso adequado aos serviços, inclusive ao fornecimento de água potável e segura para aqueles que se encontram em situação vulnerável e afligem-se com a escassez de água.

No Brasil, dados apresentados pela Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2015, apontam que 84,72% da população brasileira vive em áreas urbanas e 15,28% em áreas rurais, sendo a Região Nordeste a detentora da maior porcentagem de pessoas que vivem em áreas rurais, 26,88%.

Neste contexto, a implantação do abastecimento de água proporciona aumento de vida média da população atendida, diminuição da mortalidade em geral, em particular da infantil, e redução do número de horas improdutivas ocasionadas pelo afastamento por doenças (BRASIL, 2019). Porém, quando se trata de soluções alternativas coletivas¹ ou soluções alternativas individuais² de abastecimento de água para comunidades difusas e/ou comunidades rurais, na maioria das vezes tal implantação se torna inviável em função dos elevados custos causados pelas longas distâncias entre o ponto de produção e as economias que devem ser atendidas.

As regiões semiáridas brasileiras são marcadas pela escassez de água. A irregularidade pluviométrica, alta evapotranspiração e os longos períodos de estiagens são características naturais destas áreas e explicam parte desta problemática (MORAIS et al., 2017).

A dificuldade de levar água às populações difusas com Sistema de Abastecimento de Água (SSA) coletivo em conjunto com as características climáticas do semiárido, leva esse grupo social a buscar fontes alternativas e descentralizadas para obter o produto em questão. Na maioria das vezes, as únicas fontes disponíveis são reservatórias, lagos de pequeno porte ou rios que, na região semiárida, tendem a ser efêmeros.

Iniciativas de políticas públicas vêm sendo aplicadas com o intuito de ampliar a capacidade de armazenamento de água nas populações difusas, entre elas está o Programa Um Milhão de Cisternas (P1MC) elaborado em 2003 pela Articulação do Semiárido Brasileiro (ASA) e financiado pelo governo federal, tem como objetivo a implementação de cisternas para coletar água de chuva em regiões semiáridas.

Contudo, estudos relacionam a presença de patógenos e ocorrência de doenças de veiculação hídrica a partir de águas armazenadas em cisternas, isso ocorre porque não se tem a garantia de que a água coletada está adequada para usos mais restritivos como cozinhar e beber (AMORIM et al., 2017). Em conjunto, a não aplicação de técnicas de desinfecção na água antes de ser consumida eleva os níveis de riscos sanitários nesses tipos de sistemas de abastecimento de água.

O SANEAMENTO EM COMUNIDADE DIFUSAS

As zonas rurais estão dispersas por todo o Brasil. O termo, comunidades isoladas, foi definido pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES-SP) para caracterizar núcleos habitacionais que não estão conectados aos

1 Modalidade de abastecimento coletivo destinada a fornecer água potável, com captação subterrânea ou superficial, com ou sem canalização e sem rede de distribuição (BRASIL, 2017).

2 Modalidade de abastecimento de água para consumo humano que atenda a domicílios residenciais com uma única família, incluindo seus agregados familiares (BRASIL, 2017).

serviços públicos de saneamento básico (TONETTI et al., 2018). O acesso à água potável, coleta e tratamento de esgoto, drenagem de águas pluviais e manejo dos resíduos sólidos não são efetivados nesse tipo de comunidade devido inviabilidade técnica/econômica ou atenção política. Essa situação expõe milhões de pessoas a diversos riscos.

No entanto, ao avaliar o avanço do abastecimento de água em comunidades rurais nas últimas décadas (Figura 1) é notório que houve melhoria nesse cenário. Em 1991, o percentual de domicílios atendidos por rede de distribuição era de 9%, já em 2010, esse número subiu para 28% o que configura um processo de disseminação do abastecimento, corroborando para o processo de universalização do serviço. Além disso, percebe-se que o consumo de águas providas de poço ou nascentes, assim como de outras formas (carro pipa, cisternas de água de chuva, rios, açude, lago e igarapé), vem regredindo, essa situação é um indicativo de que as populações isoladas estão sendo atendidas por políticas públicas que visam à promoção de saneamento básico.

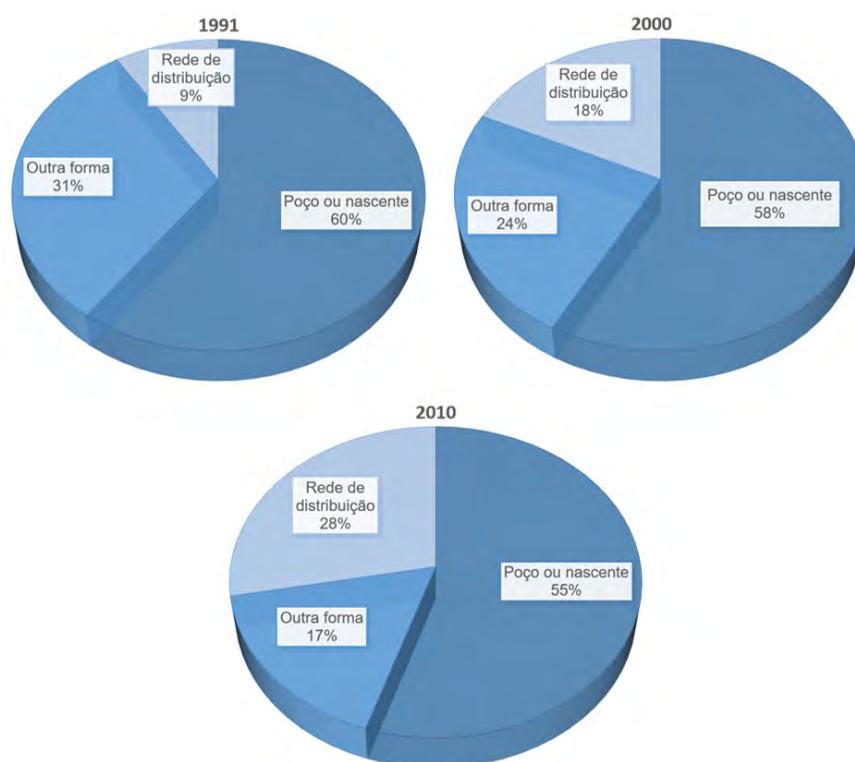


Figura 1 – Avanço do abastecimento de água em comunidades rurais
Fonte: IBGE (1991, 2001, 2010).

Outra perspectiva positiva para o saneamento rural se dá pelo novo marco legal do saneamento. Atualizado pela Lei 4.162/2019, apresenta uma nova perspectiva para a promoção de saneamento básico no Brasil, a relevância desse novo modelo

de regência é explicitada pelo Art. 11-B onde se determina como meta o atendimento a 99% da população com água potável e 90% da população com coleta e tratamento de esgoto até 31 de dezembro de 2033. Com isso, espera-se nos próximos anos melhoria nos índices de saúde pública, além das reduções das desigualdades e ascensão na qualidade de vida dos brasileiros.

O mesmo projeto de lei, no inciso III do Art. 13, explicita que os planos regionais de saneamento básico deverão ser elaborados ou atualizados levando em consideração o ambiente urbano e rural. Essa abrangência para o meio rural poderá causar um intenso impacto positivo, pois as comunidades terão acesso à água para utilizar em suas atividades, e a coleta e tratamento dos esgotos e resíduos sólidos permitirão a preservação do solo, do ar e das águas tanto superficiais como subterrâneas.

Nesse sentido, políticas públicas que promovam a redução das diferenças sociais, que ampliem o acesso ao saneamento, estructurem os serviços de saúde e educação sanitária via informação, prevenção e tratamento, devem ser estabelecidas para o alcance de índices mais satisfatórios, assim, promovendo qualidade de vida para a população rural (RESENDE; FERREIRA; FERNANDES, 2018).

A UTILIZAÇÃO DE CISTERNAS EM REGIÕES SEMIÁRIDAS

Na região semiárida, a oferta de água para usos múltiplos está aquém da sua demanda, devido as condições climáticas dominantes de semiaridez, e baixos índices de precipitação pluviométrica (LAMBAIS et al., 2019). Em período de estiagem prolongada, a situação se agrava, impactando negativamente o abastecimento da população, em especial para aqueles que habitam em regiões isoladas.

De forma sintética, considera-se cisterna um dispositivo utilizado para armazenar e conservar água provenientes da chuva, tornando famílias independentes e gestoras da água além de promover redução das doenças causadas pela ingestão de água contaminada (PALHARES, 2016; GONZAGA; ALBUQUERQUE JUNIOR; TORRE, 2020).

Esse reservatório pode ser constituído com diferentes materiais, tais como: pré-moldados de cimento, plásticos de policloreto de vinila (PVC) ou polietileno de alta densidade (PEAD), fibra de vidro, alvenaria e concreto armado. No mercado, existem diferentes tipos de reservatórios que podem armazenar a água da chuva (Figura 2), com modelos paralelepípedicos, cilíndricos, cônicos, entre outros (BRASIL, 2019).



Figura 2 – Tipos de cisternas comumente utilizadas: (A) em placas de concreto com bomba manual de PVC; (B) em placas de concreto com bomba manual; (C) com dispositivo de descarte – Padrão Funasa; (D) cisterna em PEAD.
Fonte: Adaptada de BRASIL (2015).

Frequentemente, a instalação de cisternas em regiões semiáridas tem como objetivo o armazenamento de água com o objetivo de manter esse recurso disponível ao longo de todo o ano, principalmente nos períodos de seca. Segundo a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2019), o consumo médio per capita para populações abastecidas por cisternas varia entre 14 a 28 L.hab⁻¹.dia⁻¹, enquanto que a ONU estima que 110 L.hab⁻¹.dia⁻¹ é a quantidade suficiente para realização das atividades básicas de subsistência.

De acordo com Gomes et al. (2014), nos Sistemas de Captação e Armazenamento de Água de Chuva (SCAAC), a qualidade da água está diretamente relacionada com os materiais utilizados na construção das estruturas e o desenho físico como também com as práticas de operação e manutenção utilizadas pelos usuários. É importante ressaltar que as águas armazenadas em cisternas não possuem, de maneira geral, um controle sistemático, como também garantia de que recebam tratamento regular que assegure sua qualidade para o consumo humano (MACHADO, 2017).

O caráter descentralizado dessa tecnologia torna possível que a responsabilidade de operação e manutenção dos sistemas recaia de forma individualizada em cada família, o que autonomiza a relação do usuário com o sistema de abastecimento de água (GOMES et al., 2014). Todavia, essa autonomia para gestão do sistema

reduz a participação dos órgãos públicos em termos de manutenção e fiscalização para o bom funcionamento do sistema, condição que pode favorecer o consumo de água em desacordo com os padrões de potabilidade vigentes.

Morais (2016), após avaliar as formas de manejo e qualidade da água armazenadas em cisternas domiciliares de duas comunidades rurais sergipanas, observou o comprometimento das características sanitárias da água, devido deficiência na manutenção e conservação do sistema de captação e armazenamento de água como telhados, calhas, dutos e cisternas, e com o manejo e retirada da água do dispositivo de armazenamento.

Amorim et al. (2017) avaliaram os aspectos estruturais, as formas de manejo e a qualidade da água de três assentamentos do município de Petrolina – PE e perceberam que a presença de *Escherichia coli* pode ter ocorrido em função da não utilização de bombas como instrumento auxiliar na retirada de água, esse fato foi corroborado com os resultados do diagnóstico realizado, onde foi observado que 95% dos domicílios estudados retiravam água das cisternas utilizando baldes plásticos ou latas, e apenas 5% dos sistemas de captação possuíam bomba para retirada da água. Ver-se com esse estudo a importância do manejo adequado das águas armazenadas.

Monitorar a qualidade da água em cisternas é um fator primordial para preservação e promoção da saúde de populações rurais, pois uma vez que a água esteja contaminada por elementos químicos ou microbiológicos pode provocar transtornos em poucas horas ou várias semanas após a ingestão (BRASIL, 2019). Para isso, a portaria de controle e vigilância da água para consumo humano explicita que a Secretaria de Vigilância em Saúde em articulação com as Secretarias de Saúde dos Estados, Distrito Federal e dos Municípios deverão promover e acompanhar a vigilância da qualidade da água, para toda a população inclusive aqueles abastecidos por soluções alternativas (BRASIL, 2021).

DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA

A água destinada ao consumo pode ser um veículo de transmissão de doenças ao homem (SILVA et al., 2019). Essas doenças ocasionam elevada carga de morbimortalidade em todo o mundo, especialmente entre as populações que carecem de acesso aos serviços básicos de saneamento, sendo responsável por aproximadamente dois milhões de mortes por ano, principalmente em crianças menores de cinco anos de idade (PERANOVICH, 2019).

De acordo com o Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATSUS), em 2018, houve 233.880 internações devido a doenças de veiculação hídrica, acarretando em 2.180 óbitos, gerando despesas superiores a 90 milhões de

reais. Assim, o acesso à água tratada e higiene são imprescindíveis para a prevenção e cuidados de doenças causadas pela precariedade dos serviços de saneamento (RESENDE; FERREIRA; FERNANDES, 2018).

A Tabela 1 reúne algumas doenças de veiculação hídrica, suas formas de transmissão e os agentes causadores divididos em: bactérias, vírus, protozoários e helmintos.

Tabela 1 – Doenças de veiculação hídrica, transmissão e agentes causadores

Doença	Forma de transmissão	Agente
Causadas por bactérias		
Febre tifoide	Por meio fecal-oral em relação à água contaminada com a bactéria	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi</i> A e B
Disenteria bacilar	Pelo contato direto pessoa a pessoa por transmissão fecal-oral ou indiretamente, pelo consumo de alimentos ou água contaminados	<i>Shigella sp.</i>
Cólera	Pela ingestão de água ou alimentos contaminados, ou pela contaminação pessoa a pessoa	<i>Vibrio cholerae</i>
Gastroenterites agudas e diarreias	Pela ingestão de água ou alimentos contaminados	<i>Escherichia coli enterotóxica</i> <i>Campilobacter</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Salmonella sp</i> <i>Shigella sp.</i>
Leptospirose	O agente etiológico penetra pela pele ou é ingerido.	<i>Leptospira</i>
Causadas por vírus		
Hepatite A e E	Ingestão com contaminantes, má higiene dos alimentos e a forma de tratamento dos dejetos.	Vírus HAV, HBV e HCV
Poliomielite	Via fecal-oral e estão relacionadas às condições de saneamento básico, higiene pessoal, qualidade dos alimentos	Poliovírus
Gastroenterites agudas e crônicas	Pela ingestão de água ou alimentos contaminados	Rotavírus Enterovírus Adenovírus
Causadas por protozoários		
Disenteria amebiana	Ingestão dos cistos de ameba contidos na água ou alimentos contaminados	<i>Entamoeba histolytica</i>
Gastroenterites	Pela ingestão de água ou alimentos contaminados	<i>Giardia lamblia</i> <i>Cryptosporidium</i>
Toxoplasmose	Por ingestão de oocistos provenientes de solo contaminado com fezes de gatos ou ingestão de carne crua e mal cozida infectada com cistos, em especial de porco e carneiro	<i>Toxoplasma gondi</i>

Doença	Forma de transmissão	Agente
Causadas por helmintos		
Esquistossomose	Presentes na água podem penetrar via cutânea o serem ingeridos	<i>Schistosoma mansoni</i>
Ascariíase	Ingestão de ovos embrionados presentes em alimentos crus mal lavados ou pela ingestão de água contaminada	<i>Ascaris lumbricoides</i>

Fonte: BRASIL (2014, 2019); (PÁDUA e FERREIRA, 2010); (CUNHA et al., 2017).

Peranovich (2019), ao analisar a evolução da mortalidade por doenças de veiculação hídrica na Argentina e Brasil durante a primeira década do século XXI, percebeu que em ambos os países existe uma tendência geral para diminuição da mortalidade por doenças relacionadas à água, com velocidade de redução nos anos médios de vida perdidos perto de 1% ao ano. Esse resultado pode ser justificado com a tendência para universalização do abastecimento como explicado anteriormente pelos dados dos censos demográficos realizados pelo IBGE nos anos de 2000 e 2010.

É imprescindível o conhecimento científico sobre a importância da relação hídrica com a saúde humana, a necessidade de implantação de meios mais eficazes para a qualidade da água e prevenção das doenças de veiculação hídrica que atingem a população (OLIVEIRA et al., 2020).

INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA

A vigilância da qualidade da água para consumo humano adota os seguintes indicadores para aferir a qualidade da água consumida no Brasil (BRASIL, 2015):

- Cloro residual livre (CRL) – indicador de potabilidade microbiológica por meio da inativação de organismos patogênicos;
- Turbidez – indicador sanitário da eficiência da filtração durante o processo de tratamento; e,
- Coliformes totais e *Escherichia coli* – bioindicadores de contaminação.

Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*

Os coliformes totais são bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos (BRASIL, 2013). Vários desses coliformes podem não ter origem fecal e, por isso, esse grupo pode não demonstrar fidedignamente a contaminação das águas por fezes (COSTA et al., 2016).

Os coliformes termotolerantes são um subgrupo das bactérias do grupo coliformes, formado pelos gêneros *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, sendo essas de origem não fecal e, ainda, tem como principal representante a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal (BRASIL, 2013; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011). Conforme o explicitado na Figura 3.

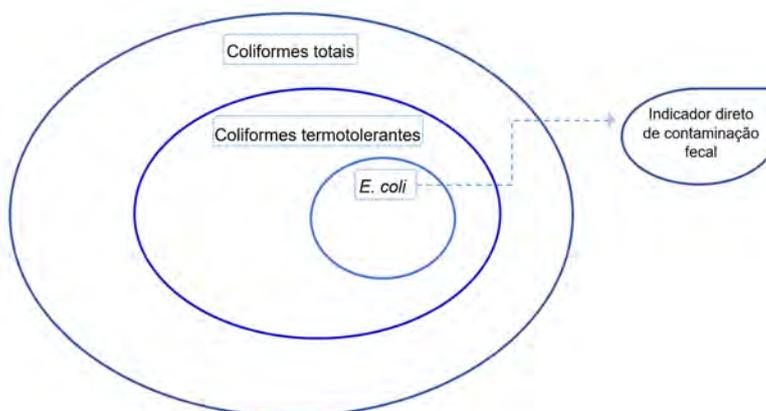


Figura 3 – Inserção da *Escherichia coli* no grupo coliformes totais
Fonte: Autores (2020).

A *Escherichia coli* é um dos microrganismos mais comuns habitando no trato digestório de animais de sangue quente, inclusive os humanos (FIORESE et al., 2019). Embora presente em animais ao longo de suas vidas, não é um patógeno comum, mas alguns tipos dessas bactérias podem causar gastroenterites agudas e diarreias em decorrência da produção de enterotoxinas, a partir da ingestão de água contaminada (OLIVEIRA et al., 2015).

A Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, anexo XX (Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021) trata do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, o Anexo 1 do referido anexo reúne o padrão bacteriológico da água para consumo humano (Tabela 2), bem como no anexo 15 que trata do número de amostras e frequência de amostragem para o controle da qualidade da água em solução alternativa coletiva, para fins de análises físicas, químicas e microbiológicas em função do tipo de manancial (Tabela 3).

Tabela 2 – Padrão bacteriológico da água para consumo humano

Formas de abastecimento	Parâmetro	(VMP)(1)
SAI*	<i>Escherichia coli</i> (2)	Ausência em 100 mL
SAA** e SAC*** Na saída do tratamento	Coliformes totais(3)	Ausência em 100 mL
Sistema de distribuição e pontos de consumo	<i>Escherichia coli</i> (2)	Ausência em 100 mL
	Coliformes totais (4)	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês pelo responsável pelo sistema ou por solução alternativa coletiva de abastecimento de água, poderá apresentar resultado positivo
	Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem menos de 20.000 habitantes	Ausência em 100 mL em 95% das amostras examinadas no mês pelo responsável pelo sistema ou por solução alternativa coletiva de abastecimento de água.
	Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem a partir de 20.000 habitantes	

NOTAS:

* Solução alternativa individual de abastecimento de água para consumo humano.

** Sistema de abastecimento de água para consumo humano.

*** Solução alternativa coletiva de abastecimento de água para consumo humano.

(1) Valor Máximo Permitido

(2) Indicador de contaminação fecal.

(3) Indicador de eficiência de tratamento.

(4) Indicador da condição de operação e manutenção do sistema de distribuição de SAA e pontos de consumo e reservatório de SAC em que a qualidade da água produzida pelos processos de tratamento seja preservada (indicador de integridade).

Fonte: Adaptada de BRASIL (2021).

Tabela 3 – Número mínimo de amostras e frequência mínima de amostragem para o controle da qualidade da água de solução alternativa coletiva, para fins de análises físicas, químicas e microbiológicas, em função do tipo de manancial e do ponto de amostragem

Parâmetro	Tipo de manancial	Saída do tratamento	Número de amostras retiradas no ponto de consumo (para cada 1000 hab.)	Frequência de amostragem
Cor aparente, pH, coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	Superficial	1	1	Semanal
	Subterrâneo	1	1	Mensal
Turbidez	Superficial	1	1	Semanal
	Subterrâneo	1	1	Semanal na saída do tratamento Mensal no ponto de consumo
Residual de desinfetante(1)	Superficial ou Subterrâneo	1	1	Diário
Demais parâmetros	Superficial ou Subterrâneo	1	-	Semestral

NOTAS:

(1) Análise exigida de acordo com o desinfetante utilizado.

Fonte: Adaptada de BRASIL (2021).

O padrão mais importante em relação ao controle microbiológico de água para o consumo humano é inexistência de *Escherichia coli*. A portaria em questão determina que deve haver ausência desse microrganismo em 100mL da amostra destinada ao consumo humano, isso é necessário, pois esses microrganismos são indicadores de contaminação fecal. O mesmo é válido para os sistemas de distribuição, em que além de haver ausência da *Escherichia coli*, em soluções alternativas coletivas que abasteçam menos de 20.000 habitantes, os coliformes totais só podem ser detectados em apenas uma amostra das examinada no mês.

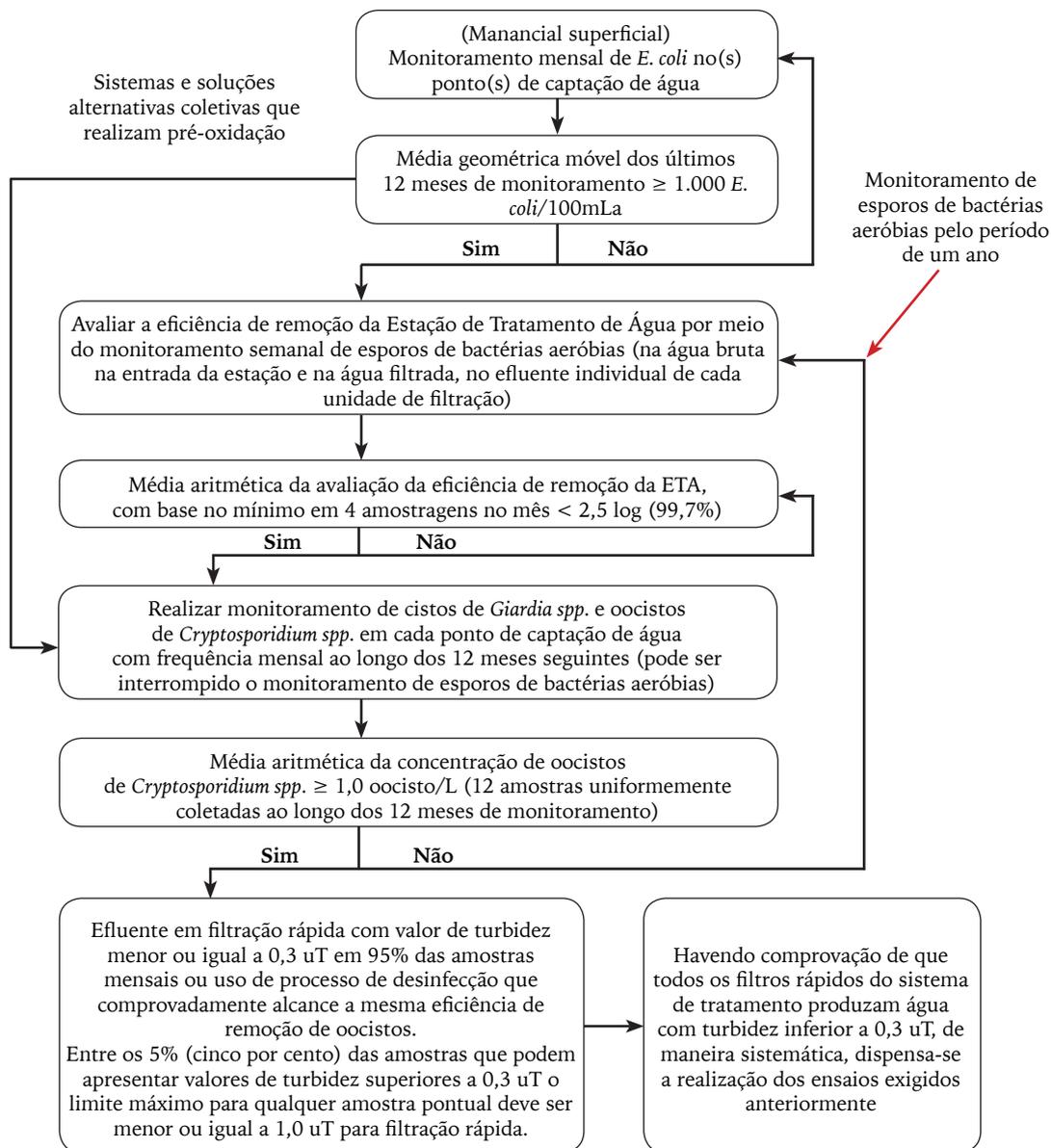
Protozoários

Os gêneros de protozoários associados a doenças de veiculação hídrica incluem *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Toxoplasma*, *Cyclospora*, *Entamoeba*, *Isospora belli*, *Naegleria fowleri* e *Acanthamoeba*, capazes de produzir cistos ou oocistos resistentes às condições do ambiente (LIBÂNIO, 2016).

Apesar da grande relevância que estes organismos apresentam à saúde pública, aliada a sua resistência aos processos físicos, químicos e microbiológicos comumente utilizados pelas estações de tratamento de água e esgoto sanitário, estes não são levados em consideração no monitoramento da qualidade dos efluentes gerados pelas estações de tratamento de esgoto sanitário (MIGLIOLI, 2017).

Anteriormente, o anexo XX da portaria de consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, não estabelecia um indicador direto de protozoário bem como a determinação de uma concentração máxima permissível, o controle era dado de forma indireta ao recomendar turbidez do efluente filtrado inferior a 0,5 uT em 95% dos dados mensais e que toda água captada superficialmente deva ser submetida à filtração, em virtude da maior resistência destes microrganismos à desinfecção com cloro (LIBÂNIO, 2016).

Porém, a revogação do Anexo XX da portaria de consolidação GM/MS nº 5 pela portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021, houve a inclusão de uma série de parâmetros microbiológicos (*E. coli*, esporos de bactérias aeróbios, oocistos de *Cryptosporidium spp*) e físico (turbidez) que seguem uma estrutura lógica para a indicação indireta de remoção de protozoários que se inicia a partir do monitoramento do ponto de captação. A Figura 4 esquematiza o procedimento a ser adotado.



Nota: Para Sistemas e soluções alternativos coletivos com tratamento por filtração em membrana, deve-se obter um efluente filtrado com turbidez menor ou igual a 0,1 uT em pelo menos 99% das medições realizadas no mês.

Figura 4 – Esquema do monitoramento da qualidade de água para sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água que utilizam mananciais superficiais em relação a protozoários e seus indicadores indiretos

Fonte: Autoria própria.

Vale ressaltar que em sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água que realizam pré-oxidação devem proceder ao monitoramento de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* quando identificada média geométrica móvel maior ou igual a 1.000 *Escherichia coli*/100mL (BRASIL, 2021). Uma vez que o emprego da pré-oxidação pode ocasionar a inativação/remoção de esporos de

bactérias aeróbias e não necessariamente garantir a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*.

Oliveira, Bastos e Silva (2018) relatam que os esporos de bactérias aeróbias são removidos preponderantemente pela etapa de filtração, o que é consistente com o mecanismo determinante de remoção de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium*. Assim, o uso de oxidantes anterior a filtração poderia indicar falsos resultados de eficiência de inativação desses microrganismos.

Vírus entéricos

Os vírus entéricos são constituídos por grupos virais presentes no trato gastrointestinal humano e, após transmissão fecal-oral, podem causar infecções em indivíduos susceptíveis (PRADO; MIAGOSTOVICH, 2014).

A presença desses vírus entéricos no meio hídrico tem sido relacionada como um grave problema de saúde pública devido à falta de tratamento de esgotos lançados no ambiente, como em rios e córregos proporcionando a disseminação viral. As gastroenterites e infecções virais são apontadas como segunda principal causa de doenças transmitidas por água contaminada (OLIVEIRA et al., 2020).

Similar à situação dos protozoários, os vírus entéricos também não são abordados como um dos padrões de qualidade microbiológica da água para consumo humano. A única menção feita a esses microrganismos é a recomendação de inclusão do monitoramento dos mesmos nos pontos de captações de água provenientes de mananciais superficiais.

A prevenção da transmissão dos vírus entéricos pela água exige a adoção de políticas por parte de governantes para fortalecer os sistemas de abastecimento e melhorar a vigilância epidemiológica (PELÁEZ et al., 2016).

DESINFECÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

A desinfecção constitui-se praticamente na última etapa do tratamento relacionada à consecução do objetivo de produzir água de consumo isenta da presença de microrganismos patogênicos, cuja inativação realiza-se por intermédio de agentes físicos e/ou químicos (LIBÂNIO, 2016).

Possível de ser empregada em recipientes domiciliares, como barreira contra a propagação de enfermidades, a desinfecção constitui uma das intervenções mais importantes para controlar a incidência de doenças de veiculação hídrica (BRASIL, 2019). Esse processo é obrigatório nas etapas para o tratamento de água tendo em vista que somente ele inativa e previne o crescimento de microrganismos.

A percepção de que a desinfecção é um processo essencial para o tratamento de água foi notada há 4000 a.C., escritos sânscritos e gregos recomendavam métodos como fervura da água sobre o fogo, ou aquecida no sol, e purificação através de filtro em areia e cascalho grosseiro. No século V a.C., Hipócrates, o pai da medicina, notou que a água da chuva deveria ser fervida ou coada, o cientista inventou a peneira de Hipócrates, consistia em uma bolsa de pano utilizada para coar água (CRITTENDEN et al., 2012).

Em 1835, Dr. Robley Dunlinsgen, em seu Livro *Public Health*, recomendava a adição de pequenas quantidades de cloro para tornar potável a água inicialmente contaminada. No ano de 1854, o médico epidemiologista Jonh Snow verificou que quinhentos casos mortais de cólera na zona central de Londres ocorreram devido o consumo de água proveniente de uma fonte contaminada, isso estabeleceu relação direta entre a água e doenças de veiculação hídrica, o que intensificou a implantação de conceitos higienista propostos por estudiosos da área (ALMEIDA, 2011).

Robert Koch, em 1881, demonstrou em laboratório que o cloro inativa bactérias. O primeiro sistema de abastecimento de água a usar cloro foi construído no ano de 1902, em Middelkerke, Bélgica. Já o ozônio foi utilizado pela primeira vez em Nice, França, no ano de 1902 (CRITTENDEN et al., 2012).

No início do século passado, o cloro e seus compostos passaram a ser empregados como desinfetantes nas estações de tratamento de água de Chicago, Nova Jersey, Montreal, Nova York, Cleveland, entre outras, perfazendo já em 1918 mais de 1000 sistemas de abastecimento e vazão total da ordem de $127 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Em relação à radiação ultravioleta (UV), embora seu efeito germicida tenha sido detectado pela primeira vez em 1878, as primeiras unidades foram construídas em 1955, na Suíça e Áustria, países que, em 1985, contavam com 500 e 600 instalações, respectivamente (LIBÂNIO, 2016).

AGENTES DESINFECTANTES

O processo de desinfecção de águas baseia-se em reações envolvendo agentes químicos que tenham potencial para oxidação como o cloro, peróxido de hidrogênio, ácido acético, bromo, iodo, cloreto de bromo e ozônio. A desinfecção também pode ocorrer a partir de agentes físicos que forneçam ação referenciada à energia de radiação, sendo frequentemente utilizadas a radiação UV, radiação gama, radiação solar e em esfera domiciliar, a fervura (LIBÂNIO, 2016).

A determinação do agente adequando ao tratamento varia em decorrência de aspectos como: qualidade e quantidade da água a ser tratada, relação custo-benefício, viabilidade técnica e segurança sanitária. A seguir, serão apresentados alguns agentes desinfetantes com potencial para aplicação em comunidades difusas.

Cloro

O cloro pode ser encontrado em três formas: sólida, líquida e gasosa. A primeira, no geral, está em formas de pastilha e utiliza-se em sistemas de baixa demanda. A segunda forma é utilizada em sistemas de médio e pequeno porte, para se atingir a concentração adequada é necessário preparar uma solução com a diluição pretendida. Já a terceira forma tem aplicabilidade em sistemas de grande porte e é a forma mais pura encontrada na natureza quando comparada com as demais citadas.

Esse elemento possui larga aplicação nos processos convencionais de tratamento de água, os principais aspectos positivos são: desinfetante eficaz, viabilidade econômica, tecnologia consolidada e de fácil implantação, o CRL pode ser mantido e monitorado, se usado na forma de hipoclorito de sódio pode ser produzido no local (METCALF E EDDY, 2016). Vale salientar que a eficiência do produto dependerá não somente da quantidade utilizada, mas também do teor de cloro ativo na sua composição (SILVA, 2016).

A seguir, têm-se as reações dos principais produtos à base de cloro com a água apresentadas pelo Manual de cloração de águas em pequenas comunidades da Funasa (2014) e por Metcalf e Eddy (2016):

Cloro gasoso

Hipoclorito de sódio

Hipoclorito de cálcio

Percebe-se que em todas as reações entre os produtos e a água tem-se a formação do ácido hipocloroso (HOCl) que a depender do pH da água se dissocia e forma o íon hipoclorito (OCl^-), a quantidade desses produtos finais é conhecida como CRL (METCALF E EDDY, 2016), porém o ácido hipocloroso (HOCl) é um desinfetante mais potente do que o íon hipoclorito (OCl^-), sob mesmas condições de tempo de contato e dosagem (BRASIL, 2014).

O cloro ao reagir com substâncias nitrogenadas gera o cloro combinado, que pode estar presente nas formas de monocloramidas, dicloramidas e tricloramidas; com menor potencial desinfetante quando comparado com o cloro livre. Esse é utilizado em situações nas quais já se tem a qualidade microbiológica assegurada, com objetivo apenas de conferir o residual para evitar o recrudescimento microbiológico e formação de trihalometanos (LIBÂNIO, 2016; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011). Assim, o cloro total é dado pelo somatório entre o cloro livre e o cloro combinado.

A Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, anexo XX (Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021) explicita que em relação ao CRL, compete

ao responsável pelo fornecimento de água para consumo humano assegurar que a água contenha um teor mínimo de 0,2 mg. L⁻¹ de CRL, 2 mg. L⁻¹ quando se utiliza cloro combinado ou 0,2 mg.L⁻¹ de dióxido de cloro e recomenda-se que o teor máximo em qualquer ponto do sistema de abastecimento seja de 2 mg.L⁻¹. Para fornecimentos através de veículo transportador (carro-pipa), deve-se assegurar que a água fornecida contenha um teor mínimo 0,5 mg. L⁻¹ de CRL.

A portaria em questão, para garantir a efetividade da remoção de microrganismos determina o tempo de contato entre a solução desinfetante e a água em função do pH, temperatura e concentração de CRL para cada tipo de desinfetante. Quanto maior a concentração de CRL menor é o tempo de contato necessário, águas com temperatura mais elevada requerem menor tempo de contato, por fim, quanto menor o pH do fluido menor é o tempo de contato a ser utilizado.

A determinação de CRL pode ser realizada por diversos métodos, dentre os quais podem ser citados o iodométrico, o amperométrico e o N,N-dietil-p-fenilendiamina (DPD), este último é operacionalmente mais simples quando comparado com a titulação amperométrica (SOARES et al., 2016). O DPD ao entrar em contato com frações de cloro contida na água apresenta coloração róseo-avermelhada, assim, quanto mais intensa a cor, maior a concentração de CRL na amostra conforme a Lei de Beer (LUCENA, 2018)

A concentração residual assegura que a demanda de cloro foi satisfeita e a dosagem requerida de cloro reporta-se, para as condições nas quais se realiza o processo de desinfecção, à dosagem aplicada para se obter o residual na rede de distribuição e a inobservância dos organismos indicadores (LIBÂNIO, 2016).

Radiação ultravioleta

A radiação ultravioleta, também conhecida como radiação UV, tem sido empregada com êxito na desinfecção de água para abastecimento humano. Com a combinação adequada da dose de radiação e qualidade da água, o processo de radiação UV com comprimento de onda entre 240-280 nm se mostra eficaz para a inativação de bactérias, vírus e protozoários, sem o inconveniente da formação de subprodutos tóxicos (METCALF E EDDY, 2016).

Os efeitos deletérios mais importantes da radiação UV ocorrem em nível de ácido desoxirribonucleico (DNA), especialmente junto às chamadas bases pirimídicas e às ligações dissulfetos presentes nos complexos proteicos e enzimáticos (LIBÂNIO, 2016). De acordo com a portaria de potabilidade vigente, para a desinfecção por radiação ultravioleta deve ser observada a dose mínima de 1,5 mJ.cm², e para garantir a inativação de cistos de *Giardia spp.* é necessário aplicar dose mínima de 2,1 mJ.cm² (BRASIL, 2021).

Nascimento et al. (2018) avaliaram a eficácia de um sistema baseado em radiação solar para desinfecção de vírus e bactérias e apuraram que a eficiência de remoção/inativação é muito maior do que a de filtração simples e comparável a técnicas de tratamento avançadas como as membranas de micro e ultrafiltração. Além disso, a eficiência de remoção de *Escherichia coli* foi de 100%.

Um empecilho da desinfecção por agentes físicos, inclusive a radiação solar, é a impossibilidade de garantir um efeito residual na água, porém a associação da radiação UV com compostos do cloro pode se efetuar em duas vertentes; na oxidação dos precursores no processo de desinfecção antes do contato com o cloro livre minimizando a formação dos trihalometanos e podendo tornar o processo mais eficiente na inativação de outros microrganismos (LIBÂNIO, 2016).

Por isso, a Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, anexo XX (Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021) expõe que para sistemas que utilizam ozônio ou radiação ultravioleta como desinfetante, torna-se necessário adicionar cloro ou dióxido de cloro de forma a manter o residual mínimo de cloro já tratado anteriormente.

Ebulição

Em localidades difusas com acesso restrito a procedimentos de desinfecção, a nível doméstico, torna-se viável a aplicação da ebulição também conhecida como fervura, em forma de potabilização para a água. A partir da elevação da temperatura da água e fervura durante um determinado tempo é possível a inativação de microrganismos como bactérias, vírus e protozoários. A Tabela 4, reúne a base científica apresentada pela Organização Mundial da Saúde no intuito de explicitar a eficiência da temperatura na inativação de microrganismos.

Tabela 4 – Temperatura para inativação de bactérias, vírus e protozoários

Microrganismo	Temperatura (°C)	Tempo de inativação (s)	Referência	Resistência ao cloro
Bactérias				
<i>Escherichia coli</i>	65	< 2	Spinks et al. (2006)	Baixa
<i>Salmonella typhi</i>	65	< 2	Spinks et al. (2006)	Baixa
<i>Enterococcus faecalis</i>	65	7-19	Spinks et al. (2006)	-
<i>Shigella sonnei</i>	65	3	Spinks et al. (2006)	Baixa
<i>Vibrio cholerae</i>	55-70	22,5-120	Johnston & Brown (2002)	Baixa
<i>Yersinia enterocolitica</i>	72	0,5	Sörqvist (2003)	-
<i>Campilobacter spp</i>	62	15	Juffs & Deeth (2007)	Baixa

Microorganismo	Temperatura (°C)	Tempo de inativação (s)	Referência	Resistência ao cloro
Vírus				
Vírus HAV	85	< 30	Bidawid et al. (2000)	Moderada
Poliovirus 1	95	15	Strazynski, Kramer e Becker (2002)	-
Adenovirus 5	70	1.260	Maheshwari et al. (2004)	Moderada
Protozoários				
<i>Cryptosporidium parvum</i>	72	60	Fayer (1994)	Alta
<i>Giardia</i>	56	600	Sauch et al. (1991)	Alta

Fonte: Adaptada de OMS (2015, 2017).

Observa-se, na Tabela 3, que as bactérias são passíveis de inativação em curtos períodos de fervura e em temperaturas entre 62-72 °C, o que caracteriza viabilidade dessa técnica para a remoção de organismos dessa natureza, a *Escherichia coli* e a *Salmonella typhi* são removidas em menos de dois segundos de exposição. Além disso, esse grupo de patógenos apresenta baixa resistência ao processo de desinfecção utilizando o cloro. Com isso, essas duas técnicas de desinfecção se aplicadas em conjunto podem conferir à água elevada segurança para consumo.

Em relação aos vírus, percebe-se que é possível removê-los no processo de fervura, porém utilizando temperaturas mais elevadas (70 - 95 °C) e maiores tempos de exposição. O adenovírus apresenta bastante resistência a esse processo, com tempo de inativação superior a 20 min. E ainda, esses vírus apresentam resistência moderada ao processo de cloração; esses dois fatores indicam que esses organismos são persistentes ao processo de desinfecção sendo necessária a aplicação de alguma técnica de filtração para que ocorra a remoção dos mesmos.

Percebe-se que em um grau ainda maior em relação aos vírus, os protozoários também são resistentes ao processo, para a inativação da *Giardia* é necessário tempo de fervura de 600 min, essa condição torna inviável a aplicação desse processo para a desinfecção de águas com a presença de tais microrganismos. Ainda, ver-se que ambos protozoários citados são resistentes à cloração, isso configura a necessidade da filtração no processo para que estes sejam removidos.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) (2017) recomenda que os fornecedores de água em conjunto com as autoridades públicas devem desenvolver protocolos para fervura de água, além de informarem situações em que se deve ferver a água antes do consumo:

- Quando houver deterioração substancial nas fontes de água para consumo;
- Em casos de graves avarias no sistema de tratamento e distribuição de água;

- Desinfecção insuficiente;
- Detecção de agentes patógenos ou de organismos indicadores de contaminação fecal em águas para consumo humano;
- Existência de provas epidemiológicas que indicam surtos de doenças de veiculação hídrica.

Os três últimos pontos indicados pela OMS podem ser percebidos em comunidades isoladas onde não se tem o abastecimento através do SSA coletivo e que rotineiramente as águas são consumidas sem nenhuma forma de tratamento. Logo ver-se que a fervura da água do consumo, a nível doméstico, é viável para a remoção de organismos patogênicos a exemplo da *Escherichia coli*.

É importante ressaltar que a fervura é uma técnica exclusivamente para desinfecção, a qualidade da água é um fator primordial para que a aplicação desse processo seja eficaz. Em águas com elevada cor e turbidez, não é recomendada a aplicação apenas da fervura antes do consumo, a filtração também deve ser levada em consideração para que se consiga a remoção de sólidos suspensos contidos no fluido.

A IMPORTÂNCIA DA FILTRAÇÃO

A filtração consiste na remoção de partículas (suspensas e coloidais) e microrganismo presentes na água, o processo acontece a partir do escoamento do fluido em um meio poroso (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011). As águas provenientes de manancial superficial devem ser submetidas a processo de filtração antes do consumo (BRASIL, 2017).

A maioria dos processos alternativos para tratamento de água em comunidades difusas se limitam à condição de que a água a ser tratada apresente baixa turbidez. Em casos onde se tem a água muito turva é necessária a aplicação da filtração para remover os sólidos suspensos. Além disso, processos como o uso do cloro, radiação ultravioleta e osmose reversa apresentam eficácia, porém há a necessidade de avaliar aspectos sanitários, econômicos e técnicos em relação a esses métodos (MTHOMBENI et al., 2012).

Como dito anteriormente, a desinfecção não possui eficácia para remover todos os tipos de organismos existentes, a exemplo do *Cryptosporidium* (OMS, 2017). Então se faz necessário escolher entre as tecnologias existentes o procedimento que proporcionará a melhor remoção dos microrganismos pretendidos.

Entre os filtros comercializados para uso doméstico, têm-se os filtros de cerâmica branca que possuem poros com tamanhos definidos e em alguns casos podem

conter carbono ativado. A água percola através da superfície porosa, onde impurezas e microrganismos ficam retidos nos poros. Outra configuração para filtros são os constituídos com material granular, comumente utiliza-se areia como meio filtrante e os microrganismos ficam retidos nos espaços de vazios formados entre os grãos.

Os filtros cerâmicos conseguem reter quase que totalidade dos vírus, bactérias e parasitas presentes na água, pois, quando de boa qualidade, apresentam poros pequenos e homogêneos, capazes de impedir a entrada destes microrganismos (INGRAM, 2006).

Cabala (2013) analisou o desenvolvimento de filtros cerâmicos acrescidos de nanopartículas de prata para desinfecção de água para consumo humano. Após os experimentos notou que os filtros confeccionados pela redução química de nitrato de prata (AgNO_3) mostraram potencial para serem usados na desinfecção de água contaminada com *Escherichia Coli*, promovendo a eliminação total desse microrganismo em 15 minutos de circuito fechado.

Sousa (2018) avaliou o desempenho de um filtro à base de rejeitos cerâmicos, carvão ativado e nanopartículas de óxido de zinco (ZnO) para a purificação de água e percebeu que o filtro foi capaz de reduzir 78,2% de coliformes e 58,98% de *Escherichia coli*. presentes na água.

TÉCNOLOGIAS DE BAIXO CUSTO PARA DESINFEÇÃO

Com base nos agentes de desinfecção apresentados anteriormente, serão apresentados técnicas e procedimentos desenvolvidos por órgãos públicos ou especialistas de iniciativa privada com o intuito de promover a desinfecção de águas para consumo humano em comunidades difusas.

Clorador Embrapa

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) após observar que nas áreas rurais as águas da mina ou de poço nem sempre estão em condição ideal para serem utilizadas e que seu consumo sem tratamento pode acarretar em uma série de malefícios, desenvolveu um aparelho de baixo custo e de simples instalação para clorar água de reservatórios das residências rurais.

O aparelho é de fácil instalação (Figuras 5 e 7), pode ser montado pelo próprio morador, confeccionado com materiais de baixo custo que são disponibilizados em estabelecimentos de material de construção. A instalação do clorador deve ser realizada entre a captação da água e o reservatório que acumulará a água antes de ser consumida (Figura 6).

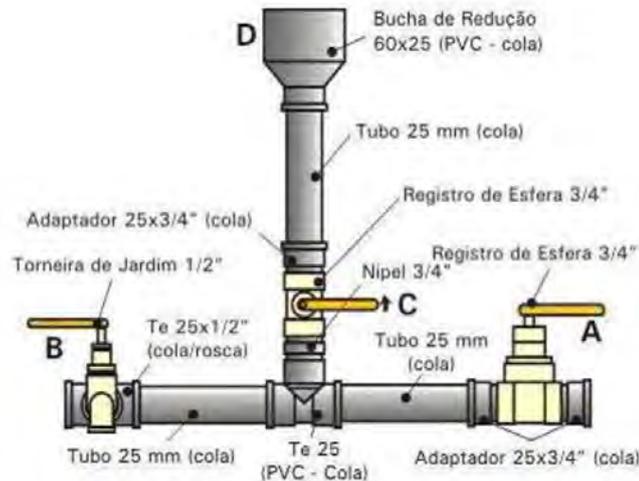


Figura 5 – Estrutura do clorador Embrapa
 Fonte: Embrapa (2014).



Figura 6 – Clorador seguido do reservatório de água tratada
 Fonte: Embrapa (2014).

Segundo a Embrapa (2014), o procedimento de desinfecção ocorre da seguinte forma: (i) deve-se fechar o registro (A) da entrada de água para o reservatório; (ii) abrir a torneira (B) para aliviar a pressão na tubulação, até que a água pare de escoar, após isso a mesma deve ser fechada; (iii) abrir o registro do clorador (C), inserir o cloro no receptor (D), em seguida lavá-lo com água limpa e fechar o registro (C); (iv) abrir o registro (A) da entrada de água, após o tempo de contato de 30 min, a água estará desinfetada e disponível para consumo.

O agente desinfetante utilizado é o cloro granulado, do tipo hipoclorito de cálcio a 65%, a quantidade a ser adicionada no sistema varia de acordo com o volume do reservatório. Segundo a Embrapa (2014), esse produto é facilmente encontrado em lojas de materiais para piscinas, tem eficiência comprovada no que se refere a remoção de contaminantes e não confere sabor forte à água.

É importante ressaltar que uma colher rasa do agente desinfetante é suficiente para um reservatório com volume de 500-1000 L. Além disso, a adição do cloro deve ocorrer diariamente, pois o mesmo perde ação desinfetante após 24 h.

Para avaliar a eficiência da cloração, a Embrapa recomenda que o consumidor utilize um kit de dosagem de cloro, comercializado em casa de materiais para piscinas, e seguindo as instruções do fabricante, colete uma amostra de água de uma das torneiras da residência e avalie a concentração de cloro e o pH da água. A portaria de potabilidade vigente recomenda que a água deve conter no mínimo 0,2 mg.L⁻¹ de CRL e no máximo 5 mg.L⁻¹, o ideal é que a concentração esteja o mais próximo possível da mínima estabelecida.



Figura 7 – Clorador implementado
Fonte: Embrapa (2014).

Clorador simplificado desenvolvido pela Funasa

A Fundação Nacional de Saúde, vinculada ao Ministério da Saúde (2014), desenvolveu um instrumento para adicionar cloro à água de modo seguro. Esse dosador efetua a cloração da água por batelada, principalmente em pequenos serviços de abastecimento de água em que o consumo é muito pequeno, bem como em comunidades rurais, aldeias indígenas e ribeirinhas (BRASIL, 2019).

Construído a partir de materiais hidráulicos disponíveis no mercado, o dispositivo dispensa a utilização de energia elétrica e a necessidade de controle constante da dosagem do desinfetante utilizado no processo. A aplicação do clorador é voltada para tratamento de volumes fixos de água proveniente de manancial subterrâneo, mais especificamente, advinda de poços tubulares profundos, rasos ou escavados.

A Funasa desenvolveu dois modelos (Figura 8). O tipo A é recomendado para sistemas onde a operação é manual e o reservatório que recebe a água do poço enche rapidamente. Já o tipo B é adequado para sistemas automatizados em que o reservatório demora para encher.

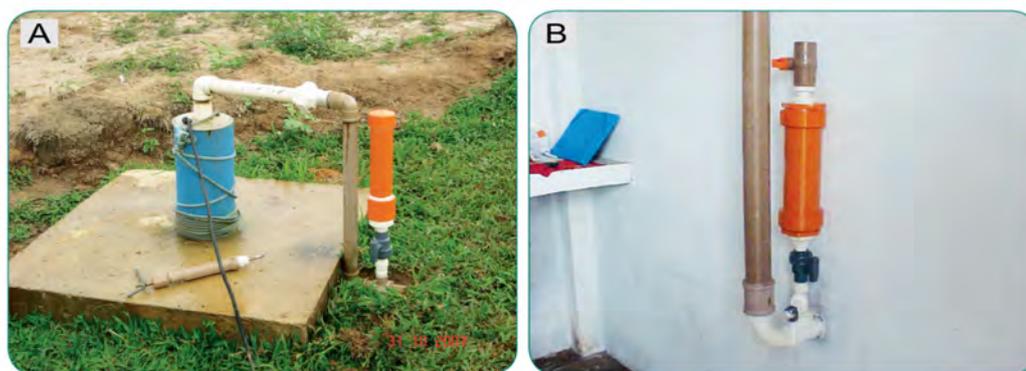


Figura 8 – Clorador simplificado Funasa: Modelo A e Modelo B
Fonte: BRASIL (2014).

A instalação do dispositivo em questão é feita entre o poço de captação e o reservatório de armazenamento. O reabastecimento do sistema é realizado quando não for detectado cloro na saída do tratamento.

O agente desinfetante utilizado nesses sistemas é o hipoclorito de cálcio, recomenda-se que a concentração da solução seja em torno de 1 mg. L^{-1} . Como o tratamento é feito por batelada, há suficiente tempo de contato entre o cloro e a água durante o enchimento do reservatório e não há risco de superdosagem (BRASIL, 2014).

A quantidade de agente desinfetante depende do volume de água a ser tratado (Tabela 5). Para um volume de 5.000 L, por exemplo, afere-se 41,67 mL de hipoclorito de sódio a 12% ou 7,69 mL de hipoclorito de cálcio a 65% e dissolve em aproximadamente 1,5 L de água. A solução é posta no dosador com a válvula fechada, a ativação da mesma deve ocorrer no momento em que a bomba é acionada para realizar a sucção da água do poço até o reservatório de armazenamento.

Tabela 5 – Dosagem do desinfetante em relação ao volume a ser tratado

Hipoclorito de Sódio (12 %)			
Volume a ser desinfetado (L)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	Volume dosado (mL)	Volume de água para preparo do desinfetante (L)
5000	1	41,67	1,5
10000	1	83,33	1,5
15000	1	125,00	1,5
20000	1	166,67	1,5
Hipoclorito de Cálcio (65 %)			
Volume a ser desinfetado (L)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	Volume dosado (mL)	Volume de água para preparo do desinfetante (L)
5000	1	7,69	1,5
10000	1	15,38	1,5
15000	1	23,08	1,5
20000	1	30,77	1,5

Fonte: Autores (2020).

A medição regular do teor de cloro residual livre permite controlar o funcionamento do equipamento e a ausência de contaminação na rede de distribuição de água (BRASIL, 2014). Recomenda-se a avaliação contínua do CRL de forma a manter um residual mínimo no ponto de consumo de 0,2 mg. L⁻¹ e máximo de 1 mg.L⁻¹, como mencionado anteriormente.

Gerador de hipoclorito *in loco*

Os geradores de hipoclorito *in loco* (Figura 9) são uma alternativa viável para desinfecção da água em situações onde há carência de acesso à água clorada. Para comunidades rurais, esses geradores apresentam grande viabilidade já que podem ser projetados de acordo com as necessidades dos usuários, atendendo a partir de 105 g de cloro ativo.dia⁻¹, além disso, o sistema é de simples operação e controle com possibilidade de automação, baseando o trabalho humano apenas na reposição do sal.



Figura 9 – Gerador de hipoclorito *in loco*
Fonte: GRUPO HIDROGERON.

De acordo com o Grupo Hidrogeron, empresa fabricante desses sistemas, a solução oxidante gerada, além do cloro ativo possui peróxido de hidrogênio e ácido hipocloroso. Esses oxidantes possuem ação mais rápida que o cloro e atuam proporcionando mais qualidade no tratamento.

A geração da solução oxidante se dá por eletrólise da salmoura, envolvendo insumos de baixo custo: água, cloreto de sódio e energia elétrica que considerando o elevado potencial da região Nordeste em produção de energia alternativa, pode ser advinda de uma fonte solar ou eólica, a depender do porte do sistema.

Para a geração do hipoclorito recomenda-se a utilização de água abrandada, isso evita a eletrodeposição de sais como cálcio e magnésio nos eletrodos do sistema. A eletrólise da salmoura ocorre quando a mesma está a 3%, porém o ponto de saturação do sal é 30%, assim os geradores dispõem de um saturador que permite a concentração ideal de 3%, exigindo apenas a alimentação com água e sal, e ajuste da dosagem conforme a demanda dos usuários e porte do sistema.

Pacheco et al. (2018) realizaram um comparativo entre o hipoclorito de sódio produzido *in loco* e o cloro gasoso em sistema de abastecimento de água e observaram que o primeiro é um desinfetante eficiente, atendendo aos padrões de potabilidade vigentes e que os custos para operação são economicamente viáveis, compensando em curto intervalo de tempo os valores investidos para aquisição e instalação do equipamento.

A produção do agente desinfetante no próprio local de utilização permite que os usuários tenham maior capacidade de administração e flexibilidade para obtenção do produto. Em comunidades rurais, esse é um ponto bastante positivo, pois evita

que as famílias busquem outras fontes de água ou consumam água que não ofereça segurança hídrica devido a não existência de processos que facilitem a desinfecção antes do consumo.

Projeto SODIS

Lançado em 1999 pelo Instituto Federal Suíço de Ciência e Tecnologia Aquática (EAWAG), o projeto *Solar Water Disinfection* (SODIS) visa à produção de água potável, em nível doméstico, de forma ecológica e com baixo custo para populações vulneráveis e com acesso restrito a esse recurso.

A tecnologia do SODIS baseia-se na utilização de energia solar para promover a destruição de microrganismos patogênicos, esses por sua vez são vulneráveis a dois efeitos solares: radiação no espectro da luz UV-A (320-400 nm) e calor (elevação da temperatura da água) (EAWAG, 2002).

O EAWAG elenca as vantagens do SODIS:

- Melhora a qualidade microbiológica da água;
- Melhora a saúde das famílias assistidas;
- Estimula práticas de saúde e higiene;
- Fornece melhorias para águas provenientes de sistemas públicos defasados;
- Não exige gastos com infraestrutura;
- Reduz a utilização de combustíveis fósseis ou que se baseiam em recursos naturais como a lenha.

Para que o SODIS seja eficiente, a qualidade da água é primordial sendo preferível baixa turbidez (<30 uT). Outro fator importante é a necessidade de radiação solar, pois a técnica depende de condições climáticas que favoreçam o processo, inclusive a quantidade de luz solar disponível.

Em dias com céu limpo ou 50% nublado, a garrafa deve ser exposta ao sol durante 6 h, já para dias em que mais da metade do céu esteja nublado, a garrafa deve ser exposta durante dois dias. Quando a temperatura da água estiver no mínimo a 50 °C, uma hora de exposição é suficiente. Entretanto, em dias chuvosos, o SODIS não tem eficiência. Recomenda-se a fervura da água para suprir as necessidades nesses referidos períodos.

O recipiente mais indicado é o Polietileno Tereftalato (PET) com volume de 2 L (Figura 10). Porém, é importante ressaltar que quando as garrafas apresentarem muitos arranhões devem ser substituídas, pois isso pode afetar a penetração de radiação para o interior do recipiente.



Figura 10 – Exemplificação do sistema SODIS
Fonte: Baldassin (2017).

O EAWAG recomenda que sejam separadas quatro garrafas por membro da família, em que pelo menos dois membros da família devem ser treinados sobre a aplicação do SODIS e uma pessoa fica responsável por expor as garrafas ao sol. Essa delegação das atividades permite que o controle de tempo de exposição seja realizado de maneira mais fidedigna.

Pesquisa de laboratório mostrou que a inativação de bactérias (*E. coli*, *Enterococcus faecalis*, *Streptococcus faecalis*, coliformes fecais) é muito mais eficiente em condições aeróbias que em anaeróbias (EAWAG, 2002). Com base nisso, Nery (2019) recomenda que se deve encher $\frac{3}{4}$ da garrafa com a água a ser tratada e agitar durante 20 s, em seguida completar até preenchê-la. Esse processo é importante para aumentar o nível de oxigênio disponível no interior do recipiente, o que otimiza o processo de desinfecção e evita sabor desagradável na água tratada.

De acordo com Paterniani e Silva (2005), o SODIS não possui efeito residual, o que favorece o recrescimento bacteriano 24 horas após o término do processo de desinfecção, quando a temperatura da água for abaixo de 50 °C. Assim para condições em que não se promoveu a pasteurização, a água tratada deve ser consumida no prazo máximo de 24 horas.

Mas os mesmos autores avaliaram o aumento da eficiência do SODIS a partir de um concentrador solar montado com revestimento em papel alumínio (Figura 11) e verificaram que o uso do concentrador inibiu o recrescimento de bactérias após 24 h do término do processo (a água atingiu temperatura de até 70 °C, em pelo menos 4 h de exposição).



Figura 11 – SODIS com e sem a utilização do concentrador solar
Fonte: Paterniani e Silva (2005).

Ao passar dos anos, o SODIS se tornou uma técnica universalizada, abrangendo diversas nacionalidades e proporcionando melhoria na qualidade de vida das pessoas. O projeto tem um caráter social muito relevante, pois a promoção de água com qualidade é de extrema importância para elevar os índices de saúde pública, além de estimular práticas de higiene e reduzir as desigualdades sociais.

Projeto Aqualuz

Criado pela startup *Safe Drinking Water for All* (SDW), o Aqualuz é um dispositivo que é acoplado a cisternas e elimina 99,9% das bactérias presentes na água. O projeto foi baseado na tecnologia SODIS e já atende a 300 famílias do Nordeste brasileiro.

O sistema baseia-se em utilização da radiação solar como agente desinfetante. Dentre suas vantagens, tem-se a isenção de produtos químicos, simples instalação e manutenção. De acordo com a SDW, o custo é de R\$ 0,004 para cada 10 L de água tratada. O dispositivo é constituído por um recipiente raso de inox coberto por um vidro (Figura 12), a água é bombeada mecanicamente da cisterna e armazenada no dispositivo que, por sua vez, contém um indicador que a partir de uma variação de cor mostra quando a água está pronta para consumo.



Figura 12 – Projeto Aqualuz
Fonte: SDW (2020).

Esse sistema também se apresenta como alternativa de grande aplicabilidade para comunidades difusas. Isso acontece porque o projeto além de implementar a tecnologia em questão busca a capacitação dos usuários e o monitoramento da água tratada.

É importante ressaltar que a eficiência de sistemas alternativos como esse é otimizada, quando se tem um acompanhamento rigoroso do funcionamento do mesmo, e isso se dá a partir da capacitação de pessoas, nesse caso, os próprios usuários assegurados de que o sistema é eficaz e conhecendo o funcionamento do mesmo, tem-se uma operação confiável e em consequência a produção da água dentro dos padrões de consumo.

Desinfecção a partir da fervura

Em localidades onde nenhuma das tecnologias citadas possa ser aplicada, tem-se o processo de fervura como uma alternativa viável a nível doméstico. A Fundação Nacional da Saúde, a partir do Manual de Saneamento recomenda que antes do consumo a água deve ser aquecida até o ponto de ebulição e, após isso, mantenha-se à fervura durante 5 min (tempo suficiente para inativar a maior parte dos microrganismos que estejam contidos na água).

O processo de fervura reduz a quantidade de oxigênio dissolvido presente na água o que acarreta o surgimento de sabor desagradável, para reverter essa questão recomenda-se arejar a água. Outro ponto de fundamental importância para a preservação da qualidade da água tratada é o recipiente de armazenamento, este deve ter sido higienizado e possuir tampa.

No que se refere a riscos de acidentes domésticos, é importante que o usuário monitore o processo de fervura e de resfriamento evitando que crianças tenham contato com a água que estará em temperatura elevada.

QUALIDADE DA ÁGUA PARA ALIMENTAÇÃO DE CISTERNA

Ao precipitar, a água da chuva escoar pelo telhado e/ou superfície de captação, carreando detritos, o que gera a degradação da qualidade da água. Na região semiárida, essa situação agrava-se devido aos longos intervalos entre as ocorrências de chuvas o que permite acúmulo excessivo de materiais indesejáveis e em consequência maior degradação da qualidade do fluido.

A fim de diminuir os riscos relacionados a entrada de detritos na cisterna, realiza-se o desvio das primeiras águas das chuvas, que a princípio lava o sistema de captação (SILVA et al., 2015). Além disso, o adequado manejo da água também evita a sua contaminação.

Corriqueiramente, na região semiárida, a água proveniente da chuva não é suficiente para suprir as demandas das famílias que residem em comunidades difusas, isso faz com que águas de outras fontes sejam utilizadas para alimentação das cisternas. Há cisternas que são abastecidas por águas provenientes de mananciais superficiais e trazidas por carros-pipa, condição que pode comprometer a qualidade da água (SILVA et al., 2015).

Jeremias, Costa e Freitas (2017) avaliaram a qualidade da água em cisternas para consumo humano no semiárido cearense e teve-se a ocorrência de coliformes totais em 100% das amostras, 71% apresentaram coliformes termotolerantes e obteve-se presença de *Escherichia coli* em 73% das amostras. Os autores justificaram esses elevados percentuais devido a falta de manutenção nos sistemas de captação, a não higienização dos recipientes e mãos dos usuários antes do manejo e a procedência duvidosa das águas trazidas por carros-pipa, além de riscos inerentes ao transporte e condições de assepsia do contêiner.

Realizar a desinfecção da água da chuva antes do consumo é primordial para garantir a segurança hídrica e evitar problemas relacionados a doenças de veiculação hídrica, porém esse procedimento deve levar em consideração aspectos técnicos que assegurem a eficiência do procedimento como os explicitados anteriormente, caso contrário tem-se a eficiência de remoção dos microrganismos comprometida bem como a formação de trihalometanos quando se usa o cloro como agente desinfetante (BRASIL, 2014).

A presença de trihalometanos totais na água de chuva pós cloração deve ser avaliada em uma variedade de situações de captação e tratamento como os

diferentes tipos de telhados, variações de dosagens de cloro, correlações com pH e temperatura, manutenção e limpeza dos reservatórios, tempo de armazenamento, entre outros aspectos que contribuem para a formação dos subprodutos (SANTOS, 2015).

HIGIENIZAÇÃO DO SISTEMA DE CAPTAÇÃO E CISTERNAS

Em sistemas de abastecimento alternativos, a contaminação da água pode ocorrer na captação, armazenamento ou manuseio. Não realizar o desvio das primeiras águas ou limpeza das calhas antes do período chuvoso, a ausência de tampa ou vedação inadequada da cisterna, uso de peixes, mistura de águas de diferentes procedências na cisterna, bem como a utilização de baldes para a retirada da água, ao invés de bombas são condições que favorecem a contaminação das águas (LIMA; SANTOS, 2017).

Lordelo et al. (2017) afirmam que a adoção do desvio das primeiras águas da chuva impõe uma série de problemas relacionados à importância da prática sendo necessário intervenção pública no processo de conscientização, e que a manutenção das cisternas precisa ser feita pelos usuários com supervisão do órgão público municipal. Além disso, a prática recorrente de retirar água com balde aumenta a possibilidade de contaminação e permite a entrada de luz através da abertura, o que favorece a proliferação de algas.

De acordo com a FUNASA (2019), recomenda-se que os reservatórios de água sejam esvaziados e lavados semestralmente, realizando-se os procedimentos de (i) lavagem das paredes e o fundo da cisterna com pano úmido ou escova de fibra vegetal ou de plástico macio, ou esponja. Não se deve utilizar escova de aço, sabão, detergente ou outros produtos químicos; (ii) retirada da água de lavagem e a sujeira com auxílio de um balde, panos e pá de plástico e secar o fundo com pano limpo; (iii) preparar solução desinfetante com hipoclorito de sódio e espalhar nas paredes e no fundo do reservatório, aguardar por no mínimo duas horas e molhá-las a cada 30 min; (iv) após este período, retirar o excesso de água e utilizar para desinfectar as calhas e área de captação; (v) lavar a tampa da cisterna; (vi) anotar a data da limpeza e repetir todo o procedimento descrito após seis meses.

É de suma importância realizar a limpeza das calhas para remover detritos e folhas que possam depositar-se ao longo dos canais. Essa limpeza pode ser feita removendo os materiais mais grosseiros à mão e em seguida higienizar as superfícies com panos úmidos contendo solução desinfetante.

Além disso, é preferível que a retirada de água da cisterna seja através de bombeamento, porém, quando não for possível a implantação desse sistema, é necessário selecionar um recipiente de plástico exclusivo para essa retirada, de forma que

o mesmo esteja sempre limpo e acondicionado em ambiente que não ofereça riscos de contaminação. Antes da retirada de água, o usuário deve higienizar as mãos e o recipiente para evitar a introdução de impurezas no reservatório.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A água é indispensável para os seres humano, tornando-se necessário o fornecimento de água em quantidade e qualidade para aqueles que têm acesso restrito a esse bem. Para atenuar os efeitos da seca nas regiões semiáridas e a impossibilidade de fornecer água através do SAA coletivo, o desenvolvimento de técnicas alternativas de desinfecção é primordial à promoção da qualidade de vida e redução dos índices de doenças de veiculação hídrica.

É notório que a água pode ser um âmbito propício para o desenvolvimento de patógenos e, conseqüentemente, condutora de doenças provocadas por bactérias, vírus e protozoários presentes no fluido. Porém, a partir de agentes como a cloração, radiação solar e elevação da temperatura, viu-se que é possível tratar a água de forma a adequá-la aos padrões de potabilidade existentes.

Para que as tecnologias preditas sejam efetivadas em comunidades difusas é essencial a participação do poder público no que se refere à implantação, manutenção e monitoramento das técnicas de desinfecção. Outrossim, os usuários são peças-chave nesses sistemas tendo em vista que devem ser convictos da importância de desinfetar a água e como fazer isso de forma a otimizar os processos quando implementados.

As tecnologias alternativas de desinfecção apresentadas neste trabalho são potenciais catalisadores da universalização do saneamento básico no Brasil, pois as comunidades rurais precisam de técnicas viáveis e consolidadas que possam atender as suas necessidades. Água é vida, a redução de desigualdades sociais e econômicas tem relação direta com o fornecimento deste produto sem segregação.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, M. A. P. A epidemia de cólera de 1853-1856 na imprensa portuguesa. **História, Ciências, Saúde – Manguinhos**. v.18, n.4, p.1057-1071, 2011.

AMORIM, M. C. C.; BRITO, L. T. L.; NASCIMENTO, G. S. G.; NETO, J. A. S.; LEITE, W. M. Captação e armazenamento de água de chuva, Petrolina, PE: Avaliação de aspectos estruturais e de qualidade da água. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**. v. 10, n. 1, p. 18-30. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2017.10.1.54631>.

ASSEMBLEIA GERAL DA ONU (AG). *Resolução 64/292*. The human right to water and sanitation. 2010. Disponível em: <https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292>. Acesso em: 14 de agosto de 2020.

BALDASSIN, P. **Desinfecção solar da água**. Disponível em: <<https://www.iguie-cologia.com/desinfeccao-solar-da-agua/>>. Acesso em: 21 de agosto de 2020.

BIDAWID, S.; FARBER, J. M.; SATTAR, S. A.; HAYWARD, S. Heat Inactivation of Hepatitis A Virus in Dairy Foods. **Journal of Food Protection**. v. 63, n. 4, p. 522-528, 2000. DOI: 10.4315 / 0362-028X-63.4.522.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água. 4.ed. Brasília: **Funasa**, 2013.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de cloração de água em pequenas comunidades. 1.ed. Brasília: **Funasa**, 2014.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAs. 1.ed. Brasília: **Funasa**, 2014.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. 5.ed. Brasília: **Funasa**, 2019.

BRASIL. Congresso Nacional. Lei nº 4162 de dezembro de 2019. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984. **Câmara dos deputados**. Brasília, 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Análise de indicadores relacionados à água para consumo humano e doenças de veiculação hídrica no Brasil, ano 2013, utilizando a metodologia da matriz de indicadores da Organização Mundial da Saúde. Brasília: **Ministério da Saúde**. 2015.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n. 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n. 888, de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2021.

CABALA, G. V. E. SOUSA, R. F. **Desenvolvimento de filtros cerâmicos impregnados com nanopartículas de prata para desinfecção de água potável**. 2013.

132 f. Tese (Doutorado em Engenharia Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013.

COSTA, W. F.; TEIXEIRA, K. R. S.; MELLO, R. R.; MARQUES, A. A. A.; AJUZ, T. N. L.; SANTOS, E. D.; SANTOS, L. S.; VIVI, V. K. Análise bacteriológica da água e o perfil de susceptibilidade aos antimicrobianos das *Escherichia coli* isoladas. **Journal Health NPEPS**. v. 1, n. 2, p. 160-177. 2016.

CRITTENDEN, R. R. T. et al. **MWH's Water Treatment: Principles and Design**. (4a Edição – Rev – 2a Ed. 2005) 3Ed. Canadá: Wiley, 2012. v. 1. 1919p.

CUNHA, F. P. L.; VILELA, M. L. A. S.; MAXIMILIANO, T.; BARBOSA, T. M. M.; GUIMARÃES, D. A. L.; TOLEDO, R. C. C. *Shigella sp*: um problema de saúde pública. **Higiene alimentar**. v. 31, n. 264, p. 52-57. 2017.

DEPARTAMENTO DE INFORMÁTICA DO SISTEMA ÚNICO DE SAÚDE (DATSUS). Informações de Saúde – TABNET. Disponível em: <<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=02>>. Acesso em: 04 de setembro de 2020.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2011.

FAYER, R. Effect of High Temperature on Infectivity of *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Water. **Appl. and Environ. Microbiol.** v. 60, n. 8, p. 2732-2735, 1994.

FIORESE, C. H. U.; ANDRADE, D.; AGRIZZI, E. M.; TORRES, H. Análise preliminar dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas do córrego paraíso – trecho urbano do distrito de Vieira Machado, em Muniz Freire-ES. **Agrarian Academy**. v. 6, n.11, p. 22-34. 2019. DOI: 10.18677/Agrarian_Academy_2019a3.

GOMES, U. A. F.; DOMENECH, L.; PENA, J. L.; HELLER, L.; PALMIER, L. R. A. Captação de Água de Chuva no Brasil: Novos aspectos a partir de um olhar internacional. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19, n. 1, p. 7-14, 2014. DOI: 10.21168/rbrh.v19n1.p7-16.

GONZAGA, J. T.; ALBUQUERQUE JUNIOR, E. C.; TORRE, E. A. Contribuição social do exército brasileiro na distribuição de água potável na região semiárida do Nordeste brasileiro: estudo de caso no município de Frei Martinho - Paraíba, Brasil. **R. gest. sust. ambient.** v. 9, n. 1, p. 576-595, 2020. DOI: 10.19177/rgsa.v9e12020576-595.

GRUPO HIDROGERON. **Benefícios do gerador de hipoclorito de sódio in loco**. Disponível em: <<https://hidrogeron.com/blog/page/2/>>. Acesso em: 06 de setembro de 2020.

IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) 2015**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/habitacao/19897-sintese-de-indicadores-pnad2.html?edicao=9129&t=o-que-e>>. Acesso em: 14 de agosto de 2020.

INGRAM, C. **The Drinking Water Book: How to Eliminate the Most Harmful Toxins from Your Water**. 2. Ed. Califórnia: Celestial Arts, 2006.

Instituto Federal Suíço de Ciência e Tecnologia Aquática (EAWAG). **Desinfecção solar da água: guia de aplicações do SODIS**. Gallen: SANDEC, 2002.

JEREMIAS, W. V.; COSTA, M. C.; FREITAS, F. R. S. Qualidade da água armazenada em cisternas para consumo humano no semiárido cearense. 2017, São Paulo. **Anais eletrônicos...** Congresso ABES Fenasan 2017.

JOHNSTON, M. D.; BROWN, M. H. An investigation into the changed physiological state of *Vibrio* bacteria as a survival mechanism in response to cold temperatures and studies on their sensitivity to heating and freezing. **Journal of Applied Microbiology**. v. 92, p. 1066-1077, 2002. DOI: 10.1046/j.1365-2672.2002.01657.x.

JUFFS, H.; DEETH, H. **Scientific Evaluation of Pasteurisation for Pathogen Reduction in Milk and Milk Products**. 1. Ed. Austrália: Food Standards Australia New Zealand, 2007.

LAMBAIS, G. R.; GOMES, V. S.; VAN HAANDEL, A. C.; MEDEIROS, S. S. Águas residuárias na produção de mudas florestais do bioma Caatinga. In: SANTOS, C. C. **O Semiárido Brasileiro e suas Especificidades**. Ponta Grossa: Atena Editora, 2019, p. 1-9.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água** (4a Edição - Rev. e Amp. - 1a Ed. 2005). 4a. ed. Campinas: Editora Átomo, 2016. v. 1. 640p.

LIMA, D. O. S.; SANTOS, J. S. Qualidade da água de cisternas usadas pelas famílias do distrito de Novo Paraíso – Jacobina – BA. **Enciclopédia biosfera**. v. 14, n. 26, p. 1419-1429, 2017. DOI: 10.18677/EnciBio_2017B119.

LORDELO, L. M. K.; BORJA, P. C.; PORSANI, M. J.; MORAES, L. R. S.; ORRICO, S. R. M. Avaliação do uso e funcionamento das cisternas do P1MC – um estudo no semiárido baiano. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**. v. 5, n. 2, p. 107-121, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.9771/gesta.v5i2.21542>.

LUCENA, D. V. Avaliação da segurança da água de abastecimento por soluções alternativas na zona rural de Campina Grande – PB. 2018. 125 f. Tese (Mestrado

em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

MACHADO, T. T. V. **Qualidade da água de chuva armazenada em cisternas de placas e de polietileno no semiárido do estado da Paraíba.** 2017. 124 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2017.

MAHESHWARI, G.; JANNAT, R.; MCCORMICK, L.; HSU, D. Thermal inactivation of adenovirus type 5. **Journal of Virological Methods.** v. 118, p. 141-145, 2004. DOI: 10.1016 / j.jviromet.2004.02.003.

METCALF E EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MOGLIOLI, M. G.; ZUANZZI, J. G.; SILVA, J. D.; FRANCO, R. M. B.; GREINERT-GOULART, J. A. Remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. na Estação de Tratamento de Esgoto Garcia, no município de Blumenau, SC, Brasil. **Rev. Ambient. Água.** v. 12, n. 6, p. 1001-1016, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2028>.

MORAIS, G. F. O. **Cisternas domiciliares: qualidade da água para consumo humano em comunidades rurais do semiárido sergipano.** 2016. 86 f Tese (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba/ Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa, 2016.

MORAIS, G. F. O.; SANTOS, N. A.; VASCO, A. N.; BRITO, F. B. Manejo, aspectos sanitários e qualidade da água de cisternas em comunidades do semiárido sergipano. **Gaia scientia.** v. 11, n. 2, p. 218-230, 2017. DOI: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n2.34885>.

MTHOMBENI, N. H.; MPENYANA-MONYATSI, L.; ONYANGO, M. S.; MOMBA, M. N. B. Breakthrough analysis for water disinfection using silver nanoparticles coated resin beads in fixed-bed column. **Journal of Hazardous Materials.** v. 217, p. 133-140, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.004>.

NASCIMENTO, F. T.; NASCIMENTO, C. A.; SPILKI, F. R.; STAGGEMEIER, R.; LAUER JÚNIOR, C. M. Efficacy of a solar still in destroying virus and indicator bacteria in water for human consumption. **Ambiente & Água.** v. 13, n. 4, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2084>.

NERY, J. F. **SODIS: Método sustentável de desinfecção da água para consumo humano.** Campina Grande: INSA, 2019.

OLIVEIRA, K. C.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, C. V. Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Viçosa, MG, v. 23, n. 6, 2018. DOI: 10.1590/S1413-41522018151590

OLIVEIRA, A. J.; SANTOS, M. C. H. G.; ITAYA, N. M.; CALIL, R. M. Coliformes termotolerantes: bioindicadores da qualidade da água destinada ao consumo humano. **Atas de Saúde Ambiental**, v. 3, n. 2, p. 24-29, 2015.

OLIVEIRA, F. C.; RÖHNELT, N. M. S.; RITZEL, R. G. F.; HECK, T. M. S.; STAGGEMEIER, R. Viroses entéricas: principais patologias de veiculação hídrica e suas manifestações clínicas. **Revista conhecimento online**. v. 1, n. 12, p. 191-217, 2020. DOI: <https://doi.org/10.25112/rco.v1i0.1598>.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Água potável e saneamento: **Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos**. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/ods6/>>. Acesso em: 05 de setembro de 2020.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Boil Water**. 2015. Disponível em: <https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/boiling-water/en/>. Acesso em: 20 de agosto de 2020.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Guidelines for drinking-water quality** (fourth edition incorporating the first addendum). 4a. ed. Geneva: World Health Organization, 2017.

PACHECO, I. S.; GARCIA, R. C. D.; NEVES, A. S. S.; AMARAL, F. A.; CANOBRE, S. C. Substituição do gás cloro por hipoclorito de sódio produzido *in loco* em sistema de abastecimento de água: viabilidade econômica e operacional – estudo de caso. 2018. **Anais eletrônico...** 48. Congresso Nacional de Saneamento da ASSEMAE, 2018.

PÁDUA, V. L.; FERREIRA, A. C. S. Qualidade da água para consumo humano. *In*: HELLE, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte. EDITORA UFMG v. 1, 2010.

PALHARES, J. C. P. Captação e uso da água. *In*: **Manual de Saneamento e segurança ambiental em Mato Grosso**. Cuiabá: Editora Casa da Árvore. 2016.

PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M. Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): avaliação do uso do dispositivo para concentração dos raios solares. **Eng. sanit. ambient.** v. 10, n.1, p. 9-13, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000100002>.

PELÁEZ, D.; GUZMÁN, B. L.; RODRÍGUEZ, J.; ACERO, F.; NAVA, GERARDO. Presencia de virus entéricos em muestras de agua para el consumo humano en Colombia :desafíos de los sistemas de abastecimento. **Biomédica**. v. 36, n. 2, p. 169-178, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.7705/biomedica.v36i0.2987>.

PERANOVICH, A. Enfermedades transmitidas por el agua en Argentina y Brasil a principios del siglo XXI. **Saúde Soc.** v. 28, n. 2, p. 297-309, 2019. DOI: 10.1590/S0104-12902019180378.

PRADO, T.; MIAGOTOVICH, M. P. Virologia ambiental e saneamento no Brasil: uma revisão narrativa. **Cad. Saúde Pública**. v. 30, n.7, p. 1367-1378, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0102-311X00109213>.

RESENDE, R. G.; FERREIRA, S.; FERNANDES, L. F. R. O saneamento rural no contexto brasileiro. **Revista Agrogeoambiental**. v. 10, n. 1, p. 131-149, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n120181027>.

SAFE DRINKING WATER FOR ALL (SDW). **Aqualuz**. Disponível em: <<https://sdwforall.com/tecnologias>>. Acesso em: 21 de agosto de 2020.

SANTOS, J. L. **Potencial de aproveitamento da água de chuva na produção de leite - um estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). 2015. 113 f. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2015.

SAUCH, J. F.; FLANIGAN, D.; GALVIN, M. L.; BERMAN, D.; JAKUBOWSKI, W. Propidium Iodide as an Indicator of *Giardia* Cyst Viability. **Appl. and Environ. Microbiol.** v. 57, n. 11, p. 3243-3247, 1991.

SILVA, A. L. S.; SILVA, A. S. S.; SILVA, C. M. M.; BRITO, L. T. L.; PONTES, T. G. Avaliação da qualidade da água armazenada em cisternas localizadas em comunidades rurais na região semiárida. In: MESSIAS, A. S. (Org.). **Tratamento de água: qualidade, economia e sustentabilidade**. Recife: FASA, 2015. p. 44-54.

SILVA, C. R.; SANCHES, M. S.; MILHIM, B. H. G. A.; ROCHA, S. P. D.; PELAYO, J. S. Avaliação da presença e quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de água destinada ao consumo humano proveniente de poços artesianos. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**. V. 40, n.2, p. 129-140, 2019. DOI: 10.5433/1679-0367.2019v40n2p129.

SILVA, W. T. L. Saneamento básico rural: por que e como fazer. In: **Manual de Saneamento e segurança ambiental em Mato Grosso**. Cuiabá: Editora Casa da Árvore. 2016.

SÖRQVIST, S. Heat Resistance in Liquids of *Enterococcus spp.*, *Listeria spp.*, *Escherichia coli*, *Yersinia enterocolitica*, *Salmonella spp.* and *Campylobacter spp.* **Acta vet. Scand.** v. 44, n. 1, p. 1-19, 2003. DOI: 10.1186 / 1751-0147-44-1.

SOARES, S. S.; ARRUDA, P. N.; LOBÓN, G. S.; SCALIZE, P. S. Avaliação de métodos para determinação de cloro residual livre em águas de abastecimento público. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas.** v. 37, n. 1, p. 119-130, 2016. DOI: 10.5433/1679-0375.2016v37n1p119.

SOUSA, R. F. **Fabricação e caracterização de um filtro à base de rejeitos cerâmicos, carvão ativado e nanopartículas de ZnO para purificação de água.** 2018. 118 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2018.

SPINKS, A. T.; DUNSTAN, R. H.; HARRISON, T.; COOMBES, P.; KUCZERA, G. Thermal inactivation of water-borne pathogenic and indicator bacteria at sub-boiling temperatures. **Water research.** v. 40, p.1326-1332, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.032>.

STRAZYNKI, M; KRÄMER, J.; BECKER, B. Thermal inactivation of poliovirus type 1 in water, milk and yoghurt. **International Journal of Food Microbiology.** v. 74, p. 73-78, 2002. DOI: 10.1016 / S0168-1605 (01) 00708-5.

TONETTI, A. L. et al. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções.** Campinas: biblioteca/Unicamp, 2018.

WILSON, T. L. S. **ABC da Agricultura Familiar.** Brasília: Embrapa, 2014.

CAPÍTULO 4

QUALIDADE DE ÁGUA NO SERTÃO PARAIBANO PARA DIVERSOS FINS

Viviane Farias Silva
Amanda Cristiane Gonçalves Fernandes
Bruno Ligier Barreiro de Araújo
Wanessa Alves Martins
Julia Soares Pereira

INTRODUÇÃO

Água é um recurso natural renovável com características importantes para todo o ecossistema. Durante o ciclo hidrológico, a água evaporada de superfícies líquidas, seja poluída ou não, ou da transpiração das plantas é uma forma de purificação da água, as águas em forma de vapor formam-se em nuvens e depois em forma de precipitação voltam para a superfície terrestre ou líquidas, com auxílio da gravidade, no entanto o ambiente que retornam geralmente pode estar contaminado, reduzindo a qualidade da água e afetando o ciclo hidrológico.

De acordo com Martinez (2020), o ciclo da água é uma movimentação de massas de água com fluxo contínuo, por ações da energia solar e gravitacional, em estado de equilíbrio, no entanto as ações humanas vêm interferindo, ocasionando instabilidade, afetando na qualidade da água e no clima. Entre os anos de 2013 a 2016, de acordo com a Agência Nacional de Águas (2017), aproximadamente 48 milhões de habitantes sofreram com a escassez hídrica no Brasil. O semiárido brasileiro é caracterizado pelas chuvas irregulares e secas extensas, escassez de água, com elevado grau de vulnerabilidade conforme Andrade et al. (2018).

A problemática dos recursos hídricos nas regiões semiáridas mais habitadas é uma questão crucial para superação dos obstáculos ao desenvolvimento. É fato que os governos de muitas regiões semiáridas do mundo vêm atuando com o objetivo de implantar infraestruturas capazes de disponibilizar água suficiente para garantir o abastecimento

humano e animal e viabilizar a irrigação. Todavia, esse esforço ainda é, de forma global, insuficiente para resolver os problemas decorrentes da escassez de água.

Em regiões com elevado déficit hídrico é importante a prática de tecnologias sociais que viabilizem a convivência com a seca, como os programas governamentais implementados em áreas rurais, usando diversos tipos de cisternas para captação de águas pluviais, assim como a reutilização de águas, como afirma Castro (2017). Assis e Brito (2020) afirmam que, no sertão paraibano, não há políticas públicas efetivas para convivência com a seca, apesar de haver projetos que não saem do papel.

A potabilidade da água é fundamental para a qualidade de vida das pessoas, o consumo de água de baixa qualidade afeta diretamente a saúde, por ser uma forma de contaminação, Mallya et al. (2018) afirmam que deve se ter cuidado com eutrofização dos corpos hídricos, e preservar os oceanos para preservar a vida marinha e da população, sendo este um dos objetivos de desenvolvimento sustentável. Reservatórios hídricos com água de baixa qualidade são as fontes de diversas problemáticas à saúde humana, agricultura e ambiental, devido a salinidade, sodicidade e elementos tóxicos (CARVALHO et al., 2020).

O monitoramento da qualidade da água é fundamental para a gestão dos recursos hídricos, decorrente a variação dos parâmetros que podem variar em relação a diversos fatores ambientais, ou ações antrópicas, segundo Lopes et al. (2014). Para a irrigação, a qualidade da água é essencial, principalmente no semiárido brasileiro pelas condições climáticas que potencializam a salinização e sodicidade em áreas irrigadas, como descrevem Silva et al. (2011). Considerando na análise das águas para fins de irrigação que a água utilizada não prejudique o sistema de irrigação, tão pouco a eficiência que interfere na distribuição de água na quantidade requerida pela cultura, prejudicando no desenvolvimento e na produção final.

A água aplicada na irrigação deve estar enquadrada dentro dos padrões de qualidade estabelecidos (ENDLER et al., 2013), sendo a qualidade da água o principal fator de ocasionar doenças nas culturas (RODRIGUES et al., 2020), assim como a contaminação de quem maneja e dos alimentos a serem consumidos, tendo que estar dentro dos parâmetros. A resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece critérios para a classificação dos corpos hídricos em relação à qualidade da água e seus diversos usos conforme seu enquadramento. Na irrigação, é analisada a qualidade da água considerando a salinidade, tendo como referência a classificação de Richards (1954) e Ayres & Westcot (1999).

Na avaliação da qualidade da água, vêm sendo amplamente utilizados alguns métodos estatísticos, como explicam Britto et al. (2020) quando se propõem avaliar quantitativo significativo de informações e as interações entre os parâmetros e sua influência na classificação final da qualidade da água. Sendo o uso de métodos multivariados fundamentais para análise em relação ao tempo, como relatam Trindade et al. (2017).

Nesse contexto, a presente pesquisa foi realizada objetivando-se monitorar a qualidade da água dos corpos hídricos no semiárido paraibano para fins de irrigação e potabilidade.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na região do sertão paraibano, de acordo com Nascimento et al. (2019), os índices pluviométricos desta região estão entre 700 a 940 mm ao ano, com maiores níveis de precipitação em Cajazeiras, Sousa e Piancó, com pouca variabilidade espacial.

Foram coletados dados de cinco estações de monitoramento de qualidade de água do ano de 2011 até 2019, realizados pela Agência Nacional das Águas (ANA). As estações foram as seguintes:

- Divisa PB-RN (37413000) com área de drenagem de 18.100,00 Km² (PBRN);
- Sítio Curralinho (37412000), área de drenagem de 17.200,00 Km² (SCUR);
- Sítio Vassouras (37410000), área de drenagem de 15.200,00 Km² (SVAS);
- Pau Ferrado (37380000), área de drenagem de 170,00 Km² (PFE); e
- Várzea Grande (37220000), área de drenagem de 1.110,00 Km² (VG).

Na Figura 1, observa-se o local da pesquisa e a localização espacial das estações de monitoramento de qualidade de água.

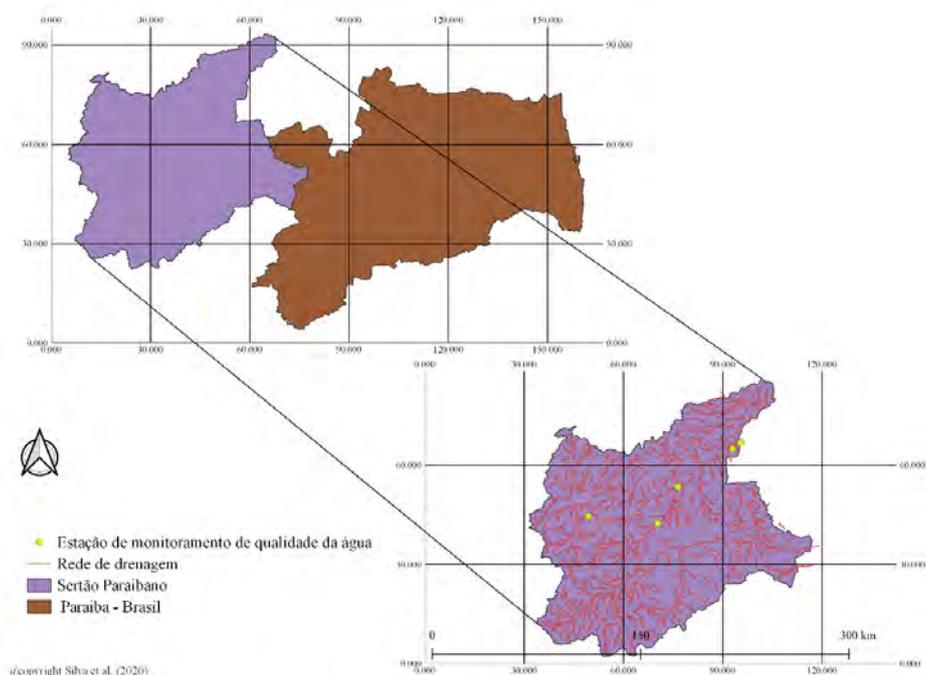


Figura 1 - Localização da área de estudo e das estações de monitoramento de água no sertão paraibano
Fonte: Autores (2020).

Foram realizadas análises estatísticas sobre os dados referentes a um estudo pertinente a dados hidrológicos, com o intuito de entender o comportamento das variáveis: profundidade, condutividade elétrica, temperatura do ar, temperatura da amostra, turbidez, pH e oxigênio dissolvido em relação às estações e durante os respectivos anos, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2019. Primeiramente, aplicou-se uma análise exploratória aos dados, focando nas principais medidas descritivas, bem como nos valores extremos, medidas de tendência central e medidas de dispersão.

Após a análise descritiva, foi ajustado o modelo para cada variável resposta (profundidade, condutividade elétrica, temperatura do ar, temperatura da amostra, turbidez, pH e oxigênio dissolvido) em relação às estações e aos anos, em que μ_i é a média geral, ϵ_i é o efeito do i -ésimo ano e ϵ_{ij} é o erro associado à i -ésima observação; no qual, verificaram-se os pressupostos da estatística paramétrica, que são eles: os resíduos do modelo devem seguir uma distribuição normal e as variâncias devem ser homogêneas. E a partir destes foram verificadas as pressuposições, tais como: normalidade e homogeneidade de variâncias.

Para verificar a normalidade, foi usado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk para todas as variáveis respostas em relação às estações e aos anos, esse teste tem a finalidade de verificar se os resíduos do modelo seguem uma distribuição normal sobre as seguintes hipóteses: H_0 (segue uma distribuição normal); H_1 (não segue uma distribuição normal). Em relação a verificar a homogeneidade, foi aplicado o teste de homogeneidade de Breusch-Pagan que tem por objetivo testar se as variâncias dos erros de cada nível do variável ano que está incluída em cada modelo é igual. As hipóteses do teste são: H_0 - As variâncias dos erros são iguais (homoscedasticidade); H_1 - As variâncias dos erros não são iguais (heterogeneidade)

Após a aferição das hipóteses, então foi aplicada a técnica de análise de variância e, em sequência, o teste de comparação múltipla de médias, Tukey, quando os resultados foram significativos estatisticamente. Nos modelos que não foram obtidos todos os pressupostos para uma ANOVA, seguiu-se com uma análise não paramétrica usando o teste de Kruskal-Wallis que indica se há diferença entre pelo menos um par de grupos, e para saber quais grupos são diferentes dois a dois será utilizado o teste de Mann-Whitney.

Neste contexto, as variáveis utilizadas no estudo foram:

- Estação;
- Ano;
- Profundidade (m);
- Condutividade Elétrica (uS/cm a 20°C);
- Temperatura do Ar (°C) ;

- Temperatura da Amostra (°C);
- Turbidez (UT);
- pH;
- Oxigênio Dissolvido (mg/l O₂).

A estação é uma variável qualitativa nominal e o ano é uma qualitativa ordinal, e as demais são quantitativas. Vale ressaltar que as observações foram coletadas durante os meses aleatoriamente, e toda a análise foi realizada no software R v. 3.6.3.

Após estas análises, a água será avaliada, seu uso na irrigação utilizando a classificação segundo Richards (1954) e Ayers; Westcot (1987), assim como especificar, conforme o CONAMA 357/2005, a classificação dos corpos hídricos e tipo de água, APHA (1999) e SWRCB (2002), a potabilidade de acordo com as portarias do Ministério da Saúde nº 5/2017 e nº 2914/2011.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente, foi verificado de forma gráfica o comportamento dos dados para cada variável em relação às estações e aos anos, nos quais as estações estão representadas pelas seguintes siglas: Divisa PB-RN (PBRN); Sítio Curralinho (SCUR); Sítio Vassouras (SVAS); Pau Ferrado (PFE); e Várzea Grande (VG).

Observa-se, na Figura 2, que o pH tem menores índices na estação de Várzea Grande e Pau Ferrado, já nos demais anos nota-se um pH mediano igual nos anos de 2011 a 2014. No ano de 2017, houve uma grande variação, porém, em 2019, teve um decréscimo mediano se comparado aos outros anos.

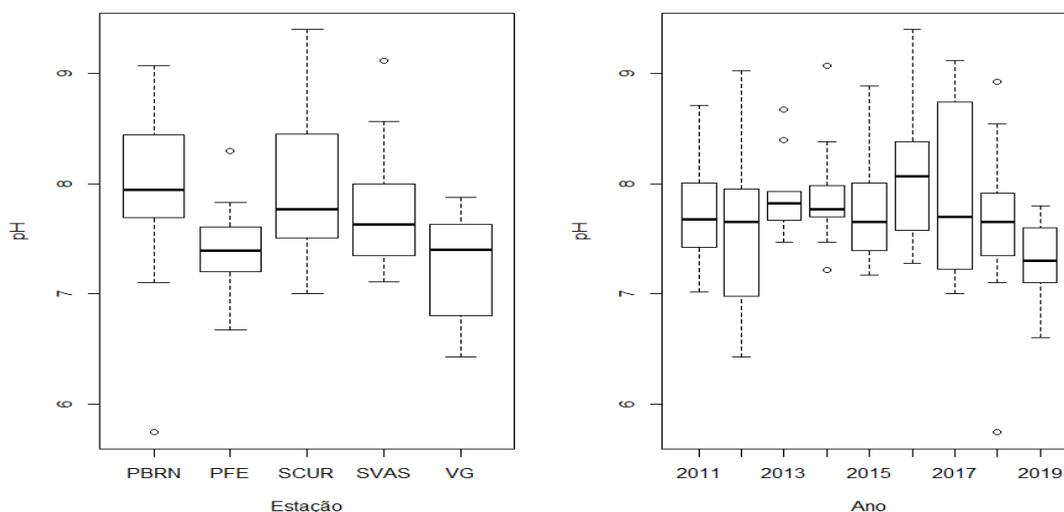


Figura 2 - Boxplot do pH das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos
Fonte: Autores (2020).

O pH com maior média foi superior a 8 (2016) e na estação PB-RN, sendo observado, na Tabela 1, valor máximo acima de 9 para PB-RN e para estação Várzea Grande (VG). De acordo com Viera (2019), os pH de corpos hídricos devem variar de 6,5 a 8,5, estando os valores médios analisados nesta pesquisa dentro deste intervalo. Este autor relata que os valores de pH menores de 6 ou acima de 9, possuem potencial de riscos para os organismos aquáticos, dessa maneira avaliando os valores mínimos e máximos, com menores valores no ano de 2018 e da estação PB-RN, e valores de máximo para os anos de 2012, 2014, 2016 e 2017, bem como para as estações Sítio Currálinho (SCUR); PB-RN; e Sítio Vassouras (SVAS), dessa maneira, com estes valores, os pH não são indicados para utilização na irrigação de água, contudo todos os valores máximos e mínimos se enquadram na faixa estabelecida pelo Ministério da Saúde nº 2914/2011, para fins de consumo humano.

De acordo com Almeida (2010), para uso na irrigação, o pH deve se enquadrar nos intervalos de 6,5 a 8,4, estando fora deste período é um aviso sobre a presença de alguns íons tóxicos, podendo ocasionar danos aos equipamentos de irrigação e, por isso, nesta situação, devem-se realizar mais análises da água.

Resultado divergente foi obtido por Souza et al. (2014) pesquisando sobre os usos da água em um rio na Bahia obtiveram pH variando de ácido a neutro, enquanto nesta pesquisa foi de ligeiramente ácido para muito básico.

Tabela 1 - Análise descritiva da variável pH das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

		<i>Mínimo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Variância</i>	<i>Máximo</i>
<i>Ano</i>	2011	7.02	7.77	7.67	0.26	8.71
	2012	6.43	7.57	7.65	0.8	9.03
	2013	7.47	7.92	7.82	0.15	8.67
	2014	7.22	7.89	7.77	0.21	9.07
	2015	7.17	7.76	7.65	0.24	8.89
	2016	7.28	8.05	8.07	0.29	9.4
	2017	7	7.96	7.7	0.81	9.12
	2018	5.74	7.63	7.65	0.52	8.93
	2019	6.6	7.3	7.3	0.1	7.8
	<i>Estação</i>	PBRN	5.74	8.02	7.95	0.44
PFE		6.67	7.41	7.39	0.11	8.3
SCUR		7	7.92	7.77	0.36	9.4
SVAS		7.11	7.72	7.63	0.22	9.12
VG		6.43	7.28	7.4	0.22	7.878

Fonte: Autores (2020).

Barros (2019) analisando o pH de alguns corpos hídricos, constatou que a diminuição do pH está relacionada com a época chuvosa. De acordo com os dados de precipitação da ANA (2020), no ano de 2019, no sertão paraibano, houve precipitação de 824,8 mm, em 2018, foi de 838,3 mm, enquanto de 2012 a 2017 houve uma oscilação de 500 a 700 mm, sendo os anos de 2018 e 2019 com índices maiores de 800 mm. Conforme Carvalho et al. (2000), com incremento de água nos corpos hídricos, há redução na concentração de sais, já que vai haver a solubilização dos sais, diminuindo o pH. Como relatam Souza et al. (2014) que observaram redução de pH em épocas de precipitações.

Na Figura 3, constata-se que, na estação de Várzea Grande, houve uma maior turbidez que em relação as outras que têm graficamente turbidez semelhantes. Já nos anos, o que tem maior produção mediana é 2017.

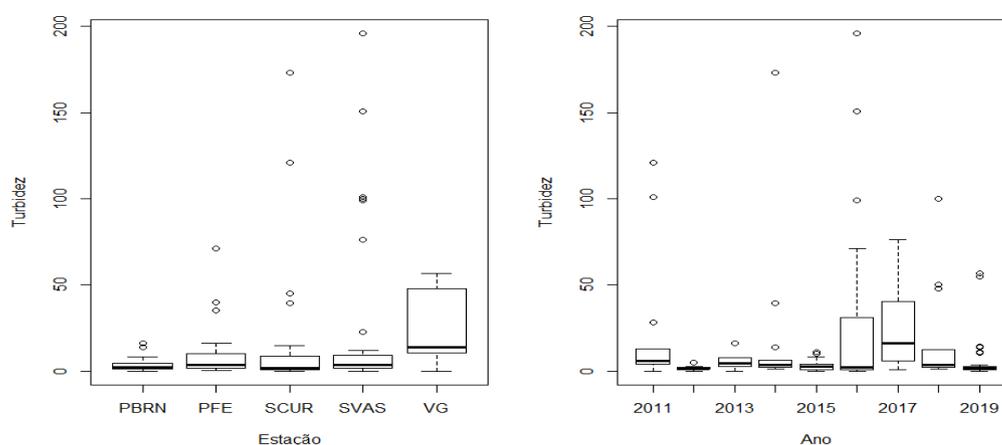


Figura 3 - Boxplot da turbidez das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos
 Fonte - Autores (2020).

A turbidez da água no ano de 2011 a 2019 variou a média de 1,79 a 31,57 UNT, e em relação às estações foi de 3,36 a 23,72, com menor valor na PB-RN e maior valor para VG, como nota-se na Tabela 2. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, o nível de turbidez não pode ultrapassar 100 UT para as águas de classe 3 para fins de dessedentação de animais e classe 2, dessa maneira avaliando o máximo constata-se que no ano de 2011, 2014, 2016, e as estações Sítio Curralinho (SCUR), Sítio Vassouras (SVAS) tiveram valores superiores ao estabelecido pelo CONAMA, estando em algum momento fora dos padrões. Para potabilidade, os valores de turbidez devem ser até 5 UT, estando apenas duas médias das amostras em relação ao ano (2012 e 2015) e na estação PBRN consideradas potáveis. Analisando os valores mínimos todos os valores encaixam nos padrões de potabilidade em algum momento de análise da qualidade da água.

Sendo um parâmetro de qualidade aparente, tanto para consumo ou irrigação é necessário a água estar nos níveis de turbidez aceitável, já que são partículas em suspensão e podem ocasionar entupimentos nos emissores, comprometendo a distribuição de água para as plantas. Os níveis de turbidez da água, segundo Luiz et al. (2012), são um aspecto a ser levado em consideração já que através dela observa-se a presença de partículas finas em suspensão que podem estar relacionadas com a erosão e sedimentação dos corpos hídricos.

Tabela 2 - Análise descritiva da variável turbidez (UT) das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

		<i>Mínimo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Variância</i>	<i>Máximo</i>
<i>Ano</i>	2011	0.02	22.14	6.12	1483.74	121
	2012	0.02	1.76	1.21	2.51	4.9
	2013	0.02	6.41	4.37	36.27	16.2
	2014	1.17	19.84	3.42	2225.09	173
	2015	0	3.49	2.66	9.14	11
	2016	0.05	31.57	2.02	3093.85	196
	2017	0.84	26.47	16.2	760.77	76.3
	2018	1.5	17.17	3.6	838.72	99.83
	2019	0.1	6.48	1.75	196.46	56.8
	<i>Estação</i>	PBRN	0.02	3.36	2.1	12.77
PFE		0.22	9.12	3.7	227.75	71
SCUR		0.05	15.45	1.86	1438.06	173
SVAS		0	26.23	3.42	2551.45	196
VG		0.02	23.72	14	448.98	56.8

Fonte: Autores (2020).

Para as águas doces de classe 1, de acordo com o CONAMA 357/2005, a turbidez não pode ser superior a 40 UT, estando apenas cerca de 33,3% dos anos avaliados dentro das normas estabelecidas para este tipo de água, que seria para fins de abastecimento para consumo e recreação, considerando as médias máximas. Com até 100 UT, podem ser classificadas como água doce classe 2 ou 3, estando 33,3% nesta categoria. Quando averiguadas apenas as médias todos os anos e estações de monitoramento de qualidade de água se enquadram na classe 1.

Em Várzea Grande, nota-se que foi a estação que teve 50% das observações com menor temperatura verificada e, durante os anos, averigua-se que a variabilidade aumenta durante os anos (Figura 4).

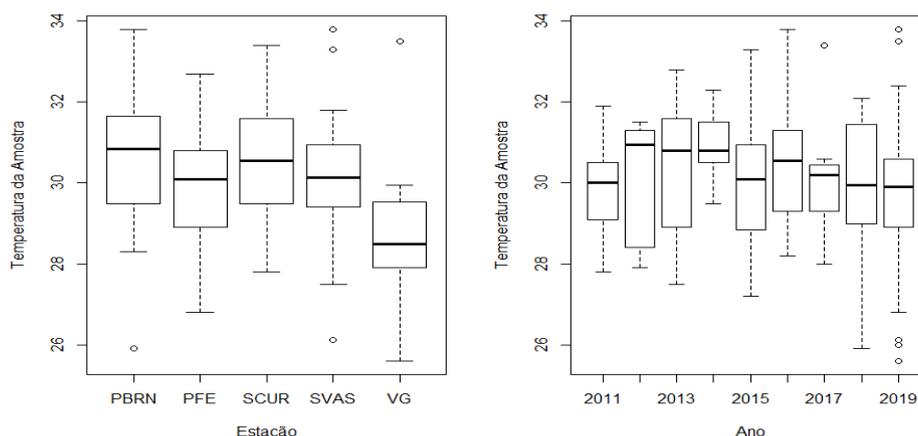


Figura 4 - Boxplot da temperatura da amostra de água das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

Fonte: Autores (2020).

As temperaturas da amostra da água analisada tiveram médias de 29 °C a 30,59 °C, entre os anos de 2011 a 2019, com maior temperatura média de 30,59 °C para PB-RN e menor média para Várzea Grande, Tabela 3. Como o sertão paraibano é uma região com elevadas temperaturas, era esperado que as temperaturas das águas fossem elevadas, Francisco & Santos (2017) afirmam que grande porcentagem desta região está situada em baixa altitude, por isso tem elevadas temperaturas, quando relacionada com outras regiões da Paraíba. Viera (2019) evidencia a influência da temperatura com as outras variáveis por afetar processos físico-químicos e biológicos na água, sendo normal em reservatórios hídricos a temperatura na faixa de 4 a 30 °C.

Silva Junior et al. (2019) pesquisando a temperatura no Córrego das Marrecas-SP, analisaram-na entre os meses de abril a setembro de 2017 e obtiveram temperaturas de 20 °C a 26,45 °C, respectivamente. Quando a temperatura está acima dos 30 °C, pode ocorrer a redução da densidade e da viscosidade da água, elevando a sedimentação de materiais em suspensão, crescimentos acelerados de organismos aquáticos, como relata Branco (1986).

Conforme Almeida (2010), com elevação da temperatura, amplia-se a solubilidade de vários sais, por isso os bicarbonatos são inertes e dissolvem com o acréscimo de temperatura formando carbonatos e dióxidos de carbono, sendo importante para irrigação que seja realizada com água a temperatura ambiente.

Tabela 3 - Análise descritiva da temperatura da amostra de água (°C) das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

		<i>Mínimo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Variância</i>	<i>Máximo</i>
<i>Ano</i>	2011	27.8	29.86	30	1.29	31.9
	2012	27.9	30.17	30.95	2.53	31.5
	2013	27.5	30.39	30.8	2.86	32.8
	2014	29.5	30.88	30.8	0.61	32.3
	2015	27.2	30.05	30.1	2.75	33.3
	2016	28.2	30.54	30.55	2.3	33.8
	2017	28	30.16	30.19	2.84	33.4
	2018	25.9	29.96	29.95	3.22	32.1
	2019	25.6	29.68	29.9	3.85	33.8
<i>Estação</i>	PBRN	25.9	30.59	30.85	2.48	33.8
	PFE	26.8	29.96	30.1	2.13	32.7
	SCUR	27.8	30.44	30.55	2.07	33.4
	SVAS	26.11	30.1	30.15	2.35	33.8
	VG	25.6	28.66	28.5	3.86	33.5

Fonte: Autores (2020).

A temperatura do ar, Figura 5, com pouca variação nas estações, já nos anos, a temperatura teve um efeito sazonal, com alguns valores extremos, isso pode decorrer das estações de monitoramento estarem situadas no sertão paraibano.

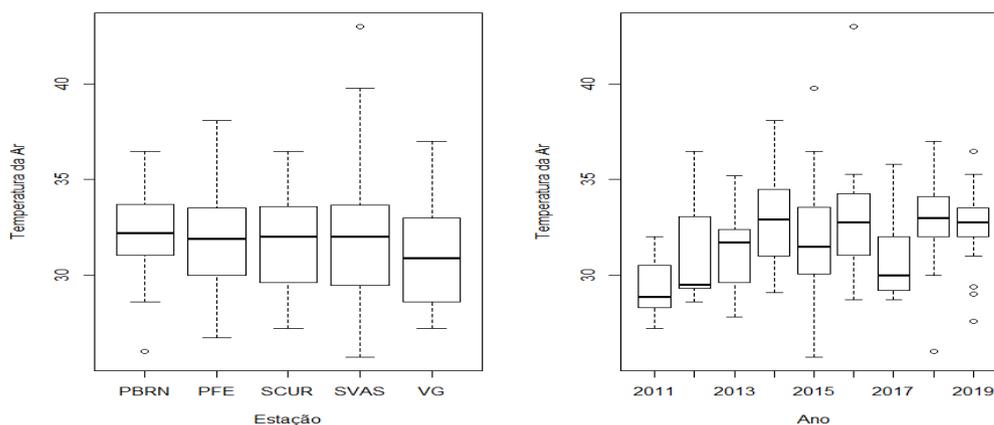


Figura 5 - Boxplot da temperatura do ar nas cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

Fonte: Autores (2020).

Constata-se, na Tabela 4, que a média variou de 29,27 °C a 32,86 °C nos anos de 2011 a 2019 e nas estações de monitoramento foi de 30,93 °C a 32,39 °C para Vázea Grande e PBRN, respectivamente. Quanto maior a temperatura do ar eleva-se o

potencial de perda de água das superfícies líquidas para a atmosfera; com aumento da perda de água, haverá acúmulo de sais, elevando a condutividade elétrica.

Tabela 4 - Análise descritiva da temperatura do ar (°C) das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

		<i>Mínimo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Variância</i>	<i>Máximo</i>
<i>Ano</i>	2011	27.2	29.27	28.85	2.27	32
	2012	28.6	31.33	29.5	8.62	36.5
	2013	27.8	31.31	31.7	4.92	35.2
	2014	29.1	32.78	32.9	5.88	38.1
	2015	25.7	31.64	31.5	10.84	39.8
	2016	28.7	32.86	32.75	9.85	43.03
	2017	28.7	31.14	30	8.37	35.8
	2018	26	32.67	33	7.14	37
	2019	27.6	32.54	32.75	3.12	36.5
	<i>Estação</i>	PBRN	26	32.39	32.2	5.16
PFE		26.7	31.85	31.9	6.14	38.1
SCUR		27.2	31.87	32	5.96	36.5
SVAS		25.7	32.04	32	12.22	43.03
VG		27.2	30.93	30.9	8.29	37

Fonte: Autores (2020).

Na Figura 6, evidencia-se que, na estação divisa PB com RN, existe uma baixa variação com maior índice mediano de oxigênio dissolvido e, no ano de 2017, teve o menor índice.

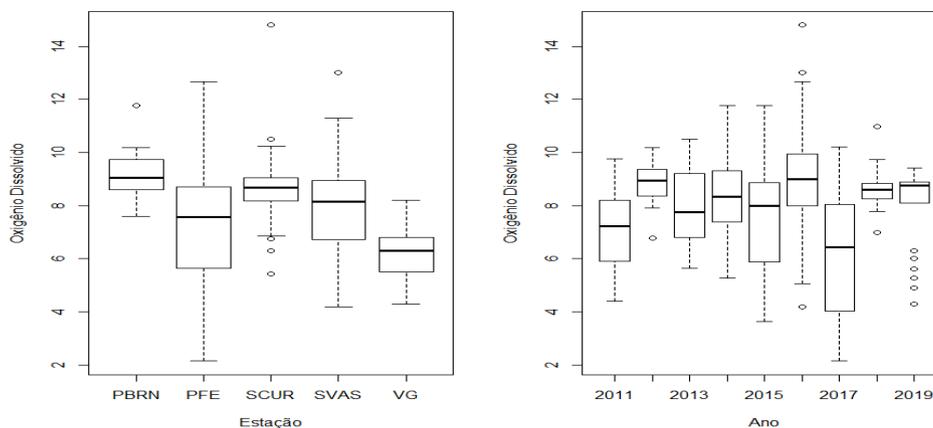


Figura 6 - Boxplot do oxigênio dissolvido (OD) em mg/l O₂ na água das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

Fonte: Autores (2020).

O oxigênio dissolvido é uma variável utilizada para verificar a carga de poluição de um reservatório hídrico, quanto menor o valor mais próximo de ocorrer uma ausência de oxigênio, que leva a morte de vários seres vivos aquáticos. Para água doce de classe 1, o oxigênio dissolvido não pode ser menor que 6 mg/l, classe 2 não pode ser inferior a 5 mg/l e nem a 4 mg/l para a classe 3, conforme o CONAMA 357/2005.

Na Tabela 5, as estações de monitoramento e os anos avaliados tiveram os seus valores médios acima de 6, enquadrando-se na classe 1, contudo ao avaliar o mínimo 66,6%, em algum momento, houve redução na quantidade de oxigênio no corpo hídrico que pode estar relacionado com redução na quantidade da água, ou aumento no lançamento de efluentes sem nenhum tratamento prévio. De acordo com o CONAMA 357/2005, podem ser utilizadas para irrigação de hortaliças e de frutas próximas ao solo as águas de classe 1.

Tabela 5 - Análise descritiva do oxigênio dissolvido (OD) mg/l O₂, das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

		<i>Mínimo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Variância</i>	<i>Máximo</i>
<i>Ano</i>	2011	4.39	7.04	7.22	2.37	9.75
	2012	6.77	8.77	8.95	1.27	10.19
	2013	5.65	8.01	7.76	2.41	10.51
	2014	5.27	8.25	8.34	3.06	11.77
	2015	3.63	7.64	8	4.28	11.78
	2016	4.18	9.09	9	6.39	14.8
	2017	2.14	6.13	6.42	9.63	10.21
	2018	7	8.66	8.6	0.84	10.98
	2019	4.3	8.07	8.75	2.04	9.41
	<i>Estação</i>	PBRN	7.6	9.16	9.05	0.94
PFE		2.14	6.97	7.57	5.55	12.67
SCUR		5.44	8.71	8.67	2.55	14.8
SVAS		4.19	8.05	8.15	3.48	13.01
VG		4.3	6.26	6.3	1.32	8.2

Fonte: Autores (2020).

Avaliando a qualidade de água de recursos hídricos no estado da Bahia, Souza et al. (2014) detectaram valores de oxigênio dissolvido inferiores a 5 mg/l, justificando este resultado devido ao lançamento de esgotos sanitários e domésticos, elevando a quantidade de matéria orgânica, diminuindo a concentração de oxigênio. No rio Paraíso-GO, Rocha et al. (2019) registraram o valor de 7,9 mg/l de oxigênio dissolvido e relaciona ao quantitativo de vazões neste ponto ser superior

aos outros locais analisados, sendo os valores desta pesquisa superior aos obtidos por estes autores.

A condutividade elétrica tem média semelhante nas estações, mas, durante os anos de 2011 a 2013, teve menor condutividade e menor variação se comparados os demais (Figura 7). De acordo com Richard (1954), a água para irrigação é considerada de salinidade média em todas as estações de monitoramento da qualidade da água e em relação aos anos analisados, devendo-se usar a lixiviação e culturas tolerantes à salinidade. Contudo, para Ayres e Westcot (1987), valores inferiores a 700 uS/cm não há nenhum risco de utilização na irrigação.

Identificando os tipos de água, esta pode ser utilizada para fins de potabilidade até 1500 uS/cm e classificada como fonte de água doce quando oscila de 100 a 2000 uS/cm, de acordo com APHA (1999) e SWRCB (2002). Estando as amostras desta pesquisa a partir da condutividade elétrica dentro destes padrões, sendo potável e de água doce.

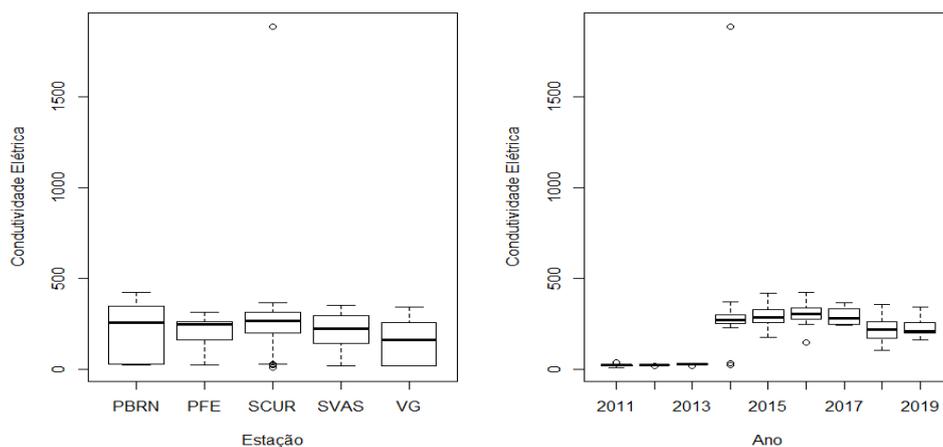


Figura 7 - Boxplot da condutividade elétrica em uS/cm a 20 °C nas cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos
Fonte: Autores (2020).

Analisando a Tabela 6, verifica-se que os valores máximos ocorreram nos anos de 2014, 2015, 2016 e 2017, a estação SCUR é considerada a que as análises resultaram em de salinidade média, enquanto os demais anos e estações se enquadram em baixa salinidade. Todas as médias são consideradas sem nenhuma restrição de uso na irrigação. Em relação às médias máximas, o ano de 2014 e a estação SCUR tiveram níveis elevadíssimos o que compromete o uso na irrigação, ficando enquadrada como água de salinidade alta devendo ter atenção em solos com déficits em drenagem, uso de técnicas de controle de salinidade e uso de culturas tolerantes a sais. Com grau de restrição de ligeiro a moderado para a irrigação para 22,2% dos anos e 20% na estação de monitoramento. Assim, deve-se analisar periodicamente

a qualidade da água para evitar problemas no sistema de irrigação, no solo e na planta, para que seja realizado manejo adequado do cultivo reduzindo a degradação do solo e disponibilizando água para a planta sem ocorrer estresse hídrico ou salino.

Tabela 6 - Análise descritiva condutividade elétrica à uS/cm a 20 °C, das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

		<i>Mínimo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Variância</i>	<i>Máximo</i>
<i>Ano</i>	2011	10.92	24.2	25.05	46.36	40
	2012	20	24.89	25.9	5.47	27
	2013	21	27.87	28.9	9.94	31.6
	2014	22.2	365.98	273	218217.6	1884
	2015	176.3	295.4	285	2862	418
	2016	145.8	310.14	306	4055.07	425
	2017	243	293.58	281	2623.13	366.41
	2018	105.97	222.73	219.2	5173.03	358
	2019	162.4	228.12	211.9	2349.56	345
<i>Estação</i>	PBRN	22.2	216.07	259.42	22258.79	425
	PFE	24.4	204.47	246.25	9745.05	315
	SCUR	10.92	292.3	269	100195.8	1884
	SVAS	20.09	207.83	222.6	11276.74	351.145
	VG	18.37	159.55	162.4	16204.86	345

Fonte: Autores (2020).

Níveis de condutividade elétrica até 100 uS/cm são considerados de qualidade, quando estão com valores acima, a condição é insatisfatória para consumo humano, além de ocasionar danos ambientais, como afirma Von Sperling (2007) e CETESB (2016). Nesta perspectiva, considerando os valores médios máximos cerca de 66,6% das amostras não são adequadas para consumo humano, considerando a condutividade elétrica da água.

Pesquisando sobre a qualidade da água no rio Corumbataí/SP, Scarlatti et al. (2019) verificaram a condutividade elétrica em três pontos de amostragem e obtiveram, no ano de 2015, valor de 306 uS/cm, com valor de turbidez de 26 UT, OD de 4,5 mg/l e pH na faixa de 6,8 a 7,3, sendo considerada a qualidade satisfatória deste corpo hídrico para fins de consumo.

A profundidade média, Figura 8, foi baixa na maioria das estações e nos anos, como pode ser constatado visualmente no boxplot centrado no valor zero, apenas nos anos de 2011 a 2013 que houve um maior índice médio.

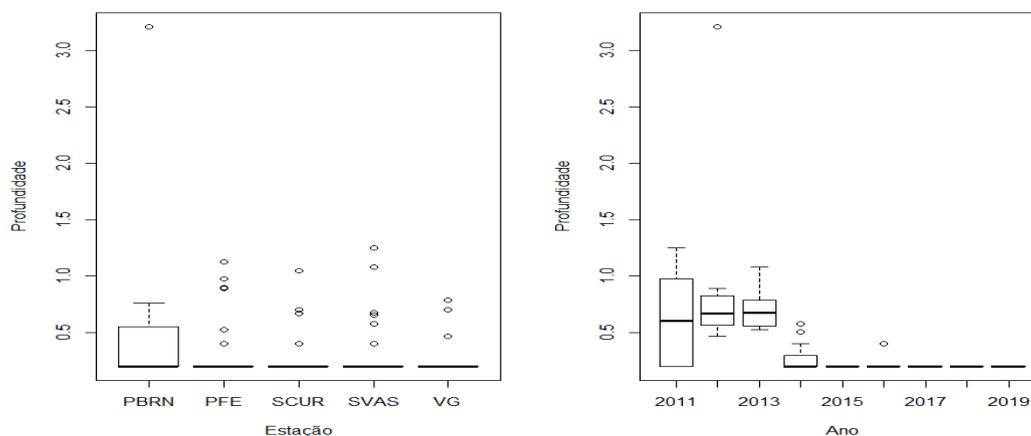


Figura 8 - Boxplot da profundidade da amostra de água das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos
Fonte: Autores (2020).

A maior profundidade de coleta da água foi no ano de 2012, com mais de 1 metro para a coleta da amostra de água, nos demais anos foi realizada numa profundidade mínima de 20 centímetros, Tabela 7. Nas estações de monitoramento da qualidade da água, a profundidade de coleta das amostras de água variou de 0,27 a 0,4 metros, com máximo de 3,21 a 0,79 metros e mínimo de 20 centímetros. Rocha et al. (2019) realizaram coleta de amostras de água no rio Paraíso-GO em diversos pontos em profundidades de 0,23 a 1,48 metros.

Tabela 7 - Análise descritiva profundidade da amostra de água (m), das cinco estações de monitoramento de qualidade da água no sertão paraibano em relação aos anos

		<i>Mínimo</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Variância</i>	<i>Máximo</i>
<i>Ano</i>	2011	0.2	0.58	0.6	0.16	1.25
	2012	0.47	1.02	0.67	0.95	3.21
	2013	0.53	0.71	0.68	0.04	1.08
	2014	0.2	0.27	0.2	0.02	0.58
	2015	0.2	0.2	0.2	0	0.2
	2016	0.2	0.23	0.2	0.01	0.4
	2017	0.2	0.2	0.2	0	0.2
	2018	0.2	0.2	0.2	0	0.2
	2019	0.2	0.2	0.2	0	0.2
	<i>Estação</i>	PBRN	0.2	0.4	0.2	0.29
PFE		0.2	0.32	0.2	0.07	1.13
SCUR		0.2	0.27	0.2	0.04	1.05
SVAS		0.2	0.31	0.2	0.07	1.25
VG		0.2	0.3	0.2	0.04	0.79

Fonte: Autores (2020).

Na Tabela 8, observa-se o resultado do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para todas as variáveis respostas em relação às estações e aos anos, esse teste tem a finalidade de verificar se os resíduos do modelo seguem uma distribuição normal. Assim como os resultados obtidos para os *p-valores* foram acima de 0,01 que é o nível de significância escolhido para o teste de heterogeneidade.

De acordo com os resultados obtidos no teste de normalidade de Shapiro-Wilk, nota-se que os resíduos de todos os modelos testados seguem uma distribuição normal, porque os *p-valores* que foram obtidos têm valor maior que 0,01, ou seja, todos os modelos rejeitaram a hipótese alternativa (H_1) em que não segue uma distribuição normal, já que foram todos não significativos estatisticamente ao nível de 10%. Dessa maneira, verificou-se a homogeneidade das variâncias para esses modelos, nos quais todos os modelos têm variâncias para os erros que não são iguais, ou seja, rejeita-se a hipótese alternativa (H_1), em que as variâncias dos erros não são iguais, ou seja, não há heterogeneidade, conforme a Tabela 8.

Tabela 8 - Teste de Normalidade de Shapiro-Wilk e Teste de Heterogeneidade de variância para todas as variáveis respostas em relação às estações e aos anos

Modelos ¹			
Variável	Variável resposta	P-valor Shapiro-Wilk	P-valor Heterogeneidade
Ano	Temp. da Amostra	0,4322 ^{ns}	0,3041 ^{ns}
Estação	Temp. da Amostra	0,4638 ^{ns}	0,7752 ^{ns}
Estação	Temp. do Ar	0,01506 ^{ns}	0,2684 ^{ns}
Ano	pH	0,01204 ^{ns}	0,02317 ^{ns}

Fonte: Autores (2020).

¹ns: Não significativo

Na análise de variância para cada modelo, foi verificado se existe pelo menos um dos anos ou estações que difere entre os demais, conforme a Tabela 9, averiguam-se os resultados provenientes da aplicação da técnica análise de variância.

Tabela 9 - Análise de variância para cada modelo para as variáveis respostas em relação às estações e aos anos

Modelos ¹		
Variável	Variável Resposta	P-valor
Ano	Temp. da Amostra	0.5271 ^{ns}
Estação	Temp. da Amostra	0.00412 ^{**}
Estação	Temp. do Ar	0.5965 ^{ns}
Ano	pH	0.00134 ^{**}

Fonte: Autores (2020).

1ns: Não significativo; **: significativo ao nível de 5%.

Observando os resultados na Tabela 9, nota-se que no ano em relação ao pH e na estação em relação à temperatura da amostra, tiveram resultados significativos ao nível de 5% de significância, ou seja, existe pelo menos uma dupla de níveis nessas variáveis que produz médias estatisticamente diferentes. Já para variável resposta temperatura do ar em relação às estações e temperatura da amostra em relação aos anos não foram significativos, ou seja, os níveis dessas variáveis têm produção média estatisticamente igual.

Nos resultados que foram estatisticamente significativos na Tabela 9, é realizado o teste de comparação múltipla de médias, teste de Tukey, em que será classificado quais anos foram diferentes ou iguais na produção média. Observa-se, na Tabela 10, que os anos que diferem estatisticamente o pH é 2019 com 2016, 2019 com o menor índice médio de pH versus 2016 com maior, os demais são estatisticamente iguais. Houve uma diminuição de aproximadamente 10,2% e 3,6% no pH de 2019 e 2011 respectivamente, equiparando com ano de 2016.

Tabela 10 - Teste de Comparação de Médias dos anos em relação ao pH

Anos	Médias ¹
2016	8.047 ^a
2017	7.96 ^{ab}
2013	7.91 ^{ab}
2014	7.89 ^{ab}
2011	7.77 ^{ab}
2015	7.76 ^{ab}
2018	7.63 ^{ab}
2012	7.57 ^{ab}
2019	7.303 ^b

Fonte: Autores (2020).

¹Letras iguais nas médias dos anos indicam que o efeito do pH é igual nesses anos e letras diferentes indicam o contrário.

Segundo o artigo 39 da Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011, para ser considerada potável a água, deve ter como referência o pH nos valores de 6 a 9,5, nesse contexto em relação a todos os anos o pH estando dentro dos padrões organolépticos, Tabela 10. Valores de pH inferiores tanto para fins de abastecimento quanto para irrigação conseguem danificar a tubulação devido à corrosão e pH elevados provocam incrustações (DAMASCENO, 2015) devendo assim realizar o monitoramento do pH.

Alencar et al. (2019) analisaram a qualidade de água percurso de corpo hídrico em Belém-PA e obtiveram para o pH médio de 6 e temperatura máxima das amostras de água de 30,4 °C, com temperatura aproximada a desta pesquisa.

Na Tabela 11, constata-se que a estação de monitoramento de qualidade de água Várzea Grande teve a temperatura da amostra média menor que as demais estações, e as outras são estatisticamente iguais. Na estação PBRN, houve acréscimos de 6,7% na temperatura média das amostras de água comparada com a estação Várzea Grande.

Tabela 11 - Teste de Comparação de Médias das estações de monitoramento de água em relação à temperatura da amostra de água

Estações	Médias ¹
PBRN	30.59 ^a
SCUR	30.44 ^a
SVAS	30.09 ^a
PFE	29.96 ^a
VG	28.66 ^b

Fonte: Autores (2020).

¹Letras iguais nas médias dos anos indicam que o efeito da temperatura da amostra é igual nesses anos e letras diferentes indicam o contrário.

Resultados semelhantes foram obtidos por Alves (2019) analisando os parâmetros físico-químicos da água em cidades do Ceará com valor máximo de 27,5 °C. Da mesma maneira que avaliando a temperatura das amostras de água Araújo et al. (2011) obtiveram valores de 30 °C.

A análise das variáveis que não seguiram os pressupostos paramétricos, foram submetidas ao teste Kruskal Wallis, utilizado para saber se existe pelo menos um par de grupo que difere entre si, portanto será utilizado para descobrir se existe diferença nos anos ou nas estações em relação às variáveis respostas, Tabela 12.

Na tabela 12, as variáveis respostas em relação à estação de monitoramento de qualidade de água foram significativas a nível de 5%, o pH, oxigênio dissolvido e turbidez. Em relação ao ano, todas as variáveis respostas foram estatisticamente significativas com p-valores menores que 0,05.

Tabela 12 - Teste de Kruskal Wallis das variáveis respostas das estações de monitoramento de água

Variável	Variável Resposta	P-valor ¹
Ano	Profundidade	2,2e ⁻¹⁶ **
Estação	Profundidade	0,5403 ^{ns}
Ano	Cond. Elétrica	1,76e ⁻¹² **
Estação	Cond. Elétrica	0,1422 ^{ns}
Ano	Temp. do Ar	0,00089 **
Estação	Turbidez	0,01844 **
Ano	Turbidez	0,02164 **
Estação	Oxigênio Dissolvido	5,18e ⁻⁵ **
Ano	Oxigênio Dissolvido	0,0404 **
Estação	pH	0,00296 **

Fonte: Autores (2020).

¹ns: Não significativo; **: significativo ao nível de 5%; ***: significativo ao nível de 1%.

Avaliando a sazonalidade e temporalidade da qualidade das águas, Sabino et al. (2017) utilizaram o teste de Kruskal-Wallis, constataram que não houve efeito significativo para o pH entre os trimestres, mas teve para os anos, ocorrendo ao contrário com oxigênio dissolvido, sendo significativo no trimestre e não para o ano.

As variáveis que foram significativas a 5% na Tabela 12, foram submetidas ao teste de Mann-Whitney, para identificar quais se diferenciam entre si (Tabela 13 e 14). Na Tabela 13, verificam-se as variáveis respostas profundidade e condutividade elétrica em destaque para aquelas que foram consideradas significativas estatisticamente a nível de 5 %. Deste modo, o ano de 2011, 2012, 2013 em relação aos anos de 2014 a 2019 foram significativos sendo considerados diferentes entre si. O ano de 2014 foi diferente de 2015, 2018 e 2019, em relação às amostras de profundidade.

A condutividade elétrica, Tabela 13, foi significativa nos anos de 2011 a 2019. Em 2013, foi diferente em relação aos anos de 2014 a 2019, já nos anos de 2014 a 2018 com os demais anos foram menores em relação aos anos anteriores, dessa forma houve diferença entre as amostras coletadas de condutividade elétrica em relação aos anos.

Tabela 13 - Teste de Mann-Whitney para a profundidade de coleta da amostra de água e condutividade elétrica em relação aos anos

	Profundidade							
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2012	0,326	-	-	-	-	-	-	-
2013	0,37	0,99	-	-	-	-	-	-
2014	0,0297	0,00057	0,0002	-	-	-	-	-
2015	6,33e ⁻⁰²	1,02e ⁻⁰⁴	4,51e ⁻⁰⁵	0,01356	-	-	-	-
2016	0,0027	7,71e ⁻⁰³	0,002	0,3904	0,057	-	-	-
2017	0,0168	0,00083	0,0005	0,1624	-	0,2862	-	-
2018	0,00088	7,63e ⁻⁰³	3,70e ⁻⁰³	0,04428	-	0,1221	-	-
2019	6,95e ⁻⁰³	2,57e ⁻⁰⁶	1,09e ⁻⁰⁶	0,005021	-	0,03031	-	-

	Condutividade elétrica							
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2012	0,39	-	-	-	-	-	-	-
2013	0,043	0,029	-	-	-	-	-	-
2014	8,45e ⁻⁰²	0,0017	0,00094	-	-	-	-	-
2015	4,61e ⁻⁰⁴	7,89e ⁻⁰²	1,44e ⁻⁰²	0,3151	-	-	-	-
2016	9,63e ⁻⁰⁴	0,0001	2,21e ⁻⁰²	0,08005	0,324	-	-	-
2017	0,0002	0,001725	0,000855	0,6917	0,7499	0,4066	-	-
2018	4,59e ⁻⁰³	0,000214	5,70e ⁻⁰²	0,112	0,0022	0,00076	0,044	-
2019	1,21e ⁻⁰⁴	4,66e ⁻⁰²	6,79e ⁻⁰³	0,0311	3,66e ⁻⁰²	3,64e ⁻⁰²	0,0074	0,91

Fonte: Autores (2020).

A temperatura do ar, turbidez e oxigênio dissolvido, Tabela 14, nota-se que houve diferença significativa estatisticamente para o ano de 2011 em relação aos anos de 2013 a 2019, para temperatura do ar. O ano de 2013 foi o único que não teve diferença com os demais anos, enquanto o ano de 2011 e 2012 foram significativos com 3 anos distintos. A variável oxigênio dissolvido teve diferença estatística entre os anos de 2011 e os anos de 2012, 2016, 2018 e 2019. Neste mesmo parâmetro, foi significativa a relação de 2016 e 2017, sendo as amostras diferentes estatisticamente.

Tabela 14 - Teste de Mann-Whitney para a temperatura do ar, turbidez e oxigênio dissolvido em relação aos anos

	Temperatura do ar							
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2012	0,05695	-	-	-	-	-	-	-
2013	0,01665	0,9578	-	-	-	-	-	-
2014	0,00027	0,2838	0,2162	-	-	-	-	-
2015	0,01392	0,6948	0,89	0,277	-	-	-	-
2016	0,00013	0,3193	0,238	0,882	0,184	-	-	-
2017	0,1263	0,8708	0,84	0,2174	0,61	0,234	-	-
2018	0,00054	0,1791	0,088	0,7641	0,1836	0,828	0,16	-
2019	6,26e ⁻⁰³	0,221	0,062	0,99	0,079	0,99	0,136	0,735
	Turbidez							
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2012	0,033	-	-	-	-	-	-	-
2013	0,4309	0,09	-	-	-	-	-	-
2014	0,4093	0,0156	0,86	-	-	-	-	-
2015	0,026	0,259	0,249	0,182	-	-	-	-
2016	0,9164	0,234	0,77	0,507	0,349	-	-	-
2017	0,332	0,035	0,10	0,36	0,026	0,434	-	-
2018	0,408	0,010	0,899	0,84	0,110	0,401	0,60	-
2019	0,034	0,614	0,142	0,0107	0,29	0,16	0,036	0,0047
	Oxigênio Dissolvido							
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2012	0,01382	-	-	-	-	-	-	-
2013	0,2314	0,3146	-	-	-	-	-	-
2014	0,0806	0,3217	0,76	-	-	-	-	-
2015	0,3239	0,1285	0,69	0,4487	-	-	-	-
2016	0,0071	0,8113	0,2133	0,3125	0,058	-	-	-
2017	0,551	0,1417	0,22	0,1654	0,315	0,046	-	-
2018	0,0013	0,4174	0,27	0,4751	0,13	0,4902	0,062	-
2019	0,0096	0,1289	0,8409	0,88	0,25	0,1589	0,243	0,96

Fonte: Autores (2020).

Em relação às estações de tratamentos, foram significativas para o pH e oxigênio dissolvido, a PBRN com a PFE, SVAS e VG, houve diferença para o pH entre as seguintes estações da PFE com SCUR e SVAS, enquanto a SCUR e SVAS foram divergentes com a VG. Para a variável oxigênio dissolvido, houve efeito estatístico significativo para a relação PFE e SCUR e SVAS e a estação de Várzea Grande. A turbidez teve significância das estações PBRN, PFE e SCUR com a estação de VG. Estas variáveis tiveram amostras com efeito significativo estatisticamente entre as estações de monitoramento de qualidade de água como foi descrito e pode ser averiguado na Tabela 15.

Tabela 15 - Teste de Mann-Whitney para o pH, oxigênio dissolvido e turbidez em relação às estações de monitoramento de qualidade de água

pH				
	PBRN	PFE	SCUR	SVAS
PFE	6,35e ⁻⁰³			
SCUR	0,2141	0,000602		
SVAS	0,009734	0,00920	0,2221	
VG	0,0001995	0,7234	0,00328	0,03164

Oxigênio Dissolvido				
	PBRN	PFE	SCUR	SVAS
PFE	9,84e ⁻⁰³			
SCUR	0,07243	0,00231		
SVAS	0,001821	0,08565	0,1195	
VG	4,32e ⁻⁰⁴	0,2138	1,62e ⁻⁰²	0,002443

Turbidez				
	PBRN	PFE	SCUR	SVAS
PFE	0,1167	-	-	-
SCUR	1	0,2369	-	-
SVAS	0,2241	0,988	0,3057	-
VG	0,0005076	0,01443	0,01155	0,06778

Fonte: Autores (2020).

Utilizando o teste de Mann-Whitney para avaliar a variação espaço-temporal da qualidade de água subterrânea, Grott et al. (2018) observaram que a variável turbidez foi significativa entre as amostras, concluindo que houve variação sazonal na qualidade da água estudada. Resultados utilizando este mesmo teste foram não significativos estatisticamente obtidos com a salinidade de água de uma bacia hidrográfica, segundo Ferrão et al. (2017).

CONCLUSÃO

A estação de Várzea Grande sempre está tendo índices de produção diferentes que as outras estações em quase todas as variáveis que foram estudadas. E em relação aos anos tem determinados anos que diferem entre si.

As amostras de água em todas as estações de monitoramento de qualidade de água foram classificadas como água doce tipo I, podendo ser utilizadas para fins de irrigação.

As águas para irrigação são consideradas de salinidade média em todas as estações de monitoramento da qualidade da água e em relação aos anos analisados, recomendando fazer a lixiviação e cultivar plantas tolerantes à salinidade.

Para potabilidade, os valores de turbidez devem ser até 5 UT, estando apenas duas médias das amostras em relação ao ano (2012 e 2015) e, na estação PBRN, consideradas potáveis, sendo recomendada análise microbiologia para fins de consumo, evidenciando o tratamento prévio antes do consumo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS – ANA. <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/?formdate=2020-0916&produto=mesorregiao&periodo=anual>.

ALENCAR, V. E. S. A.; ROCHA, E. J. P.; JUNIOR, J. A.S; CARNEIRO, B. S. (2019). Análise de Parâmetros de Qualidade da Água em Decorrência de Efeitos da Precipitação na Baía de Guajará – Belém-PA (Analysis of water quality parameters as a result of the effects of the rainfall on the Guajará bay-Belém-PA). **Revista Brasileira de Geografia Física**, 12(2), 661-680.

ALMEIDA, O. A. **A qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 197p.

ALVES, G. S. (2019). Avaliação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos de água potável de hospitais das cidades de Crato e Juazeiro do Norte-CE. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnólogo em Alimentos). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sertão Pernambucano. 43p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOC., AMERICAN WATER WORKS ASSOC. & WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th ed.). Baltimore, MD: American Public Health Association, 1999.

AMORIM, M. C. C.; PORTO, E. R. (2003) Considerações sobre controle e vigilância da qualidade de água de cisternas e seus tratamentos. *In: Anais do Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva*, 2003, Juazeiro. CD-ROM.

ANA, 2017. Atlas de irrigação: uso da água na agricultura irrigada. 1. ed. Brasília: Agência Nacional de Águas, Brasília.

ANDRADE, R. M.; GONÇALVES, H. C.; GONDIM FILHO, J. G. C.; SOARES, S. R. A.; MENESCAL, R. A. Análise de custo-benefício de medidas de adaptação à mudança do clima [recurso eletrônico]: trajetórias da aplicação na bacia hidrográfica dos rios Piancó-Piranhas-Açu / Escola de Administração de Empresas de São Paulo. Centro de Estudos em Sustentabilidade, Agência Nacional das Águas. – Brasília: ANA; São Paulo: FGVces, 2018.

ASSIS, A. M. S.; BRITO, F. C. S. Políticas públicas de convivência com o semiárido: a economia solidária como alternativa no sertão paraibano. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional**, v. 8, n. 2, p. 141-164, 2020.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. 2º.ed. Campina Grande: UFPB, 1999.153p (Estudos FAO, Irrigação e Drenagem 29, revisado 1).

BARROS, M. O. (2019). Adequação do potencial hidrogeniônico de águas utilizadas na aplicação de defensivos agrícolas em diferentes estações do ano. 2019. 30p. Trabalho de conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) - Faculdade Evangélica de Goianésia.

BERNARDI, I. Avaliação e monitoramento da qualidade da água em pisciculturas em tanques-rede em um braço do Rio Grande, no Reservatório de Ilha Solteira/SP. Dissertação de mestrado-UNESP. 101p., 2018.

BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. (2004) Precipitação. *In: Bertoni, J. C. & Tucci C. E. M. Hidrologia – Ciência e Aplicação*. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2004. Cap.5 p.177-241.

BRANCO, S. M. Hidrologia aplicada à engenharia sanitária. 3ª ed. São Paulo. CETESB/ACATESB. 640p., 1986.

BRITO, L. T. L.; PORTO, E. R.; SILVA, A. S. (2005) Análise da qualidade das águas de cisternas em cinco municípios do Semiárido Brasileiro. *In: Anais do III Congresso Brasileiro de Agroecologia*, Florianópolis: A sociedade construindo conhecimentos para vida, 2005, Florianópolis. CD-ROM.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; MORAIS, G. F. O.; AGUIAR NETTO, A. O. Técnicas estatísticas para análise da qualidade da água em áreas irrigadas no baixo Rio São

Francisco. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.2, p.192-203, 2020. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0021>.

CARVALHO, A. R.; MINGANTE, F. H.; TORNISIELO, L. Relação da atividade agropecuária com parâmetros físicos e químicos da água. **Revista Química Nova**, São Paulo, v.23, n.5, p.618- 22, 2000.

CARVALHO, L. L. S.; LACERDA, C. F.; CARVALHO, C. M.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; FILHO, R. R. G. (2020). Variabilidade espaço-temporal da qualidade das águas subterrâneas em área irrigada no semiárido brasileiro. *Research, Society and Development*, 9(8), e644985786-e644985786.

CASTRO, C. N. 2017. Uma análise sobre diferentes opções de políticas para a agricultura irrigada no semiárido. *Boletim regional, urbano e ambiental*.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. *Estudos avançados* 22 (63), 2008.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2016.

DAMASCENO, D. Controle de qualidade de águas potáveis utilizando análise multivariada de imagens. 2015. Tese (Doutorado em química) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

ENDLER, D. T. K.; NOGUEIRA, P. C.; SANTANA, V. S.; FIORESES, M. L.; HASAN, S. D. M. Avaliação da qualidade da água de irrigação utilizada em propriedades rurais do município de Toledo-PR. *In: ENCONTRO PARANAENSE DE ENGENHARIA E CIÊNCIA*, 3. Anais. Toledo: Unioeste, 2013, p.45-51.

FERRÃO, A. L. L. C.; TORMAM, M. F.; GUEDES, H. A. S. Análise da variabilidade anual da qualidade da água de uma bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul, Brasil. *In: Congresso ABES*, 2017.

FRANCISCO, P. R. M.; SANTOS, D. Climatologia do Estado da Paraíba. EDUFCG, 75p. 2017.

GROTT, S. L.; FAÇANHA, E. B.; FURTADO, R. N.; ALBUQUERQUE, H. F.; CUNHA, A. C. (2018). Variação espaço-sazonal de parâmetros da qualidade da água subterrânea usada em consumo humano em Macapá, Amapá, Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 23(4), 645-654. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018162018>.

JUNIOR, O. P. S.; CARVALHO, S. L.; RAGASSI, B. Avaliação da temperatura, turbidez e pH no Córrego das Marrecas-SP. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 12, n. 24, 2019.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. (2014). Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 18(4), 437-445. DOI: 10.1590/S1415-43662014000400012.

LUIZ, A. M. E.; PINTO, M. L. C.; SHEFFER, E. W. O. Parâmetros de cor e turbidez como indicadores de impactos resultantes do uso do solo, na Bacia Hidrográfica do Rio Taquaral, São Mateus do Sul-PR. *O Espaço Geográfico em Análise*, v.24, p.290-310, 2012.

MARTINEZ, M. M. Segurança hidroambiental e humana no contexto das alterações climáticas. *Coletânea da Conferência da Terra: Línguas, ritos e protagonismos nos territórios indígenas*, p.37-44, 2020.

MALLYA, G.; HANTUSH, M.; GOVINDARA, R. S. Composite measures of watershed health from a water quality perspective. *Journal of Environmental Management*, v.214, p.104-124, 2018.

NASCIMENTO, I. R. S.; BORGES, P. F.; RODRIGUES, E. N. S.; SOUZA, F. M. C.; CARTAXO, P. H. A.; ARAÚJO, L. S.; SANTOS, J. P. O. (2019). Análise da teoria da entropia utilizando dados pluviométricos no estado da Paraíba. **Revista Científica Rural**, 21(2), 1-15.

ROCHA, H. M.; CABRAL, J. B. P.; BATISTA, D. F.; OLIVEIRA, L. G. (2019). Avaliação físico-química e microbiológica das águas da bacia hidrográfica do rio Paraíso Jataí-GO. *Geosul*, 34(72), 51-74.

RODRIGUES, J. B.; SILVA, D. D. S.; FREITAS, S. J. N.; CABRAL, A. C. L. C.; PFEIFF, G. K.; AMORIM, I. L. S. Qualidade da água utilizada na irrigação de produtos orgânicos: o caso de um polo agrícola em Paço Lumiar/MA. *Nature and Conservatio*, v.13, n.1, p.16-21, 2020. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2318-2881.2020.001.0003>.

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; NORONHA, C. V. Variação sazonal e temporal da qualidade das águas em um ponto do Córrego Gameleiras usando técnicas químio-métricas robustas. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.22, n.5, 2017.

SCARLATTI, V. M.; QUELUZ, J. G. T.; YABUKI, L. N. M.; GARCIA, M. L. (2020). AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO MUNICÍPIO DE RIO CLARO/SP. *Geociências (São Paulo)*, 38(3), 741-754.

SILVA, N. Í.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **Revista Agropecuária Científica no Semi-Árido**. v.7, n.03, p. 1-15, 2011.

SOUZA, J. R.; MORAES, M. E. B.; SONODA, S. L.; SANTOS, H. C. R. G. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **Revista Eletrônica do Prodemá**, v.8, n.1, p. 26-45, abr. 2014.

SWRCB. Electrical Conductivity/Salinity Fact Sheet. In: The Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment State Water Resources Control Board, 2002. Disponível em: http://www.swrcb.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130en.pdf. Acesso em: 25 ago. 2015.

TRINDADE, A. L. C.; ALMEIDA, K. C. B.; BARBOSA, P. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v.22, n.1, p.13-24, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016131457>.

VIEIRA, M. R. Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido. Agência Nacional das Águas – ANA, 2015, 2019.

VON SPERLING, M. Estudos de modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: UFMG, v.7, 452 p., 2007.

CAPÍTULO 5

COAGULANTES NATURAIS E NÃO CONVENCIONAIS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS E EFLUENTES NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Emilianny Rafaely Batista Magalhães

José Wagner Alves Garrido

Ana Carla da Fonseca Ferreira

Francinaldo Leite Silva

Magna Angélica dos Santos Bezerra Sousa

INTRODUÇÃO

A baixa disponibilidade hídrica é uma realidade existente nas regiões áridas e semiáridas do mundo e a agravação deste panorama é estimada devido os efeitos do crescimento populacional, da alta demanda alimentícia e energética e das mudanças climáticas (JONES; VAN VLIET, 2018). Nesse contexto, o reúso de efluentes está se tornando uma prática imprescindível para minimizar as consequências social e econômica da escassez hídrica e evitar o grande uso de água potável para fins que não exijam uma alta qualidade deste recurso natural. As atividades agrícolas, por exemplo, apresentam um consumo de, aproximadamente, 70% da água potável do mundo (WWAP, 2016) e, no Brasil, esta atividade representa o maior uso de água disponível no país, com utilização de cerca de 52% do total hídrico utilizado em todas as atividades, dentre elas as industriais e os abastecimentos rural e urbano (ANA, 2018).

A demanda de uso de água no Brasil cresceu 80% nos últimos vinte anos e, até 2030, a retirada da água disponível no país pode aumentar em 24% (ANA, 2018). No semiárido brasileiro, além do aumento da demanda de consumo de água, os baixos índices de precipitação pluviométrica, as altas temperaturas e as elevadas taxas de evapotranspiração são fatores que contribuem para um balanço hídrico desfavorável nessa região do país, cujas disponibilidades hídricas superficial e subterrânea são historicamente baixas (CASTRO et al., 2018).

Os preocupantes cenários, atual e futuro, da disponibilidade do recurso natural mais importante para as vidas humana, animal e vegetal também são agravados pela poluição antrópica nos corpos d'água, sendo o lançamento de efluentes doméstico e industrial sua principal fonte poluidora. Dessa forma, o tratamento desses efluentes se apresenta como uma ferramenta necessária para evitar danos futuros ainda maiores à disponibilidade hídrica do planeta, para minimizar a escassez hídrica das regiões que já sofrem com essa realidade e para possibilitar o reúso dessa fonte de água em atividades que requeiram o uso de uma alta demanda de água, como, por exemplo, a agricultura.

No semiárido brasileiro, a escassez de água intensifica a necessidade de busca por tecnologias que possibilitem o tratamento tanto de águas com alta salinidade e turbidez – característica presente em algumas regiões – quanto de efluentes, sejam eles domésticos ou industriais, tendo estes últimos ganhado espaço nos últimos anos, na compreensão científica e popular, como uma rica fonte hídrica.

O processo de tratamento de águas e efluentes depende da qualidade final que se deseja obter do líquido tratado e de sua finalidade, sendo mais rigoroso e complexo quando se almeja a utilização para consumo humano e consideravelmente mais simples quando se deseja sua utilização para fins variados, como, por exemplo, na indústria ou na agricultura. Esse processo é composto de algumas etapas, sendo cada uma responsável pela remoção de um determinado tipo ou grupo de poluentes. A coagulação/floculação, por exemplo, é uma etapa de tratamento que objetiva a remoção da turbidez causada pelas partículas suspensas e coloidais presentes no líquido (ANTOV et al., 2010), apresentando vantagens operacionais, como baixo custo, baixa complexidade de operação e alta eficiência (ZHU et al., 2016). Nesta etapa, são utilizados materiais inorgânicos e orgânicos de origem sintética ou natural, denominados coagulantes, os quais são decisivos na eficiência do tratamento na remoção dos poluentes (WEI et al., 2018). Os coagulantes de origem sintética, apesar do alto desempenho, podem apresentar impactos potencialmente negativos à saúde humana, como os coagulantes à base de alumínio, que são largamente utilizados na indústria e podem levar à doença de Alzheimer, e os de mono e poliacrilamida, que apresentam potenciais agentes neurotóxicos (BHATIA et al., 2007; SPENCER; SCHAUMBURG, 1975). Tais problemáticas vêm induzindo o interesse no desenvolvimento de coagulantes que sejam eficientes no seu desempenho ao mesmo tempo em que são seguros para o meio ambiente e para a saúde humana.

Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos, a fim de explorar a potencialidade de matérias-primas naturais no mecanismo de coagulação/floculação. De acordo com Kakoi et. al (2016), os coagulantes naturais atuam na adsorção e neutralização de cargas dos sólidos, sendo produzidos a partir de materiais naturais de partes de plantas, sementes e raízes. Um tipo de insumo interessante é aquele que abunda

na região, a fim de baratear os custos e facilitar a logística. Além da abundância na região, o aproveitamento de resíduos é útil e desejável para aplicações dessa finalidade. Dessa forma, o presente capítulo abordará, de acordo com dados já existentes na literatura acadêmica e científica, a diversidade de plantas e seus extratos utilizados como coagulantes naturais no tratamento de águas e efluentes, assim como seus respectivos desempenhos e disponibilidades na região semiárida brasileira.

COAGULANTES NATURAIS

O tratamento de águas e efluentes requer uma combinação de vários métodos, consistindo em diferentes etapas, a fim de atingir a qualidade desejada do efluente tratado. A etapa primária apresenta uma grande importância na eficiência global do tratamento, porque possibilita um aumento na eficiência das etapas posteriores e previne danos a equipamentos. Essa etapa objetiva, majoritariamente, a remoção de partículas coloidais e dispersas no afluente através de processos físicos ou físico-químicos, a fim de diminuir sua turbidez e cor (TRIQUES et al., 2020), sendo a coagulação/floculação uma das opções de processos físico-químicos utilizados para esse fim. Através dessa operação, as partículas suspensas e coloidais presentes no líquido são agregadas em partículas maiores, denominadas flocos, objetivando promover a remoção das partículas contaminantes e permitir a diminuição de turbidez e cor do afluente a ser tratado (SALEHIZADEH et al., 2018). A agregação das partículas e, portanto, a formação de flocos nessa etapa, ocorre devido a adição de espécies químicas que desestabilizam as partículas coloidais, as quais, por meio de agitação, chocam-se entre si, formando partículas maiores, que são mais suscetíveis para flotar ou decantar (TRIQUES et al., 2020).

Os coagulantes utilizados para a desestabilização das partículas contaminantes no líquido podem ser classificados em inorgânicos, orgânicos sintéticos e naturais. Existem inúmeros coagulantes inorgânicos e orgânicos convencionais que têm vantagens técnicas e econômicas e que apresentam resultados satisfatórios. Como exemplo dos inorgânicos, os sais de ferro são considerados os elementos com maior efetividade na formação dos flocos, com agregados mais pesados e com maior velocidade de sedimentação, apresentando o alto custo e a reduzida faixa operacional de pH como suas desvantagens. Os sais de alumínio, por outro lado, apresentam-se como o coagulante de maior uso devido, principalmente, ao seu baixo custo, fácil preparação e baixa complexidade de manuseio, além de apresentar ampla faixa de pH para operação (GARZÓN; LUQUE, 2015). No entanto, o uso desses produtos forma, após o tratamento, um lodo residual que exige gerenciamento e disposição adequados para que não provoquem danos ao meio ambiente. O uso de coagulantes sintéticos orgânicos também exige cautela devido à neurotoxicidade e propriedades

cancerígenas que os monômeros residuais de sua estrutura podem apresentar (ANTOV et al., 2010).

Nesse contexto, torna-se cada vez mais necessário o uso de coagulantes que não ofereçam riscos ao meio ambiente e à saúde humana e que, concomitantemente, possam apresentar vantagens econômicas e alto desempenho operacional. Os coagulantes naturais são fortes alternativas no cumprimento desse papel, já que são biodegradáveis, produzem um lodo com maior facilidade de gerenciamento e são economicamente menos onerosos, uma vez que a natureza da matéria-prima para produção está frequentemente relacionada à disponibilidade vegetal local. Em decorrência disso, diversos estudos vêm sendo desenvolvidos ao longo dos anos, objetivando explorar a vertente natural dos coagulantes a partir de propriedades encontradas em diferentes partes de diversas plantas. A Tabela 1 apresenta, de uma forma geral, o desempenho de alguns coagulantes naturais na remoção de contaminantes de água e efluentes.

Tabela 1– Desempenho de diferentes coagulantes naturais

Coagulante natural	Concentração	Remoção de Contaminante	Eficiência
Amido de milho	100 mg.L ⁻¹	Turbidez	87-94%
Casca de banana	0,06 mL.L ⁻¹ - 400 mg.L ⁻¹	Turbidez/DQO/SST	60%-98% (turbidez) 58% (DQO) 45% (SST)
Casca de mandioca	5000 mg.L ⁻¹	Turbidez/STD	76-82% (turbidez) 35% (STD)
Coco	80 – 100 mg.L ⁻¹	Turbidez/óleo	71- 79% (turbidez) 98% (óleo)
Feijão	1 mL.L ⁻¹	Turbidez	30-70%
Maracujá	610 – 3000 mg.L ⁻¹	Turbidez/Cor aparente/ DQO	75-77% (turbidez) 42% (cor aparente) 65 – 80% (DQO)
Miolo de banana	100 – 1000 mg.L ⁻¹	Turbidez/SST/DQO/ Nitrato	98% (turbidez) 96% (SST) 55% (DQO) 89% (nitrato)
Moringa	50 – 200 mg.L ⁻¹	Turbidez /óleos e graxas/ ovos de helmintos/ cianobactérias	50-96% (turbidez) 82-100% (óleos e graxas) 94-99,5% (ovos de helmintos) 5-80% (cianobactérias)

Coagulante natural	Concentração	Remoção de Contaminante	Eficiência
Palma	8 – 15500 mg.L ⁻¹	Metais pesados/ Turbidez/DQO	84-100% (metais pesados) 69-90% (turbidez) 80% (DQO)
Quitosana	1-500 mg.L ⁻¹	Turbidez/óleos e graxas/SS	42-99,5% (turbidez) 99% (óleos e graxas) 99% (SS)
Semente de mamão	200-600 mg.L ⁻¹	Turbidez/DQO/SST	42-100% (turbidez) 67% (DQO) 67% (SST)
Tamarindo	15g – 75 mg.L ⁻¹	Turbidez/DQO	85-93% (turbidez) 60-90% (DQO)

Fonte: Autoria própria.

As referências bibliográficas que embasaram a formulação da Tabela 1 estão melhor apresentadas nos itens a seguir, nos quais, há um desenvolvimento mais amplo sobre os respectivos estudos que se debruçaram a avaliar a potencialidade coagulante de cada um dos extratos naturais apresentados.

Casca de mandioca

A mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) é uma espécie que pertence à família Euphorbiaceae e tem o Brasil como o seu centro de origem. A cultura da mandioca está distribuída em todo o território brasileiro, sendo uma das principais culturas alimentícias tropicais do mundo (VALLE, 2005) e que desempenha um importante papel socioeconômico e cultural na região do Nordeste brasileiro devido à sua relevância e representatividade para a população, principalmente, àquela que reside na região rural (CARDOSO, 2003). Além disso, as características ambientais da região do Nordeste do Brasil, como clima quente e solos drenados, propiciam um elevado desenvolvimento dessa cultura (EL-SHARKAWY, 2003).

Alves et al. (2014) avaliaram a eficiência do uso da casca de mandioca (Figura 1) como coagulante no tratamento de efluente doméstico da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), Recanto das Emas/DF. A partir das cascas de mandioca, foram obtidos a farinha e o amido; as duas formas deste coagulante natural utilizadas no estudo. Para obtenção da farinha, a casca de mandioca foi seca em forno a 45 °C, seguido da trituração em liquidificador e peneiramento. Já para a obtenção do amido, as cascas de mandioca foram inicialmente trituradas com água em liquidificador para desintegração das células e liberação de grânulos de amido. Em seguida, coadas em tecido de malha para separação sólido-líquida. O filtrado foi colocado

para decantar por 1h, aproximadamente, e, após a decantação, o sobrenadante foi descartado e o material decantado foi seco em estufa a 45 °C por 12 horas. Para cada teste, utilizaram-se 2L de esgoto homogeneizado e 10g de farinha ou amido de casca de mandioca. Comparou-se a eficiência dos coagulantes agindo isoladamente e com auxílio de sulfato de alumínio, porém a concentração utilizada do sulfato de alumínio não foi apresentada pelos autores.

Os esgotos domésticos bruto e tratado foram caracterizados através das análises de pH, turbidez, cor aparente e sólidos totais dissolvidos (STD). Os autores subdividiram o número total de testes em dois grupos: o grupo que utilizou apenas o coagulante natural e o que utilizou coagulante natural com auxílio do sulfato de alumínio. Os resultados obtidos foram comparados aos do esgoto bruto, conforme apresentados na Tabela 2. Os autores verificaram que, em todos os testes, houve a redução significativa nos valores de pH e cor aparente, embora a turbidez e STD (considerando tanto a farinha de mandioca quanto o amido) tenham sido os parâmetros com maior eficiência de remoção - 76,56% e 34,67%, respectivamente, utilizando a mandioca sob a forma de farinha; e 82,4% e 35,37%, na mesma sequência, utilizando o amido de mandioca. O coagulante em questão foi considerado pouco eficiente na redução da cor aparente, apresentando porcentagens de remoção abaixo de 50% para as duas formas de mandioca empregadas (farinha e amido).



Figura 1 – Cascas de mandioca
Fonte: (PONDJA JUNIOR. et al., 2017).

Tabela 2 - Eficiência dos coagulantes naturais sem auxílio de sulfato de alumínio

Análises	Esgoto bruto	Teste com farinha da casca de mandioca	Teste com amido de mandioca
pH	6,9	6,21	6,33
Turbidez (UNT)	381	89,3	66,8
Cor Aparente ($\mu\text{s}/\text{cm}^2$)	1719	1123	1111
STD (mg.L^{-1})	0,74	1,34	0,62

Fonte: (ALVES et al., 2014).

A Tabela 3 apresenta os valores obtidos através do coagulante natural de mandioca associado ao sulfato de alumínio. A amostra utilizando o esgoto com a farinha da casca de mandioca e o sulfato de alumínio resultou em valores bem maiores de turbidez, cor aparente e, conseqüentemente, de STD quando comparados com amostras contendo apenas esgoto bruto e o sulfato de alumínio. No entanto, ao substituir a farinha de mandioca pelo amido, o resultado obtido foi mais eficiente do que com uso apenas do sulfato de alumínio, mostrando que este foi mais eficiente na remoção de partículas dissolvidas presentes na amostra.

Tabela 3 - Eficiência dos coagulantes naturais com auxílio de sulfato de alumínio

Análises	Esgoto bruto	Teste com farinha da casca de mandioca + sulfato de alumínio	Teste com amido de mandioca + sulfato de alumínio
pH	5,8	5,88	5,28
Turbidez (UNT)	7,27	75,9	3,34
Cor aparente ($\mu\text{s}/\text{cm}^2$)	63	1029	104
STD (mg.L^{-1})	0,83	1,53	0,75

Fonte: (ALVES et al., 2014).

A partir desses resultados, os autores concluíram que o amido da casca de mandioca demonstrou ser o material natural mais eficiente quando utilizado como coagulante. Porém, o resultado mais relevante do estudo foi obtido com a associação do amido e sulfato de alumínio, pois, nesse caso, a associação apresentou remoção de turbidez superior ao sulfato de alumínio e ao amido de mandioca quando ambos agiram isoladamente.

Amido de milho

O milho (Figura 2) é a planta comercial originária das Américas mais importante no cenário agrícola. A sua origem ainda é muito discutida e duas teorias são mais consideradas, sendo elas: a teoria de St. Hilaire, de 1829, que defende que o milho é descendente de um capim selvagem, sendo o milho tunicata (*Zea mays*), com seus grãos cobertos pelas glumas bem desenvolvidas, a forma – ainda existente atualmente – que mais se aproxima da forma original. Segundo essa teoria, o local de origem teria sido a bacia do rio Paraguai. Por outro lado, de acordo com a teoria de Ascherson, de 1875, o milho seria descendente de um capim selvagem que hoje ainda existe na América Central, no México e na Guatemala, a *Euchlaena mexicana*. A teoria mais aceita hoje é a de St. Hilaire (BRIEGER, 1944).

Fersi et al. (2018) estudaram a performance da coagulação/floculação utilizando o amido de milho como floculante natural no pré-tratamento de águas residuais provenientes de atividades de curtume, nome dado às operações de processamento do couro. O amido de milho empregado pelos autores foi o comercial, sendo adicionado na amostra sem ajuste de pH. Os autores utilizaram diferentes dosagens do coagulante (100; 200 e 500 mg.L⁻¹), tempos de agitação (5 e 15 min) e velocidades de rotação (200 e 300 rpm) e destes a melhor eficiência de remoção de turbidez foi obtida na seguinte condição: 100 mg.L⁻¹; 5 min e 200 rpm, com resultados que variaram entre 87% e 94% de eficiência.



Figura 2 - Cultura do milho
Fonte: NASA (2014).

Coco

O coqueiro (*Cocos nucifera*), apresentado na Figura 3.a e popularmente considerado a “árvore da vida”, é uma planta multifuncional, utilizada como fonte de alimentos, bebidas, óleo, fibra, carvão e produtos saudáveis (FATOMBI et al., 2013). Pode crescer até 30m de altura, apresentando folhas pinadas de comprimento de 4 a 16cm e tem o coco como fruto, o qual está industrialmente presente em 200 países, com produção aproximada de 55 milhões de toneladas por ano, o que gera uma quantidade considerável de resíduos (NOGUEIRA et al., 2018). O Brasil é o quarto maior produtor de coco, produzindo cerca de $2,8 \times 10^6$ toneladas por ano e ocupando uma área de 257×10^3 hectares, sendo o Norte e Nordeste as regiões que possuem a maior área de plantação, em torno de 70% (ARAÚJO et al., 2017).

Fatombi et al. (2013) demonstraram que o extrato do endosperma do coco (Figura 3.b) apresenta atividades coagulantes devido a presença de uma proteína denominada caseína, cujos resultados obtidos apresentaram que o extrato produzido com caseína purificada do endosperma e água destilada (1:50 m/v) foram promissores para remover a turbidez de água, com eficiência de remoção superior a 70%. Nesse estudo, a caseína purificada foi obtida ao misturar 100g do endosperma do corpo triturado com 500 mL de água destilada, submeter essa mistura a uma agitação, com auxílio de um *shaker*, por 10 min e, então, filtrá-la. Uma solução de ácido clorídrico de concentração 1 M (molar) foi adicionada a um volume de 100 mL da fase orgânica retida no filtro até a precipitação da caseína, a qual foi separada dos resíduos de óleo e ácido clorídrico por meio de centrifugação a 3500 rpm por 10 min.



Figura 3 – (a) Coqueiro e (b) mesocarpo do coco
Fonte: (JERARD et al., 2008).

O estudo desenvolvido por Banchon et al. (2017) demonstrou que as fibras do coco apresentaram uma alta eficiência de remoção de óleo em efluentes automobilísticos. Quando atuando sozinhas, as fibras de coco foram capazes de reduzir a turbidez do efluente em 40%. Ao atuarem juntamente com cloreto de polialumínio e poliacrilamida, nas dosagens de 1 mL.L⁻¹ e 1,6 mL.L⁻¹, respectivamente, a eficiência de remoção de turbidez foi em torno de 100%. Para a realização dos testes de bioadsorção-coagulação-floculação nesse estudo, as fibras de coco foram secas a 60 °C por 1h e, então, trituradas e peneiradas. O pó produzido foi introduzido, a diferentes dosagens, em 500 mL do efluente e misturadas a uma velocidade de 150 rpm por 20 min. A mistura foi deixada em repouso por 10 min e, por fim, filtrada.

De acordo com estudo desenvolvido por Ewansiha et al. (2012), esse desempenho coagulante é devido à alta quantidade de ferro presente na composição mineral da fibra, componente cujo desempenho coagulante já é altamente validado.

Feijão

Feijão comum (*Phaseolus vulgaris*), cuja variedade é representada na Figura 4, é uma importante cultura presente nas Américas e partes da África, sendo uma rica fonte de proteína, vitaminas e nutrientes minerais (GUEVARA et al., 2016). O feijão comum contém cerca de 20% a 25% de proteínas, componente frequentemente responsável pela característica coagulante dos extratos naturais (SCIBAN et al., 2006).



Figura 4 – Variada de tamanho e forma do feijão comum
Fonte: (RIVERA et al., 2018).

Percepções laboratoriais desenvolvidas por um grupo de pesquisadores da Universidade de Novi Sad, na Sérvia, permitiram o desenvolvimento de estudos para avaliar a potencialidade do extrato de feijão como coagulante. O trabalho desenvolvido por Sciban et al. (2006) avaliou a eficiência de remoção de turbidez

em um efluente ao utilizar diversas frações proteicas parcialmente purificadas do extrato bruto da semente de feijão comum. Os dados produzidos demonstraram que o extrato de proteínas isoladas do feijão, eluído a 2 M de uma solução de NaCl, apresentou uma remoção de turbidez entre 30% e 40% com uma baixa dose do coagulante natural produzido, indicando uma vantagem técnico-econômica ao utilizar esse floculante e atingir uma alta eficiência de coagulação a baixas doses do extrato produzido com uma purificação parcial de proteína. O estudo desenvolvido por Antov et al. (2007) demonstrou que a maior quantidade de proteína e a melhor performance coagulante do extrato purificado foram obtidas ao utilizar a solução aquosa de 0,5 M de NaCl como solvente, obtendo uma remoção de turbidez máxima de 40%.

No estudo mais recente, Antov et al. (2010) compararam a performance do coagulante produzido através do extrato bruto obtido das sementes de feijão com os coagulantes produzidos através de extratos proteicos dessa fonte natural, parcialmente purificados por meio de precipitação com sulfato de amônia. Os resultados obtidos demonstraram que a fração proteica purificada e eluída com 0,875 mol/L de NaCl foi a que apresentou o maior teor de proteínas, de cerca de 0,73 mg.mL⁻¹, e a maior atividade coagulante, com eficiência máxima de remoção de turbidez de 72,3% a uma concentração de 1 mL.L⁻¹. O extrato bruto, por sua vez, apresentou concentração proteica de 0,081 mg.mL⁻¹ e uma eficiência máxima de redução de turbidez de 30% a uma mesma concentração do coagulante concentrado. Esse estudo também foi capaz de demonstrar que, ao purificar os compostos coagulantes do extrato bruto do feijão, evitou-se o aumento da carga orgânica no efluente tratado, uma desvantagem que pode ser adquirida ao usar coagulantes naturais, já que suas composições podem favorecer o aumento da carga orgânica no afluente e podem resultar no aumento da atividade microbiológica (NDABIGENGESERE; NARASIAH, 1998; OKUDA et al., 2001). Ao utilizar o extrato bruto, observou-se um aumento da matéria orgânica de 5,9 mgO₂.L⁻¹.

Dessa forma, o feijão, uma cultura tão massivamente presente na vida da população brasileira, incluindo a do semiárido nordestino, pode ser uma fonte alternativa para redução da turbidez de águas e efluentes através de coagulantes produzidos do seu extrato na forma bruta ou purificada, sem necessariamente significar uma competição como fonte alimentícia devido à baixa quantidade definida como concentração ótima de atividade coagulante.

Para ativação dos componentes ativos e, conseqüentemente, a produção do extrato bruto para uso como coagulante natural, os autores sugerem que os feijões sejam secos e triturados até um pó fino, e que 50g desse pó sejam misturados com 1 L de uma solução aquosa de NaCl de 0,5 mol/L. A solução deve ser agitada por 10 min, para garantir a extração dos componentes coagulantes, e, em seguida, deve

ser submetida à filtração. O filtrado obtido representa o floculante natural bruto à base de feijão.

Maracujá

O maracujá (*Passiflora incarnata*) é uma fruta típica de um país tropical como o Brasil, que é o principal produtor e consumidor de maracujá-amarelo, nome popular dado a várias espécies do gênero *Passiflora*. O responsável pelo incremento do cultivo de maracujá é a excelente aceitação do seu suco, porém, segundo Kliemann et al. (2005), existe uma grande geração de resíduos agroindustrial, já que a polpa representa apenas 40% do peso do fruto; o restante é constituído por casca e semente.

Tendo em vista a grande quantidade de resíduos gerados pelo cultivo do maracujá, diversos trabalhos têm sido realizados no intuito de encontrar alternativas de reuso destes resíduos, conferindo-lhes potencial valor. Dentre essas aplicações, pode-se citar uso como floculante no tratamento de efluentes. Nos estudos de Alves et al. (2014), para a produção da solução floculante, foi utilizada apenas a pectina proveniente do albedo do maracujá. A pectina é uma fibra solúvel e é um dos principais componentes estruturais da parede celular da planta (KLIEMANN et al., 2005). O albedo pode ser caracterizado como a porção branca, entre a casca e a polpa, conforme representado na Figura 5.

Utilizando o albedo como fonte de pectina, Alves et al. (2014) chegaram a uma remoção de cerca de 77% de turbidez e cerca de 42% de cor aparente para esgoto bruto. Além disso, os autores também empregaram a farinha da casca do maracujá como floculante e obtiveram 76,93% e 41,94% de remoção de turbidez e cor aparente, respectivamente. A farinha utilizada pelos autores foi a comercial, na dosagem de 10g.

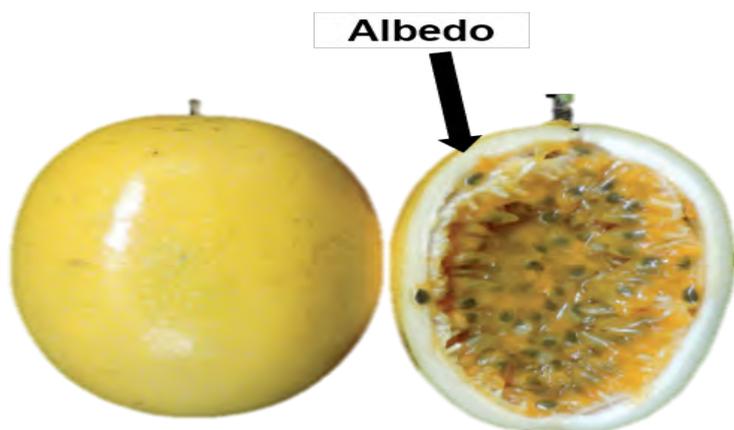


Figura 5 - Porção do maracujá usada para produção do floculante
Fonte: (FALEIRO; JUNQUEIRA, 2016).

Ribeiro (2015) avaliou a eficiência de remoção de turbidez, cor, sólidos totais (ST) e DQO utilizando coagulantes e floculantes orgânicos no pós-tratamento de efluente de uma indústria de laticínio, sendo a *Moringa oleífera* (MO) e a chia os coagulantes e maracujá e quiabo, os auxiliares de floculação. Para o preparo da MO, foram utilizadas as sementes secas, sendo separadas 25g de sementes com casca. Estas sementes foram descascadas, maceradas manualmente com pistilo até obtenção de material homogêneo. O material macerado foi solubilizado na proporção de 10g de MO para 200 mL de solução salina ($0,9 \text{ mol.L}^{-1}$). Posteriormente, a solução contendo o extrato de MO foi mantida sob agitação magnética, por 30 minutos, visando à solubilização do princípio ativo e, em seguida, submetida à filtração a vácuo.

Para o preparo da chia, foram utilizados cerca de 6 gramas de sementes, que inicialmente foram maceradas. As sementes já maceradas foram solubilizadas em solução HCl $0,001 \text{ mol.L}^{-1}$, em proporção de 5 gramas de sementes para 500 mL de solução. Esta foi mantida sob agitação magnética por 1 hora, ficando posteriormente em repouso por 24 horas em temperatura ambiente, em local com baixa luminosidade. Após o repouso, a solução foi peneirada. Já no preparo do maracujá, as cascas e o albedo (partes do maracujá) foram fervidos em água com suco de limão, na proporção aproximada de 50 mL de suco para cada litro de água. Durante a fervura, o albedo foi retirado quando apresentou aspecto transparente e batido em liquidificador para obtenção de uma pasta homogênea. Posteriormente, foi solubilizada em água, respeitando uma relação de 10 gramas de pasta para 200 mL de água destilada, resultando em concentração de 50 g.L^{-1} . A solução foi mantida sob agitação magnética por cerca de 30 minutos. Na preparação do floculante à base de quiabo, foram utilizados 50 gramas de quiabos verdes previamente higienizados e posteriormente secos em mufla, a aproximadamente $180 \text{ }^\circ\text{C}$, por 4 horas, para redução da sua umidade. Após secagem do quiabo, cerca de 5 gramas foram triturados com pistilo, seguidos de peneiramento ($500 \mu\text{m/m}$, 32 mesh, em um agitador de peneiras). Para o preparo da solução, foi utilizada uma proporção de 1 grama de pó de quiabo para cada 100 mL de água destilada, gerando uma solução-mãe com concentração de 10 g.L^{-1} (10.000 ppm). Essa solução foi deixada sob agitação magnética por 30 minutos e diluída dez vezes apresentando uma concentração final de 1.000 mg.L^{-1} .

O autor realizou dois planejamentos experimentais completos 2^3 (8 ensaios), ou seja, com três variáveis (uma relacionada com o coagulante e duas relacionadas com o floculante) com adição de 6 pontos axiais e 3 pontos centrais, totalizando 17 ensaios. Os ensaios em que utilizou *Moringa oleífera* como coagulante e maracujá e quiabo como auxiliares de floculação, o autor alcançou remoção de turbidez, cor e DQO correspondentes a 35%, 47% e 80%, obtidos em diferentes condições. A maior remoção de DQO (80%) ocorreu na condição em que o coagulante e os auxiliares de floculação estão na concentração de 1.375 mg.L^{-1} para MO, 1.500 mg.L^{-1}

para maracujá, 2,5 mg.L⁻¹ para quiabo. Já para a maior remoção de cor (47%) e turbidez (35%), a condição foi 1.375 mg.L⁻¹ para MO, 3.000 mg.L⁻¹ para maracujá e 2,5 mg.L⁻¹ para quiabo. Quando o coagulante foi substituído por chia, com os auxiliares de floculação sendo mantidos, a maior remoção de turbidez obtida foi de 77%, na condição de 110 mg.L⁻¹ para chia, 1500 mg.L⁻¹ de maracujá e 2,5 mg.L⁻¹ para o quiabo. Para remoção de cor, o autor verificou que a sua eficiência variou de 27 a 35%, considerando todos os ensaios realizados, o que, segundo ele, não foi uma diferença significativa. A maior remoção de DQO obtida foi igual a 65%, sendo encontrada na seguinte condição: 56 mg.L⁻¹ para chia, 607 mg.L⁻¹ para maracujá e 5 mg.L⁻¹ para o quiabo.

Moringa oleifera

A *Moringa oleifera*, popularmente conhecida como moringa, é uma planta de origem indiana, pertencente à família *Moringaceae*, que foi introduzida no Brasil como uma planta ornamental. Apresenta tamanho de médio porte e seu crescimento é rápido e propício em quase todos os tipos de solo, com melhor desenvolvimento em planícies (RAMACHANDRAN; PETER; GOPALAKRISHNAN, 1980). Seu cultivo pode se dar em regiões áridas, semiáridas e quentes, com temperaturas que variem de 25 a 35 °C, podendo tolerar até 48 °C em regiões subtropicais (PEREIRA et al., 2016) purification and characterization of moringa oil for everyday applications with backing scientific. The average oil yield was of 23.92%, using the techniques: mechanical pressing (11.36%. É considerada uma planta multifuncional, já que todas as suas partes apresentam variadas aplicabilidades. Suas folhas são ricas em minerais, como cálcio, potássio, zinco, magnésio, ferro e cobre; apresentam teores de vitaminas A, B, C, D e E (KASOLO et al., 2010; MBIKAY, 2012) e baixos teores caloríficos, podendo ser utilizadas em dietas contra a obesidade (BERKOVICH et al., 2013) however, these tumors often develop drug resistance over time. Agents for increasing the cytotoxic effects of chemotherapy or reducing the cancer cells' chemo-resistance to the drugs are required to improve treatment outcome. Nuclear factor kappa B (NF-kB. Estudos apontam que as flores da moringa apresentam propriedades anti-inflamatórias, estimulantes e afrodisíacas, assim como atividades hepatoprotetivas, antibacterianas e fungicidas (ALHAKMANI; KUMAR; KHAN, 2013; HAMZA, 2010; RAMACHANDRAN; PETER; GOPALAKRISHNAN, 1980) twice weekly and for 8 weeks. Simultaneously, M. oleifera Lam seed extract (1 g/kg. Atualmente, o óleo extraído das sementes da moringa vem sendo largamente utilizado no comércio como cosmético para pele e cabelo. Além disso, seu efeito resistente à rancificação oxidativa desperta seu uso na indústria para outras finalidades, como lubrificantes de máquinas, óleo de cozinha e combustível para lâmpadas,

sendo também largamente utilizado na indústria de perfumes por sua alta capacidade de retenção de odores (FERREIRA et al., 2008; TSAKNIS et al., 1999). As sementes de moringa (Figura 6), por sua vez, têm sido estudadas para usos terapêuticos, como na dieta contra doenças cardiovasculares (RANDRIAMBOAVONJY et al., 2017), porém seu uso tem se concentrado largamente no tratamento de águas residuais domésticas e industriais (ALSHARAA et al., 2016; AZIZ; JAYASURIYA; FAN, 2016; BHATIA; OTHMAN; AHMAD, 2007; PETERSEN et al., 2016).

Apesar das várias partes da árvore da moringa ter diversas aplicações na área medicinal e terapêutica devido às suas propriedades antimicrobianas, anti-inflamatórias, anticancerígenas, hepatoprotetivas, entre outras (KURMA; MISHRA, 1998; LURLING; BEEKMAN, 2010; PANDEY et al., 2012), a aplicabilidade das sementes de *Moringa oleifera* se concentra, principalmente, no tratamento de água e efluentes, onde seus extratos se apresentam como um dos principais coagulantes naturais industrialmente disponíveis, apresentando um relevante desempenho de remoção de muitos poluentes, como óleo, metais pesados, *Escherichia coli*, algas e surfactantes (KUMARI et al., 2006; ORIA-USIFO, 2014; PRITCHARD et al., 2010) termed alum and ferric respectively. A series of jar tests was undertaken using model water, different raw water sources and hybrid water containing a mixture of both of these types of water. The model water consisted of deionised water spiked with *Escherichia coli* (E. coli. Quando adicionada à água, o pó das sementes secas e trituradas apresenta propriedades floculantes, destacando-se como promissor no uso do tratamento de águas, cujo desempenho se relaciona à presença de uma proteína catiônica que apresenta a habilidade de desestabilizar e aglomerar as partículas poluentes presentes no efluente, permitindo a decantação ou flotação das partículas contaminantes (NDABIGENGESERE; NARASIAH, 1998).



Figura 6 – Sementes de *Moringa oleifera* (a) com casca e (b) sem casca
Fonte: Autoria própria.

Durante os últimos anos, diversos estudos foram desenvolvidos para explorar a potencialidade das sementes de moringa no tratamento de águas e efluentes. Visando à remoção de óleos e graxas de efluentes industriais, Jesus *et al.* (2019) alcançaram eficiências de remoção de 99,8%, 96,7% e 92,6%, aplicando elevadas concentrações de floclulantes de *Moringa oleifera* de 200 mg.L⁻¹, 100 mg.L⁻¹ e 150 mg.L⁻¹, respectivamente, e um sistema combinado de floclulação/decantação, com mistura rápida de 100 rpm por 3 minutos seguida de uma mistura lenta de 15 rpm em 15 minutos e tempo de sedimentação de 60 minutos. Magalhães *et al.* (2021), ao tratarem um efluente da indústria petrolífera, mostraram que a extração via solvente do óleo, componente de grande valor agregado da semente de moringa, não afeta a atividade coagulante das sementes, não havendo diferença significativa na eficiência de remoção de óleos e graxas ao utilizar a semente *in natura* e os resíduos da semente após a extração do óleo, obtendo uma eficiência média de, aproximadamente, 82% ao submeter o efluente à coagulação/floclulação seguida de flotação por ar dissolvido, com concentração do coagulante natural de 64 mg.L⁻¹.

Estudos também foram conduzidos para avaliar o desempenho das sementes de moringa na remoção de turbidez e microrganismos em águas e efluentes. Camacho *et al.* (2017) demonstraram a efetividade das sementes de moringa como agente coagulante na remoção de cianobactérias e turbidez de águas superficiais. Segundo os dados apresentados e utilizando um sistema de coagulação-floclulação-sedimentação, ao tratar água com baixa turbidez (10 NTU), as sementes de moringa, em uma concentração de 50 mg.L⁻¹, apresentaram uma eficiência de remoção de cerca de 50% quando utilizadas em sua forma *in natura* e de, aproximadamente, 80% ao extrair o óleo de sua composição. Em águas com turbidez mais elevada, não foi observada diferença significativa na eficiência de remoção entre as sementes *in natura* e as livres de óleo, com remoção de turbidez máxima em torno de 90% a uma concentração de 50 mg/L. A remoção máxima, de cerca de 60%, de cianobactérias em águas pouco turvas foi obtida ao utilizar 100 mg/L do coagulante das sementes de moringa sem óleo. Por outro lado, o coagulante produzido com as sementes *in natura* (sem extração de óleo) apresentou eficiência de remoção desse microrganismo de cerca de 5%. Em águas com maior turbidez, a eficiência de remoção de cianobactérias foi superior a 80% com o uso do coagulante produzido com as sementes *in natura*. Sengupta *et al.* (2012) avaliaram a eficiência dos extratos aquosos de semente de moringa na redução do número de ovos de helmintos e turbidez em amostras de um efluente doméstico, de água de abastecimento e água superficial, obtendo remoção de ovos de helmintos e turbidez em torno de 94-99,5% e 85-96%, respectivamente. A dosagem ótima do coagulante foi apontada no estudo como dependente da característica da água tratada, sendo 20-100 mL.L⁻¹, 8 mL.L⁻¹, 4 mL.L⁻¹, para água de irrigação, água de abastecimento e água superficial, e efluente doméstico, respectivamente.

A produção dos extratos coagulantes das sementes de *Moringa oleifera* se dá, majoritariamente, através das sementes secas e descascadas (Figura 6.b), as quais devem ser trituradas e peneiradas até um pó fino. Após a produção do pó, as proteínas são ativadas através da dissolução do pó produzido em uma solução, que, na maioria das vezes, é aquosa, por ser o solvente menos oneroso, além de ser capaz de dissolver as proteínas desejadas e produzir um extrato com o desempenho desejado. Porém, alguns estudos apontam que a dissolução proteica em soluções de sais, como NaOH, NaCl, KCl, entre outros, podem favorecer um aumento no desempenho coagulante do extrato (TRIQUES et al., 2020).

Palma

Os cactos do gênero *Opuntia* pertencem à família *Cactaceae* e são nativos da América, podendo também serem encontrados na África, Austrália, sul da Europa e Ásia (SARAVANAKUMAR et al., 2015). Esse gênero possui 258 espécies conhecidas, das quais 100 estão no México (ORTIZ et al., 2013). No Brasil, apresenta abundância de espécies nas diferentes regiões do país, estando difundida, principalmente, no Nordeste brasileiro, onde é popularmente conhecida como palma (Figura 7). Dentre as características morfológicas e fisiológicas desta planta, destaca-se a alta tolerância a condições ambientais extremas, como baixa precipitação e altas ou baixas temperaturas (GUZMÁN; CHAVÉZ, 2007). Seu cultivo requer baixa complexidade de operação do ambiente de cultivo, podendo crescer em solos pouco férteis e com baixa umidade (ORTIZ et al., 2013).



Figura 7 - Campo de produção de palma
Fonte: Autoria própria.

A palma apresenta diversas finalidades, incluindo alimentação animal e humana, projetos paisagísticos e extração de corantes (VERBEL et al., 2014). Devido a sua estrutura, tem sido extensivamente explorada em termos de suas propriedades medicinais e como fonte alimentar (SARAVANAKUMAR et al., 2015). Os compostos funcionais presentes em sua composição podem ser extraídos e usados para formular e enriquecer novos alimentos, tornando aditivos naturais cada vez mais populares para as indústrias alimentícia, farmacêutica e cosmética para formular suplementos alimentares. Sua composição é rica em fibras, sendo utilizada para fins de controle de diabetes ou obesidade (SÁENZ et al., 2006). Além dessas relevantes aplicações, os cactos do gênero *Opuntia* também têm se destacado como potencial coagulante e auxiliar de floculação no tratamento de água e efluentes. De acordo com diversos estudos, o uso da palma como coagulante apresentou resultados satisfatórios na descontaminação de águas superficiais e residuais com altos níveis de íons de metais pesados, turbidez e demanda química de oxigênio.

O estudo desenvolvido por Nharingo et al. (2015) comprovou o efeito de coagulação e floculação da palma para a remoção de metais pesados, como Pb^{+2} , Zn^{+2} , Cd^{+2} e Cu^{+2} , presentes em águas residuais sintéticas, utilizando-uma concentração do coagulante produzido com a *Opuntia ficus indica* de $8,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pH igual a 5, temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C}$, tempo de agitação rápida de 2 minutos, tempo de agitação lenta de 3 minutos e 24 horas de decantação. Deste modo, os autores obtiveram remoção máxima de 100% de íons Pb^{+2} e 86%, 84% e 93,02% de redução dos íons Zn^{+2} , Cd^{+2} e Cu^{+2} , respectivamente. Para o tratamento de águas residuais de curtumes, Kazi e Virupakshi (2013) obtiveram 78% de remoção de turbidez e 80% de remoção de DQO ao utilizarem a concentração de coagulante de 10 g/L e $15,5 \text{ g/L}$, respectivamente, sob condições de mistura rápida de 100 rpm por 1 minuto e mistura lenta de 30 rpm por 10 minutos, e tempo de sedimentação de 20 minutos.

No tratamento de água, o trabalho desenvolvido por Ferreira (2015) demonstrou o potencial da palma como coagulante natural, cujos resultados reportaram que maiores valores de eficiência de tratamento foram obtidos para águas com turbidez inicial elevada. Para uma turbidez de 200 uT e uma faixa de pH de 8 a 10, a eficiência foi de 68,9%, considerando 30 mg/L de coagulante, com gradiente de mistura rápida de 220 rpm por 2 min; gradiente de mistura lenta de 25 rpm por 30 min; e tempo de sedimentação de 30 minutos. No estudo comparativo com o sulfato de alumínio, Pichler, Young e Alcantar (2012) obtiveram resultados satisfatórios, demonstrando que a mesma eficiência de remoção de turbidez pôde ser obtida com esse cacto utilizando uma dosagem 300 vezes menor que a do coagulante químico para as mesmas condições operacionais. Ou seja, para a concentração do coagulante natural de $0,01 \text{ mg/L}$, enquanto a concentração do sulfato de alumínio foi de 3 mg/L , com velocidade de mistura rápida de 100 rpm por 2 min; velocidade

de mistura lenta de 20 rpm por 5 min; e tempo de sedimentação de 30 minutos. Em outro estudo comparativo, também com o sulfato de alumínio, López (2000) concluiu que esse cacto apresentou desempenho semelhante ao sulfato de alumínio para clarificar a água, utilizando a concentração coagulante de 0,8 mL.L⁻¹, resultando na remoção de 90% de turbidez. O estudo desenvolvido por Miller et al. (2008) demonstrou que o efeito de coagulação da *Opuntia spp* removeu 92,0 % de turbidez, resultando no residual entre 5,0 e 7,0 NTU para águas com pH entre 8 e 10. Entretanto, os testes foram conduzidos com água sintética, não havendo nenhuma interação com os sedimentos encontrados em águas de mananciais ou demais partículas orgânicas e inorgânicas, por exemplo. Independentemente da turbidez inicial, para as condições de concentração do coagulante de 30,0 mg.L⁻¹, mistura rápida de 335 rpm por 1 minuto e mistura lenta com 35 rpm por 45 minutos.

Conforme os estudos relatados, o mecanismo predominante na coagulação usando o cacto *Opuntia ficus* foi a adsorção, neutralização de carga e adsorção em ponte devido à natureza aniônica e macromolécula do ácido galacturônico desprotonado no coagulante (NHARINGO et al., 2015). O ácido galacturônico é, possivelmente, o composto ativo que fornece a capacidade de coagulação, porque esse ácido se apresenta, predominantemente, nas espécies vegetais em sua forma polimérica (MILLER et al., 2008; NHARINGO et al., 2015). No sistema de coagulação, os íons são atraídos eletrostaticamente e neutralizam as cargas aniônicas nos grupos carboxila desprotonados (-COOH) e grupos hidroxila (-OH) da macromolécula desse ácido. O material polimérico originado pela cactácea é formado por um complexo viscoso de carboidratos, além do ácido poligalacturônico, como L-arabinose, D-galactose, L-ramnose e D-xilose (GOYCOOLEA; CÁRDENAS, 2003).

Para extração dos componentes ativos de coagulação presentes na palma, o estudo que objetivou a remoção de metais pesados (NHARINGO et al., 2015) recomenda cortar os cactos, secá-los à luz do sol por 4 semanas, seguido de uma secagem em estufa a 60 °C por 24 horas e, posteriormente, moê-los até a obtenção de um pó fino. No estudo de Kazi e Virupakshi (2013), objetivando a remoção de turbidez e DQO, o coagulante oriundo da palma foi obtido a partir das espécies frescas cortadas em tiras de 1cm de largura, submetidas à secagem a 60 °C por 24 horas e moídas e peneiradas a um tamanho particular de 600 µm.

Quitosana

A quitosana é considerada um biofloculante obtido através da hidrólise alcalina da quitina em uma reação de desacetilação em temperaturas elevadas, tornando-se um polímero de caráter catiônico (Figura 8). Esse composto é de fácil acesso e tem baixo custo, já que provém do segundo polímero mais abundante no mundo

(YANG et al., 2016; PINTO, 2011). Perdendo apenas para a celulose, a quitina está presente na parede celular de fungos e nos exoesqueletos e carapaças de crustáceos marinhos, como caranguejos e camarões, constituindo a principal fonte natural deste biopolímero a partir do aproveitamento de resíduos dessa indústria de pescado (KURITA, 2006).

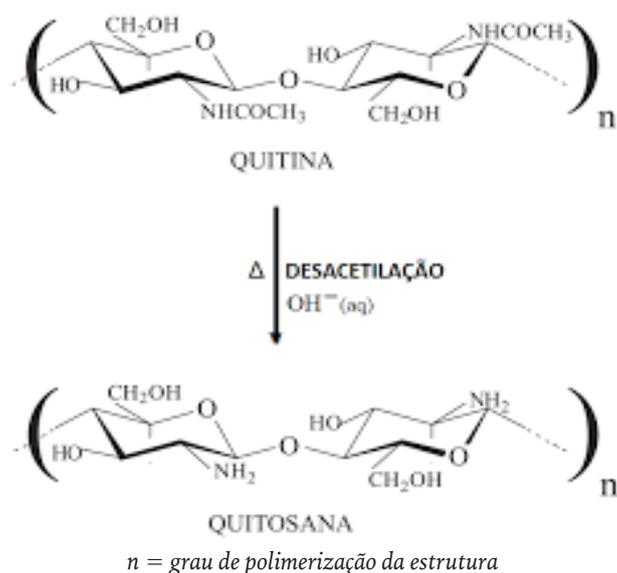


Figura 8 – Representações primárias da quitina e quitosana
Fonte: Adaptada de (BATTISTI; CAMPANA-FILHO, 2008).

Esse biopolímero tem sido amplamente aplicado em diversas áreas de engenharia, biomédica, química, farmacêutica, cosmética, têxtil, alimentar, biotecnologia e ambiental (LARANJEIRA e FÁVERE, 2009). Apresenta multifuncionalidades devido à sua biodegradabilidade, biocompatibilidade, hidrofiliçidade, possibilidade de encapsulamento, eficiência na remoção de poluentes, ação sobre vírus, bactérias e fungos, além do fato de ser obtida a partir de um recurso natural renovável, abundante e não tóxico (RENAULT et al., 2009; TANADA et al., 2005). O interesse também é crescente no seu uso como coagulante/floculante no tratamento de águas e efluentes, destacando-se como coagulante na indústria da cerveja (GASSARA et al., 2015), na remoção de corantes (GUIBAL; ROUSSY, 2007), na cadeia de produção de papel (NICU et al., 2013), no tratamento de resíduos da indústria alimentícia de óleo vegetal (AHMAD et al., 2006) e do leite (CHI e CHENG, 2006) e em efluentes da galvanoplastia (LI et al., 2012).

Visando à remoção de sólidos em suspensão e microrganismos da água, Hu et al. (2013) concluíram que a utilização combinada de quitosana e cloreto de alumínio permitiu o aumento da eficiência de remoção de turbidez e a redução da concentração do residual de alumínio da água tratada. Ou seja, quando utilizou somente

o cloreto de alumínio, em uma concentração de 135 mg.L⁻¹, a turbidez residual foi 40,6 NTU. Enquanto que, ao utilizar o coagulante natural de forma isolada, com a concentração de 5 mg L⁻¹, resultou na turbidez residual em 50,5 NTU. Já para a utilização combinada de quitosana (5mg.L⁻¹) e cloreto de alumínio (13,5 mg.L⁻¹), a turbidez residual foi de 10 NTU. Todos os experimentos foram realizados sob uma turbidez inicial de 10.000 NTU, com ajuste de pH para $7,5 \pm 0,1$ pela adição de 0,1 M de NaOH ou 0,1 M de HCl, mistura rápida a 100 rpm e 3 min seguida por 20 min e 30 rpm de mistura lenta, com tempo de sedimentação de 30 minutos. No estudo desenvolvido por Divakaran e Pillai (2002), o tratamento de amostras de água de um rio ao utilizar um coagulante à base de quitosana, com uma concentração de 1,0 mg.L⁻¹ e faixa de pH de 7,0-7,5, resultou em uma turbidez inferior a 5,0 NTU, equivalente a cerca de 98% da remoção da turbidez. Os experimentos foram realizados sob agitação rápida de 5 segundos, seguida de uma taxa constante de agitação de 60 rpm durante 30 min e 30 min de sedimentação.

Ao comparar o desempenho da quitosana com coagulantes tradicionais (sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio), Ahmad, Sumathi e Hameed (2006), visando à remoção de óleos e sólidos em suspensão de efluentes da indústria de óleos vegetais, obtiveram resultados que provaram que esse coagulante natural foi comparativamente mais eficiente e econômico em relação a esses dois tipos de coagulantes, pois, nas mesmas condições experimentais, a quitosana apresentou eficiência de 99% de remoção de óleo residual e sólido em suspensão. A condição operacional ótima, apontada nesse estudo, para melhor desempenho coagulante da quitosana, foi a que apresentou concentração de 0,5 g.L⁻¹, com tempo de agitação de 15 min a 100 rpm, tempo de sedimentação de 20 min e pH 4.

Em outro estudo comparativo, com objetivo de realizar o tratamento de efluentes contaminados com hidrocarbonetos gerados em terminais de distribuição de combustíveis, Vieira et al. (2012) concluíram que o coagulante de quitosana foi superior, em comparação com os floculantes de *Moringa oleifera* e cloreto férrico, na sedimentação de culturas mistas de microrganismos, obtendo variação de eficiências de remoções de turbidez de $42,3 \pm 4,5\%$ a $97,2 \pm 0,8\%$ ao utilizarem concentrações de quitosana em uma faixa de 4 a 96 mg.L⁻¹ para 30 minutos de decantação.

De acordo com Lima Junior e Abreu (2018), quando o pH é menor do que 6,5, a quitosana torna-se solúvel e os grupos amino primários (-NH₂) se encontram predominantemente protonados devido ao equilíbrio dinâmico estabelecido em solução entre sítios doadores e receptores de prótons (H⁺/-NH₂), sendo este favorecido por uma maior disponibilidade de cátions H₃O⁺ no meio (deslocamento do equilíbrio para formação da espécie protonada – QUIT-NH₃⁺). Deste modo, essa protonação permite a interação da quitosana com os poluentes, que apresentam carga superficial negativa, e que, através de mecanismos de neutralização de

carga, ocorre a desestabilização dessas partículas e ainda estabelece pontes intracadeias, favorecendo ainda a criação de uma rede adsorvente de partículas em suspensão (SORLIER et al., 2001; LIMA JUNIOR e ABREU, 2018; RINAUDO, 2006). Conforme observado por Ahmad, Sumathi e Hameed (2006), os flocos se formam e crescem rapidamente, tornando-se facilmente sedimentáveis. Os flocos se apresentaram fibrosos e formando uma grande massa emaranhada, semelhante a teias de aranha, estrutura que pode ser atribuída ao mecanismo de ponte.

De uma maneira geral, o coagulante à base de quitosana pode ser obtido a partir da mistura entre o pó de quitosana e uma solução ácida. Hu et al. (2013) dissolveram pó comercial de quitosana em solução de ácido clorídrico a 1,0%, sob agitação a 150 rpm por 12 horas para produzir solução estoque a 1,0% (p/p). Ahmad, Sumathi e Hameed (2006) solubilizaram o pó constituído de quitosana em 1% ácido acético diluído com um grau de desacetilação de 90%. No estudo de Vieira et al. (2012), um grama do pó de quitosana foi dissolvido em 100 mL de ácido clorídrico (em diferentes concentrações para determinar a melhor solubilização da quitosana) em temperatura ambiente até uma solução padrão de 1%.

Semente de mamão e banana

Mamão é uma fruta tropical com enorme aceitação e consumo em todo o país, incluindo a região do semiárido. De acordo com a EMBRAPA (2016), os estados do Rio Grande do Norte, Ceará e Bahia são os principais produtores da fruta na região Nordeste, sendo que o sul da Bahia contribui com quase 50% da produção nacional. A sabedoria popular indica o consumo das sementes para diversas finalidades, como, por exemplo, vermífugo e laxante. Além disso, alguns estudos científicos reportaram a potencialidade do uso dessas sementes no tratamento de águas. Segundo Choy et. al (2017), que pesquisaram vários resíduos e sementes de frutas, os polímeros presentes nesses resíduos e hábeis a promoverem a desestabilização das cargas seriam as proteínas e polissacáridos. Em seu estudo com as sementes de mamão para coagulação/floculação, os autores isolaram o amido presente e identificaram que a concentração desse componente nas sementes de mamão é inferior a 20%. Trabalhos utilizando extratos de pó de sementes de mamão foram realizados para avaliar a remoção de turbidez. Unnisa e Bi (2018) usaram um extrato obtido a partir do pó com granulometria de 0,4 mm (Figura 9) e água destilada e testaram concentrações variando de 0,2 a 0,6 mg.L⁻¹ e uma solução sintética com turbidez de 20 a 60 NTU. De acordo com seus resultados, foi possível remoção de, aproximadamente, 100% da turbidez para 30 min de coagulação e pH 6 em toda faixa de concentração de coagulante testada, visto a leitura da turbidez de saída em todas as amostras ter sido zero. Os autores verificaram ainda a variação no parâmetro de STD que teve acréscimo para as amostras com maior turbidez.



Figura 9 – Preparação das sementes de mamão para uso como coagulante
Fonte: (UNNISA; BI, 2018).

Maurya e Daverey (2018) estudaram sementes de mamão e casca de banana em pó para uso como coagulantes no tratamento de água de efluentes domésticos. Os autores avaliaram os parâmetros de turbidez, DQO e SST. Para tanto, o pó produzido a partir das cascas e sementes, trituradas e secas, com granulometria de até 0,5 mm, foi utilizado como coagulante em ensaios de Jar test com concentrações variando de 0 a 2 g.L⁻¹ para casca de banana e de 3 g.L⁻¹ para as sementes de mamão. O coagulante produzido a partir das cascas de banana conseguiu melhores resultados do que o produzido a partir das sementes de mamão, removendo até 60% de turbidez e, aproximadamente, 58% de DQO, enquanto o pó de sementes de mamão apresentou 42% de remoção de turbidez e 66,67% de remoção de DQO, para as concentrações de 0,4 e 0,8 g.L⁻¹ para o pó da casca de banana e pó da semente de mamão, respectivamente. Em relação à remoção de SST, o floculante produzido através da semente de mamão foi mais eficiente (66,67% de remoção) do que o floculante de casca de banana (45,45% de remoção) para as referidas concentrações. Os autores creditam a capacidade de coagulação da casca de banana aos grupos funcionais de aminas, ácidos carboxílicos e hidroxilas presentes em sua estrutura. Esses grupos, por possuírem cargas positivas e negativas, conseguiriam neutralizar diferentes cargas de impurezas na água ou efluente.

Daverey, Tiwari e Dutta (2019) avaliaram o desempenho da casca de banana na remoção de turbidez de água. Nesse estudo, os autores utilizaram um extrato aquoso produzido a partir do pó seco da casca de banana, em que 1 g de pó foi adicionado a 100 mL de água destilada. A proposta dos autores era obter um extrato de forma simples, visto ser a obtenção dos extratos um dos limitantes para o uso de coagulantes naturais. Essa solução deveria ser mantida sob refrigeração até o

momento do uso. Nesse estudo, foi usada solução sintética de água com turbidez, em contraposição ao estudo citado anteriormente, em que os autores usaram um efluente real para os experimentos. Como resultado, os pesquisadores verificaram que o extrato permitiu uma remoção de turbidez de até 98,14%, para concentração de 0,6 mL.L⁻¹ de extratante e pH 11,0. Entretanto, para a faixa de pH próxima à neutralidade, foi obtido cerca de 95% de remoção.

O miolo ou medula da banana tem sido proposto por Kakoi et. al (2016) para ser usado como floculante natural. Esse insumo é um resíduo da produção de bananas e geralmente não encontra aplicação econômica. Os autores utilizaram o coagulante do miolo de banana para coagulação/floculação da água superficial de um rio em Nairóbi. O miolo foi higienizado e seco, depois triturado para produção do pó que foi usado nos experimentos. A remoção de turbidez foi superior a 98% para concentração de 0,1 g.L⁻¹ e pH de 4,0. Kakoi et. al (2016) também avaliaram a remoção de sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO) e nitrato entre outros e constataram remoção de 96,03% para SST, 54,57% e 88,76 para as remoções de DQO e nitrato respectivamente. Presume-se que esse coagulante natural atua pela neutralização de cargas e por ponte de ligação entre as partículas.

Tamarindeiro

Tamarindeiro (*Tamarindus indica*) é uma árvore frutífera bastante decorativa, pertencente à família Leguminosae, podendo alcançar até 25 m de altura. É uma espécie nativa da África tropical e que se dispersou por todas as regiões tropicais do mundo. No Brasil, as plantas foram introduzidas da Ásia, e mostram-se bem adaptadas e subespontâneas em vários Estados. É uma árvore economicamente importante que se desenvolve largamente em regiões tropicais e subtropicais, sendo uma cultura ideal para regiões semiáridas, especialmente em áreas com seca de até cinco a seis meses (SILVA et al., 2000).

Aziz et al. (2018) estudaram a eficiência do processo de coagulação-floculação através da combinação de cloreto de polialumínio (PaCl) como coagulante e semente de *Tamarindus indica* (TiS) (Figura 10) como auxiliar de floculação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O uso combinado do TiS com o PaCl reduziu a dosagem do coagulante químico em quase 50% com eficiências de remoção de 99,3%; 97,3% e 67,4% para sólidos em suspensão, cor e DQO, respectivamente. Além disso, foi verificado que o tamanho dos flocos ao se combinar PaCl e TiS foram consideravelmente grandes em comparação tanto com o tamanho da partícula do lixiviado bruto como pelo tamanho dos flocos formados com a aplicação apenas do PaCl, demonstrando, segundo os autores, que, de fato, o TiS auxiliou no processo de sedimentação, justificado pelo seu alto peso molecular.



Figura 10 - Sementes da tamarindo
Fonte: (ABDELRAHMAN; MARIOD, 2019).

Rahman et al. (2015) avaliaram a eficiência na remoção da turbidez de amostras de água, obtidas de um rio poluído com pó extraído das sementes de *Tamarindus indica* combinado com a poliacrilamida (PAM), que atuou como um auxiliar de floculação. A turbidez e teor de oxigênio dissolvido na água (COD) foram os parâmetros de análise estabelecidos por este estudo. Para a produção do coagulante, as sementes foram secas em forno e moídas em almofariz até tornar-se um pó fino, com tamanho aproximado de 0,005 mm, no intuito solubilizar o seu composto ativo em água. Para a preparação do extrato, 1g do pó produzido foi adicionado a 100mL de água deionizada, depois agitado durante 15 min usando um agitador magnético e, em seguida, deixado em repouso sem perturbação, para sua estabilização.

Os extratos de sementes foram dosados em 15, 30, 45, 60 e 75 mg.L⁻¹, juntamente com três doses diferentes (0,2, 0,5 e 1,0%) do PAM. Cada dose de extrato de semente foi avaliada em conjunto com uma única dose de PAM. A condição cuja concentração de extrato foi de 15 mg.L⁻¹ e de PAM correspondeu a 0,5% obteve a maior redução de turbidez, de 26,5 NTU para 1,69 NTU. Os resultados obtidos com o uso do *Tamarindus* indicam que todas as doses estão em conformidade com o padrão de potabilidade de Bangladesh e diretrizes da OMS. Ainda, segundo os autores, comparando-se com o coagulante comercial PAC, o extrato de sementes utilizado apresentou resultados comparáveis muito bons em termos de remoção de turbidez (91,16%) das águas superficiais com 26,5 NTU de turbidez inicial. O extrato de *Tamarindus* não foi considerado significativo para remoção de sólidos dissolvidos totais e condutividade elétrica, porém foi efetivo para a remoção de DQO, reduzindo de 250 mg.L⁻¹ para 25 mg.L⁻¹ (90%) na condição mais eficiente, caracterizada pela concentração máxima de extrato (75 mg.L⁻¹) e mínima de poliacrilamida (0,2%).

MECANISMOS DE COAGULAÇÃO

Como já mencionada, a coagulação é uma técnica utilizada para remoção de partículas coloidais ou em suspensão no líquido a ser tratado. Essas partículas geram cor e turbidez no líquido e não podem ser removidas por processos físicos convencionais, porque possuem características elétricas que impedem a formação de agregados e dificultam a sedimentação ou flotação, necessitando da alteração de algumas de suas características para possibilitar a remoção.

A coagulação/floculação, portanto, é o processo de desestabilização das partículas suspensas e coloidais para formação de agregados (ou flocos) a partir do choque entre elas (METCALF; EDDY, 2003), sendo o coagulante o agente responsável por reduzir as forças atrativas entre as partículas e, dessa forma, desestabilizar a suspensão coloidal, permitindo a diminuição das forças repulsivas e a agregação dessas partículas. A coagulação também é considerada como o resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos (DI BERNARDO, 2005), sendo eles: (i) compressão da dupla camada elétrica, (ii) adsorção e neutralização, (iii) varredura e adsorção, e (iv) formação de pontes.

A compressão de dupla camada é caracterizada pelo aumento da densidade das cargas na camada difusa da partícula coloidal que, para se manter eletricamente neutra, tem sua espessura reduzida a ponto das forças de Van der Waals serem as dominantes, acarretando na desestabilização eletrostática. A adsorção e neutralização de cargas, por sua vez, consistem na neutralização das partículas através dos íons formados pela dissolução do coagulante na matriz líquida e na, então, formação de microflocos e, dependendo do tipo da espécie coagulante, é possível também ocorrer adsorção entre o coagulante e o coloide. O mecanismo de varredura ocorre dependendo da quantidade de coagulante adicionada, do pH da mistura e da concentração de alguns íons na água. Nesse mecanismo, obtêm-se flocos maiores e que sedimentam ou flutam mais rapidamente do que os flocos produzidos por adsorção e neutralização de cargas. Por fim, o mecanismo de adsorção e formação de pontes é caracterizado por envolver o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares, que servem de ponte entre a superfície em que estão aderidos e as partículas coloidais.

O mecanismo que será predominante na utilização dos coagulantes naturais irá depender das características do coagulante natural, da concentração utilizada e da composição e características do efluente tratado.

VANTAGENS E DESVANTAGENS DOS COAGULANTES NATURAIS

As vantagens apresentadas pelos coagulantes naturais em detrimento dos coagulantes sintéticos são inúmeras, sendo as principais delas:

- a segurança ambiental, já que a concentração de coagulante residual na água, depois do seu tratamento, mesmo que ínfima, pode significar um risco ao meio ambiente e à saúde humana, dependendo das características do coagulante utilizado;
- como já mencionado, os coagulantes químicos mais utilizados podem causar doenças cardiovasculares e cerebrais, além de serem agente ativo na poluição dos corpos d'água e
- os coagulantes naturais podem ser economicamente mais vantajosos e podem ser obtidos a partir da extração dos componentes ativos de plantas, incluindo resíduos agroindustriais, podendo esse último ser um fator de redução, ainda maior, do custo do tratamento.

Entretanto, a formulação e o uso de coagulantes naturais podem apresentar algumas limitações, tais como:

- a produção em grande escala industrial de um determinado coagulante natural dependerá, entre outros fatores, da disponibilidade do recurso natural na região avaliada, a fim de não interferir em outros fatores ambientais, como impacto na fauna e flora;
- ao utilizar coagulantes naturais, pode haver um aumento na concentração de matéria orgânica no efluente e favorecer, conseqüentemente, o aumento da atividade microbiana e a necessidade de uma etapa adicional para redução dos microrganismos;
- apesar de alguns coagulantes apresentarem propriedades antibacterianas, a eficiência de remoção de microrganismos pode não ser suficiente para atingir os padrões requeridos e
- o uso de coagulantes naturais também pode aumentar o tempo do tratamento, sendo necessário tempos mais longos para atingir a sedimentação ou flotação completa.

DISPONIBILIDADE DAS MATÉRIAS-PRIMAS NATURAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Um dos fatores cruciais para aplicação de uma determinada fonte natural em escala industrial é a disponibilidade de sua biomassa. Isso se dá devido a necessidade de grandes quantidades a serem empregadas. Dessa forma, para uso de coagulantes naturais oriundos do semiárido brasileiro é importante realizar estudos aprofundados sobre as biomassas com disponibilidade local. Outro fator importante é o custo de aquisição, bem como a competição do mercado pela matéria-prima natural. Biomassas que já possuem alto valor agregado no mercado podem tornar caro o custo do coagulante natural, mesmo sendo bastante disponíveis, como, por exemplo, o amido de milho e o feijão. A Tabela 4 apresenta a produção das matérias-primas naturais, apontadas nesse capítulo, que possuem propriedades coagulantes.

Tabela 4 - Produção das matérias-primas naturais com propriedades coagulantes no semiárido brasileiro

Matéria-prima	Disponibilidade		Biomassa coagulante
Milho	1.919.150	toneladas	amido
Banana	2.370.000	toneladas	casca
Camarão	40.500	toneladas	quitosana do exoesqueleto
Coco	1.447.900	frutos	mesocarpo/fibra
Feijão	309.599	toneladas	feijão
Mamão	1.300.000	toneladas	semente
Mandioca	791.213	toneladas	casca
Maracujá	516.089	toneladas	albedo
Miolo de banana	2.370.000	toneladas	miolo
Moringa	***		semente
Palma	3.500.000	toneladas	palma
Tamarindo	***		semente

*** Não foram encontrados dados na literatura

Fonte: IBGE (2017).

Do ponto de vista econômico, o uso para outros fins de biomassas que comumente são utilizadas na alimentação humana e de animais, na maioria das vezes, pode se apresentar como uma escolha muito onerosa devido a competitividade do mercado. Por outro lado, o uso de resíduos agrícolas pode ser uma alternativa em potencial, como vem sendo explorada nos últimos anos, por exemplo, no âmbito do conceito de biorrefinaria (SILVA et al., 2018). A reutilização de resíduos é, portanto, uma alternativa mais interessante sob o ponto de vista econômico, ambiental, e, muitas vezes, social, apresentando um benefício inquestionável na minimização do

problema ambiental que representa seu descarte inadequado. Mesmo assim, para utilização de resíduos agrícolas como coagulantes naturais é necessário avaliar a origem e características do resíduo, o plano de amostragem, aspectos legais, sua eficiência agrônômica, viabilidade econômica da disposição agrícola, demanda de mercado pelo resíduo e o planejamento da aplicação (EMBRAPA, 2008).

REFERÊNCIAS

ABDELRAHMAN G. H., MARIOD A. A. Tamarindus indica: Phytochemical Constituents, Bioactive Compounds and Traditional and Medicinal Uses. In: MARIOD A. (eds) Wild Fruits: Composition, Nutritional Value and Products. Springer, Cham. 2019 https://doi.org/10.1007/978-3-030-31885-7_19.

AHMAD, A. L.; SUMATHI, S.; HAMEED, B. H. Coagulation of residue oil and suspended solid in palm oil mill effluent by chitosan, alum and PAC. **Chemical Engineering Journal**, 118, 99, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.02.001>.

ALHAKMANI, F.; KUMAR, S.; KHAN, S. A. Estimation of total phenolic content, in-vitro antioxidant and anti-inflammatory activity of flowers of Moringa oleifera. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, v. 3, n. 8, p. 623–627, 2013.

ALSHARAA, A. et al. Removal of haloethers, trihalomethanes and haloketones from water using Moringa oleifera seeds. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, n. 11, p. 2609-2618, 2016.

ALVES, P. S.; DOS SANTOS, E. R.; SANTANA, A. L.; CARVALHO, L. O. Avaliação da eficiência do uso de cascas de batata, de mandioca e de maracujá como coagulantes no tratamento de esgoto da ETE Recanto das Emas – DF. V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Belo horizonte – MG. 2014.

ANA, Agência Nacional de Águas (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2018. <http://arquivos.ana.gov.br/portal/publicacao/Conjuntura2018.pdf>.

ANTOV, M. G.; ŠĆIBAN, M. B.; ADAMOVIC, S. R.; KLASNJA, M. T. Investigation of isolation conditions and ion-exchange purification of protein coagulation components from common bean seed. **Acta Periodica Technologica**, 38, 1-10, 2007. doi: 10.2298/APT0738003A.

ANTOV, M. G.; ŠĆIBAN, M. B.; PETROVIĆ, N. J. Proteins from common bean (Phaseolus vulgaris) seed as a natural coagulant for potential application in water turbidity removal. **Bioresource Technology**, 101(7), 2167-2172, 2010. doi:10.1016/j.biortech.2009.11.020.

ARAÚJO, C. K. C., CAMPOS, A. O., PADILHA, C. E. A., SOUSA JÚNIOR, F. C., NASCIMENTO, R. J. A., MACEDO, G. R., SANTOS, E. S. Enhancing enzymatic hydrolysis of coconut husk through *Pseudomonas aeruginosa* AP 029/GLVIIA rhamnolipid preparation. **Bioresource Technology**, 237, 20-26, 2017. doi:10.1016/j.biortech.2017.03.178.

AZIZ, H. A.; YIL, Y. C.; SYED, Z. S. F. F.; RAMLI, S. F.; AKINBILE, C. O. Effects of using *Tamarindus indica* Seeds as a natural coagulant aid in landfill leachate treatment. **Global Nest Journal**, v. 20, n. 2, p. 373-380, 2018.

AZIZ, N. A. A.; JAYASURIYA, N.; FAN, L. Adsorption Study on Moringa Oleifera Seeds and Musa Cavendish as Natural Water Purification Agents for Removal of Lead, Nickel and Cadmium from Drinking Water. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. Anais 2016.

BERKOVICH, L. et al. Moringa oleifera aqueous leaf extract down-regulates nuclear factor-kappaB and increases cytotoxic effect of chemotherapy in pancreatic cancer cells. **BMC Complementary and Alternative Medicine**, v. 13, 2013.

BANCHON, C.; CASTILLO, A.; POSLIGUA, P. Chemical interactions to cleanup highly polluted automobile service station wastewater by bioadsorption-coagulation-flocculation. **Journal of Ecological Engineering**, 18 (1), 1-10, 2017. DOI: 10.12911/22998993/66252.

BATTISTI, M. V.; CAMPANA-FILHO, S. P. Obtenção e caracterização de α -quitina e quitosanas de cascas de *Macrobrachium rosenbergii*. **Química Nova**, 31 (8), 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000800019>.

BHATIA, S.; OTHMAN, Z.; AHMAD, A. L. Coagulation-flocculation process for POME treatment using Moringa oleifera seeds extract: Optimization studies. **Chemical Engineering Journal**, v. 133, n. 1-3, p. 205-212, 2007. doi:10.1016/j.cej.2007.01.034.

BRIEGER, F. G. Estudos experimentais sobre a origem do milho. Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, v. 1, p. 225-277, 1944. <https://doi.org/10.1590/S0071-12761944000100011>.

CAMACHO, F. P.; SOUSA, V. S.; BERGAMASCO, R.; TEIXEIRA, M. R. The use of Moringa oleifera as a natural coagulant in surface water treatment. **Chemical Engineering Journal**, 313, 226-237, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.031>.

CARDOSO, C. E. L. Competitividade e inovação tecnológica na cadeia industrial de fécula de mandioca no Brasil. 188f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2003.

CASTRO, A. L. A., ANDRADE, E. P., COSTA, M. A., SANTOS, T. L., UGAYA, C. M. L., FIGUEIRÊDO, M. C. B. Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, 72, 126-136, 2018. doi:10.1016/j.eiar.2018.05.004.

CHI, F. H.; CHENG, W. P. Use of Chitosan as coagulant to treat wastewater from milk processing plant. **Journal of Polymers and the Environment**, 14, 411, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10924-006-0027-2>.

CHOY, S. Y; PRASAD, K. M. N; WU, T. Y.; RAGHUNANDAN, M. E.; YANG, B.; PHANG, S.; RAMANN, R. N. Isolation, characterization and the potential use of starch from jackfruit seed wastes as a coagulant aid for treatment of turbid. **Environ Sci Pollut Res** 24, 2876-2889, 2017.

DAVEREY, A. TIWARI, N.; DUTTA, K. Utilization of extracts of Musa paradisiaca (banana) peels and Dolichos lablab (Indian bean) seeds as low-cost natural coagulants for turbidity removal from water. **Environ Sci Pollut Res Int**, 26(33), 34177-34183, 2019.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: RiMa, 2005.

DIVAKARAN, R.; PILLAI, V. N. S. Flocculation of river silt using chitosan. **Water Research**, 36, 2414, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00436-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00436-5).

EL-SHARKAWY, M. A.; CADAVID, L. F. Response of cassava to prolonged water stress imposed at different stages of growth. **Experimental Agriculture**, v.38, p.333- 350, 2002. <https://doi.org/10.1017/S001447970200306X>.

EMBRAPA, Polos de produção de mamão no Brasil, 2016. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/154702/1/DOC-217-Publica-056-15-Cicero.pdf> . Acesso em 19/08/2020.

EMBRAPA. Circular Técnica: Avaliação da Viabilidade do Uso de Resíduos na Agricultura. 2. ed. Jaguariúna - SP: EMBRAPA-Meio Ambiente, 2008.

EWANSIHA, C.J.; EBHOAYE, J. E.; ASIA, I. O.; EKEBAFE, L. O.; EHIGIE, C. Proximate and Mineral Composition of Coconut (Cocos Nucifera) Shell. **Int. J. Pure Appl. Sci. Technol.**, 13(1) (2012), p. 57-60, 2012.

FALEIRO, F. G.; JUNQUEIRA, N. T. V. Maracujá: O produtor pergunta, a Embrapa responde. **Embrapa Cerrados – Livro técnico (INFOTECA – E)**, 2016. Brasília - DF: Embrapa, 2016.

FATOMBI, J. K., LARTIGES, B., AMINOU, T., BARRES, O., & CAILLET, C. A natural coagulant protein from copra (Cocos nucifera): Isolation, characterization, and potential for water purification. **Separation and Purification Technology**, 116, 35-40, 2013. doi:10.1016/j.seppur.2013.05.015.

FERREIRA, P. M. P.; FARIAS, D. F.; OLIVEIRA, J. T. A.; CARVALHO, A. F. U. Moringa oleifera: Bioactive compounds and nutritional potential. **Revista de Nutrição**, 21 (4), 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-52732008000400007>.

FERREIRA, T. G. Avaliação do Desempenho de Cactos da Espécie *Opuntia ficus-indica* como Coagulante no Tratamento de Água. 2015. 50 f. Monografia - Curso de Tecnologia em Processos Ambientais, Departamento Acadêmico de Química e Biologia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

FERSI, C.; BEN GAMRA, A.; BOZRATI, H.; GORGI, C.; IRMANI, A. Characterizing the performance of coagulation-flocculation using natural coagulants as pretreatment of tannery wastewater. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 9 (8), 2379-2386, 2018.

GARZÓN, C. L. B.; LUQUE, A. J. L. Determinación de la dosis óptima de sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) en el proceso de coagulación – floculación Para el tratamiento de agua potable por medio del uso de una red neuronal artificial. Engenharia Ambiental (Trabalho de Conclusão de Curso), Bogotá, 2015.

GASSARA, F.; ANTZAK, C.; AJILA, C. M.; SARMA, S. J.; BRAR, S. K.; VERMA, M. Chitin and chitosan as natural flocculants for beer clarification. **Journal of Food Engineering**, 166, 80, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2015.05.028>.

GOYCOOLEA, F.; CÁRDENAS, A. Pectinas de *Opuntia* spp: a Short Review. **Jornal da associação profissional para o desenvolvimento do cacto**, 5, 17-29, 2003.

GUEVARA, M. D.; RODRÍGUEZ, J. D. A.; MOMPIÉ, E. J.; HERNANDEZ, Y. MARTIN, R. M. Efecto del QuitoMax® en el crecimiento y rendimiento del frijol (*Phaseolus vulgaris* L.). *cultrop*, **La Habana**, v. 37, n. 1, p. 142-147, 2016. Disponível em: <http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362016000100020>.

GUIBAL, E.; ROUSSY, J. Coagulation and flocculation of dye-containing solutions using a biopolymer (Chitosan). **Reactive and Functional Polymers**, 67, 33, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2006.08.008>.

GUZMÁN, D.; CHAVÉZ, J. Estudio bromatológico del cladodio del nopal (*Opuntia Ficus-indica*) para el consumo humano. **Revista de la Sociedad Química del Perú**, 73, 1, 41-45, 2007.

HAMZA, A. A. Ameliorative effects of *Moringa oleifera* Lam seed extract on liver fibrosis in rats. **Food and Chemical Toxicology**, v. 48, n. 1, p. 345-355, 2010. DOI: 10.1016/j.fct.2009.10.022.

HU, C. Y.; LO, S. L.; CHANG, C. L.; CHEN, F. L.; WU, Y. D.; MA, J. L. Treatment of highly turbid water using chitosan and aluminum salts. **Separation and Purification Technology**, 2013, 104, 322. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.11.016>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário: resultados definitivos 2017**. Rio de Janeiro, 2019.

JERARD, B. A.; DAMODARAN, V.; JAISANKAR, I.; VELMURUGAN, A.; SWARNAM, T. P. Chapter 6 - Coconut Biodiversity – Nature’s Gift to the Tropical Islands. **Biodiversity and Climate Change Adaptation in Tropical Islands**, 145-185, 2008. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813064-3.00006-5>.

JESUS, F. A.; SILVA, J. V.; SANTOS, T. M.; SILVA, M. S.; ARAGÃO, M. G. B.; SILVA, G. F. An evaluation of different preparation methods of the *M. Oleifera*-based natural coagulating agent in the treatment of produced water from petroleum. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 2, p. 221-228, 2019. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i2.29197>.

JONES, E.; VAN VLIET, MTH. (2018). Drought impacts on river salinity in the southern US: Implications for water scarcity. **Sci. Total Environ.**, 644, 844-853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.373>.

KAKOI, B; KALULIB, J. W.; NDIBAC, P; THIONG’O, G. Sustainable Banana pith as a natural coagulant for polluted river water. **Ecological Engineering**, 95, 699-705, 2016.

KAZI, T.; VIRUPAKSHI, A. Treatment of tannery wastewater using natural coagulants. **Int. J. Innov. Res. Sci. Eng. Technol.** 2, 4061-4068, 2013.

KASOLO, J. N. et al. Phytochemicals and uses of *Moringa oleifera* leaves in Ugandan rural communities. **Journal of Medicinal Plants Research**, v. 4, n. 9, p. 753-757, 2010.

KLIEMANN, E. SIMAS, K. N. PINHEIRO, E. R. AMANTE, E. R. AMBONI, R. D. M. C. Extração de pectina da casca de maracujá amarelo (*Passiflora edulis flavicarpa*) através da hidrólise ácida com ácido cítrico. Universidade Federal de Santa

Catarina – UFSC. **Nutrire – Revista da Sociedade Brasileira de Alimentação e Nutrição - SBAN**. 8º Congresso Nacional da SBAN – Nutrição e Alimentação na Era Pós-Genoma. São Paulo – SP. Volume 30. 2005.

KUMARI, P.; SHARMA, P.; SRIVASTAVA, S.; SRIVASTAVA, M. M. Biosorption studies on shelled Moringa oleifera Lamarck seed powder: Removal and recovery of arsenic from aqueous system. **International Journal of Mineral Processing**, v. 78, n. 3, p. 131-139, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2005.10.001>.

KURMA, S. R.; MISHRA, S. H. Hepatoprotective Principles from the Stem Bark of Moringa pterygosperma. **Pharmaceutical Biology**, v. 36, n. 4, p. 295-300, 1998. <https://doi.org/10.1076/phbi.36.4.295.4579>.

KURITA, K. Chitin and Chitosan: Functional biopolymers from marine crustaceans. **Marine Biotechnology**, 8, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10126-005-0097-5>.

LARANJEIRA, M. C. M.; FÁVERE, V. T. Quitosana: biopolímero funcional com potencial industrial biomédico. **Química Nova**, 32, 672. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000300011>.

LI, S. X.; LIAN, Y. Q.; MAI, J. F.; TAN, J. X.; HU, S. J.; XIA, W. Q.; DUAN, W. W. Removal of hexavalent chromium and turbidity in drinking water by chitosan. **Advanced Materials Research**, 433, 793, 2012.

LIMA JÚNIOR, R. N.; ABREU, F. O. M. S. Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Águas: Uma Revisão sobre Benefícios e Potencialidades. **Revista Virtual de Química**, 10, 3, 2018. <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180052>.

LURLING, M.; BEEKMAN, W. Anti-cyanobacterial activity of Moringa oleifera seeds. **Journal of Applied Phycology**, v. 22, n. 4, p. 503–510, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10811-009-9485-y>.

MAGALHÃES, E. R. B.; MENEZES, N. N. F.; SILVA, F. L.; GARRIDO, J. W. A.; SOUSA, M. A. S. B.; SANTOS, E. S. Effect of oil extraction on the composition, structure, and coagulant effect of Moringa oleifera seeds. **Journal of Cleaner Production**, 279, 123902, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123902>.

MAURYA, S.; DAVEREY, A. Evaluation of plant based natural coagulants for municipal wastewater treatment. **3 Biotech**, 8:77, 2018. doi.org/10.1007/s13205-018-1103-8.

MBIKAY, M. Therapeutic potential of Moringa oleifera leaves in chronic hyperglycemia and dyslipidemia: A review. **Frontiers in Pharmacology**, v. 3 MAR, 2012.

METCALF & EDDY (2003) Wastewater Engineering Treatment and Reuse. 4th Edition, McGraw-Hill, New York.

MILLER, S. M.; FUGATE, E. J.; CRAVER, V. O.; SMITH, J. A.; ZIMMERMAN, J. B. Toward Understanding the Efficacy and Mechanism of *Opuntia* spp. as a Natural Coagulant for Potential Application in Water Treatment. **Environmental Science Technology**, 42, 12, 4274-4279, 2008. <https://doi.org/10.1021/es7025054>.

NASA. Satellite Shows High Productivity from U.S. Corn Belt, 2014. Disponível em: <<https://www.nasa.gov/press/goddard/2014/march/satellite-shows-high-productivity-from-us-corn-belt/>>, acessado em: 27 de setembro de 2020.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S. Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. **Water Research**, v. 32, n. 3, p. 781-791, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00295-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00295-9).

NHARINGO, T.; ZIVURAWA, M.T.; GUYO, U. Exploring the use of Cactus *Opuntia ficus-indica* in the biocoagulation-flocculation of Pb(II) ions from wastewaters. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12, 3791–3802, 2015. DOI: 10.1007 / s13762-015-0815-0.

NICU, R.; BOBU, E.; MIRANDA, R.; BLANCO, A. Flocculation efficiency of chitosan for papermaking applications. **BioResource**, 8, 768, 2013.

NOGUEIRA, C.C., PADILHA, C. E.A, LEITÃO, A. L.S., ROCHA, P. M.; MACEDO, G. R.; SANTOS, E. S. Enhancing enzymatic hydrolysis of green coconut fiber-Pre-treatment assisted by tween 80 and water effect on the post-washing. **Industrial Crops and Products**, 112, 734–740, 2018. doi:10.1016/j.indcrop.2017.12.047.

OKUDA, T.; BAES, O. U.; NISHIJIMA, W.; OKADA, M. Isolation and Characterization of Coagulant Extracted from *Moringa oleifera* Seed by Salt Solution. **Water Research**, 35, 405-410, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00290-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00290-6).

ORIA-USIFO, E. E. Use of moringa oleifera seed extracts as alternative natural material for water purification. **Journal of Engineering and Applied Sciences**, v. 10, p. 1119-8109, 2014.

ORTIZ, A. V.; ASTUDILLO, I. C.; GARCÍA, J. M. Caracterización de la *Opuntia ficus-indica* para su uso como coagulante natural. **Rev. Colomb. Biotecnol**, 1, 15, 2013. DOI: 10.15446/rev.colomb.biote.

PANDEY, A.; PANDEY, R. D.; TRIPATHI, P.; GUPTA, P. P.; HAIDER, J.; BHATT, S.; SINGH, A. V. *Moringa Oleifera* Lam. (Sahijan) - A Plant with a Plethora of Diverse Therapeutic Benefits: An Updated Retrospection. **Medicinal & Aromatic Plants**, v. 01, n. 01, p. 1–8, 2012. <http://dx.doi.org/10.4172/map.1000101>.

PEREIRA, F. S. G. et al. The versatility of the *Moringa oleifera* oil in sustainable applications. OCL - Oilseeds and fats, **Crops and Lipids**, v. 93, n. 6, 2016.

PETERSEN, H. H.; PETERSEN, T. B.; ENEMARK, H. L.; OLSEN, A.; DALSGAARD. Removal of *Cryptosporidium parvum* oocysts in low quality water using *Moringa oleifera* seed extract as coagulant. **Food and Waterborne Parasitology**, v. 3, p. 1-8, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.fawpar.2016.03.002>.

PICHLER, T.; YOUNG, K.; ALCANTAR, N. Eliminating turbidity in drinking water using the mucilage of a common cactus. **Water Science & Technology: Water Supply**, 12, 2, 179-186, 2012. <https://doi.org/10.2166/ws.2012.126>.

PINTO, L. A. A. Quitina e Quitosana obtidas de rejeitos de pescado e aplicações no tratamento de efluentes (Capítulo 4.8 – p. 435-444). In: GONÇALVES, A. A. (Ed.). Tecnologia do pescado: ciência, tecnologia, inovação e legislação. São Paulo: Atheneu, 2011.

PONDJA JR., E. A.; PERSSON, K. M.; MATSINHE, N. P. The Potential Use of Cassava Peel for Treatment of Mine Water in Mozambique. **Journal of Environmental Protection**, Vol.8 No.3, 2017. DOI: 10.4236/jep.2017.83021.

PRITCHARD, M.; CRAVEN, T.; MKANDAWIRE, T.; EDMONDSON, A. S.; O'NEILL, J. G. A comparison between *Moringa oleifera* and chemical coagulants in the purification of drinking water - An alternative sustainable solution for developing countries. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 35, n. 13-14, p. 798-805, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.07.014>.

RAHMAN, M.; SARKER, P.; SAHA, B.; JAKARIN, N.; SHAMMI, M.; UDDIN, M. K.; SIKDER, MD. T. Removal of turbidity from the river water using *Tamarindus indica* and litchi chinensis seeds as natural coagulant. **International Journal of Environmental Protection and Policy**, v. 3, n. 1-2, p. 19-26, 2015.

RAMACHANDRAN, C.; PETER, K. V.; GOPALAKRISHNAN, P. K. Drumstick (*Moringa oleifera*): A multipurpose Indian vegetable. **Economic Botany**, v. 34, n. 3, p. 276-283, 1980.

RANDRIAMBOAVONJY, J. I.; RIO, M.; PACAUD, P.; LOIRAND, G.; TESSE, A. *Moringa oleifera* Seeds Attenuate Vascular Oxidative and Nitrosative Stresses in Spontaneously Hypertensive Rats. **Oxidative Medicine and Cellular Longevity**, v. 2017, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/4129459>.

RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P. M.; CRINI, G. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. **European Polymer Journal**, 45, 1337, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027>.

RIBEIRO, I. Aplicação de coagulantes e floculantes orgânicos alternativos no pós-tratamento de efluente de laticínio. Trabalho de conclusão de curso - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

RINAUDO, M. Chitin and chitosan: Properties and applications. **Progress in Polymer Science**, 31, 603, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2006.06.001>.

RIVERA, A.; PLANS, M.; SABATÉ, J.; CASAÑAS, F.; CASALS, J.; RULL, A.; SIMÓ, J. The Spanish Core Collection of Common Beans (*Phaseolus vulgaris* L.): An Important Source of Variability for Breeding Chemical Composition. **Frontiers in Plant Science**, 9, 16-42, 2018. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fpls.2018.01642>.

SÁENZ, C. et al. Boletín de servicios agrícolas de la FAO 162: Utilización agroindustrial del nopal. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 2006.

SALEHIZADEH, H., YAN, N., & FARNOOD, R. Recent advances in polysaccharide bio-based flocculants. **Biotechnology Advances**, 36(1), 92-119, 2018. doi:10.1016/j.biotechadv.2017.10.002.

SARAVANAKUMAR, A.; GANESH, M.; PENG, M.M.; AZIZ, A. S.; JANG, H. T. Comparative antioxidant and antimycobacterial activities of *Opuntia ficus-indica* fruit extracts from summer and rainy seasons. **Front. Life Sci.** 8, 182-191, 2015. <https://doi.org/10.1080/21553769.2015.1028655>.

SCIBAN, M. B.; ANTOV, M. G.; KLASNJA, M. Extraction and partial purification of coagulation active components from common bean seed. **Acta Periodica Technologica**, 37, 1-192. 2006. <http://www.doiserbia.nb.rs/img/doi/1450-7188/2006/1450-71880637037S.pdf>.

SENGUPTA, M. E.; KERAITA, B.; OLSEN, A.; BOATENG, O. K.; THAMSBORG, S. M.; PALSDOTTIR, G. R.; DALSGAARD, A. Use of *Moringa oleifera* seed extracts to reduce helminth egg numbers and turbidity in irrigation water. **Water Research**, 46 (11), 3646-3656, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.011>.

SILVA, F. L. et al. Valorization of an agroextractive residue - Carnauba straw -for the production of bioethanol by simultaneous saccharification and fermentation (SSF). **Renewable Energy**, 2018.

SILVA, G. G. da; PRACA, E. F.; GOMES JUNIOR, J.; ROCHA, R. H. C.; COSTA, M. L. da. Caracterização física e química de tamarindo (*Tamarindus indica* L) em diferentes estádios de maturação. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.22, n.2, p. 291-293, 2000.

SORLIER, P.; DENUZIERE, A.; VITON, C.; DOMARD, A. Relation between the degree of acetylation and the electrostatic properties of chitin and chitosan. *Biomacromolecules*, 2, 765, 2001. <https://doi.org/10.1021/bm015531+>

SPENCER, P. S.; SCHAUMBURG, H. H. Nervous system degeneration produced by acrylamide monomer. *Environmental Health Perspectives*, v. 11, p. 129–133, 1975. doi:10.2307/3428335.

TANADA P. P.; PROENÇA, P. S. P.; TRANI, F. A. P.; GROSSO, C. R. F. Recobrimento de sementes de brócolis e salsa com coberturas e filmes biodegradáveis. *Bragantia*, 64,2, 291-297, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052005000200016>.

TRIQUES, C. C.; FAGUNDES-KLEN, M. R.; SUZAKI, P. Y. R.; MATEUS, G. A. P.; WERNKE, G.; BERGAMASCO, R.; RODRIGUES, M. L. F. Influence evaluation of the functionalization of magnetic nanoparticles with a natural extract coagulant in the primary treatment of a dairy cleaning-in-place wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 118634, 2020. doi:10.1016/j.jclepro.2019.118634.

TSAKNIS, J.; LALAS, S.; GERGIS, V.; DOURTOGLOU, V.; SPILIOTS, V. Characterization of Moringa oleifera variety mbololo seed oil of Kenya. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 47, n. 11, p. 4495-4499, 1999. DOI: 10.1021/jf9904214.

UNNISA, S.A.; BI, S. Z. Carica papaya seeds effectiveness as coagulant and solar disinfection in removal of turbidity and coliforms. *Applied Water Science* (2018) 8:149. doi.org/10.1007/s13201-018-0791-x.

VALLE, T. L. Mandioca: dos índios à agroindústria. *Revista ABAM - Associação Brasileira dos Produtores de Amido de Mandioca, Paranaíba*, v. 3, n. 11, p. 24-25, 2005.

VERBEL, R. E. O.; MENDOZA, Y. R. A., MARTINEZ, I. D. M.; CAMARGO, D. P. C.; GAZABON, L. E. M. Utilización de Tuna (opuntia ficus-indica) como coagulante natural en la clarificación de aguas crudas. *AVANCES Investigación en Ingeniería*, 11, 1, 70-75, 2014. <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.302>.

VIEIRA, R. B.; VIEIRA, P. A.; CARDOSO, S. L.; RIBEIRO, E. J.; CARDOSO, V. L. Sedimentation of mixed cultures using natural coagulants for the treatment of effluents generated in terrestrial fuel distribution terminals. *Journal of Hazardous Materials*, n. 231-232, 98-104, 2012. DOI: 10.1016 / j.jhazmat.2012.06.043.

WEI, H.; GAO, B.; REN, J.; LI, A. YANG, H. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. *Water Research*, 143, 608-631, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.029>.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). (2016). The United Nations World Water Development Report 2016: Water and Jobs. Paris, UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000243938>.

YANG, R.; LI, H.; HUANGM.; YANG, H.; LI, A. A review on the chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. **Water Research**. v. 95, p. 59-89, 2016.

ZHU, G., WANG, C., DONG, X. Fluorescence excitation - emission matrix spectroscopy analysis of landfill leachate DOM in coagulation - flocculation process. **Environ. Technol.**, 38(12), 1489-1497, 2016. doi:10.1080/09593330.2016.1234510.

CAPÍTULO 6

CADÊ A ÁGUA QUE ESTAVA AQUI? DISPONIBILIDADE E QUALIDADE HÍDRICA NO SEMIÁRIDO

Gleydson Kleyton Moura Nery

Janiele França Nery

Fabiana Xavier Costa

INTRODUÇÃO

No Brasil, a região Nordeste apresenta mais de 87% de seu território sob clima semiárido, o qual é caracterizado por larga variação interanual na precipitação, taxas elevadas de evapotranspiração e pluviosidade concentrada em poucos meses do ano (FREITAS, 2010). A região semiárida brasileira, desde muito cedo foi caracterizada como uma região com múltiplos obstáculos ao desenvolvimento social e econômico, em virtude da escassez de recursos hídricos e seus consequentes impactos socioeconômicos e ambientais.

Compreende-se por recursos hídricos a água disponível com elevada garantia associada (intra e interanual), com qualidade e acessível a todos os setores populacionais (ARAÚJO, 2016). O balanço hídrico da região semiárida brasileira pouco difere daqueles observados em outras regiões isoclimáticas do globo (MAHÉ et al., 2005). Sua precipitação anual média oscila entre 500 e 850 mm com mais de 70% das chuvas concentradas no quadrimestre janeiro-abril; sua evaporação potencial anual média (tanque classe A) varia de 2.100 a 2.600 mm; sua evaporação real média varia de 450 a 700 mm anuais; seu solo é geralmente raso sobre embasamento cristalino (GÜNTNER & BRONSTERT, 2004) sendo seus principais rios intermitentes.

O semiárido brasileiro é um exemplo típico de região, onde a maioria da população é muito sensível às mudanças climáticas. Apesar dos avanços registrados

nos últimos anos nas atividades industriais e turísticas, em termos de emprego de mão de obra, a economia dessa região ainda é muito dependente do setor agrário, com o agravante de que menos do que 3% do total de área agricultável da região é irrigada, portanto muito susceptível a um possível déficit de precipitação (FREITAS, 2010).

Nesse contexto, as secas compõem uma realidade dominante e presente até os dias de hoje, assim, neste capítulo, discutiremos a disponibilidade de água no semiárido brasileiro considerando a evolução da quantidade e qualidade da água disponível para usos múltiplos.

QUAL A DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO SEMIÁRIDO?

As secas no Nordeste semiárido

O primeiro registro de seca no semiárido brasileiro é datado entre os anos de 1583 e 1590, a partir dos diários de viagem dos padres Jesuítas Fernão Cardim e Cristovão Gouveia (CARDIM, 1925). Na ocasião, foi registrada a movimentação de quatro a cinco mil índios dos sertões ao litoral, motivados pela fome.

Ao longo do processo histórico, com a ocupação dos sertões, durante o Brasil Colônia e Império, os registros de seca tornaram-se mais frequentes nos documentos oficiais, sendo as secas de 1723-1729, 1777-1778, 1845-1887 as mais frequentes nas comunicações entre o governo português-brasileiro. Nesse período, foram registradas perdas agrícolas, até nas plantações de cana-de-açúcar, além de perda de rebanhos e problemas sociais atrelados a motins dos escravos assolados pela fome, bem como surtos de doenças como varíola que atingiram toda a população do Nordeste brasileiro. Contudo, não foram instituídas políticas de mitigação dos impactos da seca, ou qualquer política assistencial às populações da época. Essas ações, ou a falta de ações, resultaram em consequências catastróficas especialmente durante a seca de 1877-1879 (CAMPOS, 2014).

A seca de 1877-1879 é considerada uma das maiores e mais graves do Brasil, dizimando cerca de 4% da população nordestina (DE ALCÂNTARA SILVA et al., 2013; LIMA & MAGALHÃES, 2018), sendo o Ceará, possivelmente o estado mais afetado, como relatado pelo jornalista Herbert H. Smith:

A mortalidade total no Ceará, durante 1877 e 1878, provavelmente foi próxima a 500.000, ou mais da metade da população. Desses, 50.000 morreram de fome e doenças durante o primeiro ano; 50.000 durante os meses de janeiro e fevereiro de 1878; durante março e abril, que inclui o grande êxodo, no mínimo 150.000 pessoas pereceram, principalmente de fome. Febre e beri-beri levaram 100.000 pessoas, e catapora 80.000 ou

mais; as mortes restantes vieram de várias doenças, a maioria ligada com a fome, fraqueza e má qualidade dos alimentos (SMITH, 1879).

Cronologicamente o século XX também foi marcado por períodos de secas, destacando-se os períodos de 1903-1904, 1914-1915, 1919-1921, 1970, 1979-1984 e 1988, todos marcados por êxodo rural, miséria, fome, perdas de gado e das lavouras, sendo a seca de 1979-1984 considerada a seca mais prolongada e abrangente da história do Nordeste brasileiro até então (DE ALCÂNTARA et al., 2013).

Esta seca ultrapassou os limites do semiárido e abrangeu todo o Nordeste, com perdas significativas na agricultura e pecuária. A violência nas capitais, especialmente Fortaleza, derivada da invasão de milhares de sertanejos que almejavam comida, acarretou em medidas imediatas dos governos, com envio de caminhões-pipa para distribuir água no interior e abertura de frentes de serviços (construção de açudes, cacimbas, estradas, etc), para atenuar a tensão social e controlar os sertanejos, tentando mantê-los nos lugares de origem. Ao final do período, foram contabilizados 3,5 milhões mortos na região, a maioria crianças, por fome e enfermidades derivadas da desnutrição (DE ALCÂNTARA et al., 2013).

As graves consequências das secas levaram a ações do governo para mitigar os efeitos como criação de comissões para analisar o chamado problema das secas, repasse de verbas da união para programas de combate a seca, construção de açudes, no entanto, nenhuma ação efetiva foi promulgada, mesmo com ação do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) e empenho do grupo de trabalho para o desenvolvimento do Nordeste (GTDN), que em seu relatório redigido por Celso Furtado, promulgaram a ideia de que o Nordeste não tem como principal problema a seca em si, e sim problemas de ordem econômica, social e política (MARTINEZ, 2000).

Apesar da atuação da SUDENE, não ocorreram mudanças significativas nas condições de vida das populações do semiárido brasileiro, contudo, após o governo militar e promulgação da Constituição de 1888, os Estados adquiriram maior importância no arcabouço institucional e na proposição de políticas de mitigação das secas, incentivados em grande parte pelos debates provocados pelas ideias defendidas por Celso Furtado, que defendia a questão estrutural da posse da terra e das desigualdades regionais. Este contexto foi fortalecido pela conjuntura internacional que defendia o desenvolvimento sustentável e uma política de gestão das águas convergindo em um ponto de inflexão nas políticas públicas de secas no Brasil (CAMPOS, 2014).

Nesse sentido, um importante documento que materializa os novos paradigmas para ações no território do semiárido brasileiro é a Agenda 21 brasileira,

formulada a partir das discussões efetuadas na Rio 92, e publicada em 2002. Nesta, o problema das secas é abordado a partir de 3 objetivos:

- Preservar a quantidade e melhorar a qualidade da água nas bacias hidrográficas;
- Retomada, planejamento estratégico, infraestrutura e integração regional;
- Promoção da agricultura sustentável.

As diretrizes apontadas na Agenda 21 promoveram novas formas de pensar e agir as secas do semiárido, que acarretaram significativas mudanças nas promulgações de políticas, agora não só voltadas à mitigação dos efeitos das secas, mas também à valorização de estratégias de convivência com o semiárido (BRASIL, 2002).

Outro marco importante é a sanção da Lei das Águas (Lei 9.433, de 1997), que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, e tem como objetivo preservar pelo uso racional e sustentável dos recursos hídricos, garantindo água em quantidade e qualidade adequadas aos atuais e futuros usos, considerando os efeitos de eventos hidrológicos severos (BRASIL, 1997).

Assim, a gestão dos recursos hídricos brasileiros passou a ser integrada, descentralizada e participativa, sendo para tanto instituídos instrumentos de gestão, como os planos de recursos hídricos, o enquadramento de corpos de água segundo os usos da água e seus padrões de qualidade, os sistemas de informações, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos e cobrança pelo uso da água, os quais são gerenciados por órgãos executivos, conselhos deliberativos e comitês de bacias, que são compostos por representantes de setores usuários, do poder público e da sociedade civil (FREITAS, 2010).

Tecnologias Sociais e estratégias de convívio com o semiárido

As secas são fenômenos recorrentes em regiões semiáridas e têm-se intensificado no contexto das mudanças climáticas, contudo, os impactos ou efeitos de um período de seca dependem não só da severidade e duração do evento, mas também das condições sociais, econômicas e culturais da população atingida (FREITAS, 2010).

Nesse contexto, surge o paradigma da convivência com o semiárido, defendido primariamente por Celso Furtado, no final da década de 50, contudo só a partir dos anos 80 é que essa visão se consolida como paradigma de enfrentamento aos problemas do semiárido, apoiado principalmente pelas organizações sociais. Deste modo, conviver com o semiárido perpassa as nuances da seca hidrológica e abrange além do problema de estoque de água, o estoque de alimentos, sementes, assistência técnica e de crédito (MALVEZI, 2016).

A consolidação do paradigma de convivência com o semiárido decorre de um esforço conjunto entre organizações sociais civis, universidades, institutos federais e poder público, sendo o ponto primário o conhecimento da região e sensibilização educacional dos habitantes, a partir da síntese dos saberes ambientais (ecológicos), técnicos e culturais da região e consequente construção das tecnologias sociais.

Para o contexto urbano, a distribuição da água armazenada em reservatórios dá-se por meio de sistemas que interligam os domicílios, promovendo ganhos de escala que tornam essa solução muito mais eficiente do que processos individualizados. No entanto, no meio rural, especialmente em regiões com baixa densidade demográfica e com problemas de escassez de fontes superficiais e subterrâneas, a instalação de estruturas coletivas de abastecimento de água, muitas vezes, é inviável economicamente, não havendo incentivos para o investimento público ou privado (MOURA RAID, 2017). Assim, o desenvolvimento e implantação de tecnologias sociais, para armazenamento da água em áreas rurais no semiárido, apresentam-se como estratégia importante para superação da pobreza, garantia da segurança alimentar e convivência/adaptação climática, sustentável ao longo do tempo.

A Articulação do Semiárido Brasileiro (ASA) compilou um portfólio contendo mais de 40 tecnologias sociais capazes de armazenar água para usos múltiplos durante os períodos de estiagem (ASA Brasil, 2020), destacando-se cisterna de placa, cisterna calçadão, cisterna de enxurrada, barragem subterrânea, barreiro trincheira e bomba d'água popular, os mais difundidos.

A construção de cisternas, de forma coletiva, para armazenamento de água foi uma iniciativa da ASA, em 1999, a partir da criação do “Programa Um Milhão de Cisterna” (P1MC), proposto para ser executado de maneira descentralizada, sob o paradigma da convivência com o semiárido, respeitando os saberes e a cultura locais das populações residentes nas áreas rurais semiáridas, tendo apoio do governo federal a partir de 2002 (SANTANA & RAHAL, 2020).

Após divulgação dos resultados positivos do projeto, em 2004, o governo federal destacou orçamento específico para a construção de reservatórios para captação e armazenamento de água da chuva. Desde então, significativos aportes de recursos têm sido gerados, na perspectiva de garantir o acesso à água potável para populações rurais do semiárido brasileiro (LINDOSO et al., 2018).

As cisternas de placa têm capacidade de acumular 16.000 L (dezesseis mil litros) de água, que devem ser destinados aos usos ditos mais nobres, como beber e cozinhar (Figura 1). A construção dessa tecnologia foi compilada em um documento do ministério do desenvolvimento regional (BRASIL, 2017) e além de proporcionar o acúmulo de água, preferencialmente de chuva, muitas vezes também é usada para armazenar águas de pequenos barreiros diminuindo, assim, o efeito da evaporação.



Figura 1 - Cisterna de Placa de 16.000 L implantada no semiárido paraibano
Fonte: Rede Água-PB.

A marca de 1 milhão de cisternas construídas proporcionou a cerca de um milhão de famílias água de qualidade para consumo humano, o que corresponde a aproximadamente 3,5 milhões de pessoas beneficiadas (BAPTISTA, 2016). Contudo, isso só foi possível por se caracterizar a cisterna como tecnologia social, e não como obra de engenharia civil, atribuindo assim protagonismo aos processos participativos e aos atores sociais. Esse reconhecimento foi fundamental para que o Programa Cisternas alcançasse escala, com eficácia, efetividade e eficiência, e com resultados positivos, com impactos comprovados diretamente na qualidade de vida, com a melhoria de indicadores socioeconômicos e na capacidade adaptativa às mudanças do clima dos beneficiários e comunidade atendidas (SANTANA & RAHAL, 2020).

Em 2007, a ASA Brasil iniciou o programa “Uma Terra e duas águas” (P1+2), o qual tem como premissa criar condições para que as famílias agricultoras intensifiquem sua produção de alimentos, mesmo em épocas de escassez, para consumo familiar e/ou para venda. Neste sentido, um conjunto de tecnologias sociais foram viabilizadas no P1+2 para captar e armazenar águas de chuvas, destacando-se:

- Cisterna calçadão (Figura 2A) - tecnologia social de captação e reserva de água de chuva, com o objetivo de proporcionar o acesso à água para a produção de alimentos e/ou dessedentação animal a famílias de baixa renda e residentes na zona rural, por meio da implantação de cisternas de placas de 52 mil litros, com área de captação da água de chuva a partir de um calçadão de 200 m² (ASA, 2014a);
- Barreiro trincheira (Figura 2B) - são reservatórios escavados no subsolo, com paredes verticais estreitos e profundos. O barreiro trincheira de referência deve ser capaz de armazenar pelo menos 500 m³ de água, e deve

possuir entre 3 e 5 metros de profundidade, de forma a reduzir a evaporação e manter a água acumulada por mais tempo. Esta tecnologia proporciona o acesso à água para a produção agroalimentar (ASA, 2014b);

- Tanque de Pedra (Figura 2C) - reservatórios com formatos variados, construídos em lajedos com um formato de caldeirão, uma fenda profunda, ou ainda outra forma que permita a estocagem de água. Essa tecnologia permite acúmulo de água para dessedentação animal, pequenos cultivos irrigados e gastos domésticos menos nobres (ASA, 2014c);
- Barragem subterrânea (Figura 2D) - barramento transversal ao leito das enxurradas, córregos e riachos temporários, por meio da fixação de uma manta de plástico flexível em uma vala escavada até encontrar o cristalino ou espessamento impermeável, que é uma camada rochosa característica dos solos de grande parte do semiárido brasileiro. O objetivo da tecnologia é proporcionar o acesso à água para a produção de alimentos (ASA, 2014d).

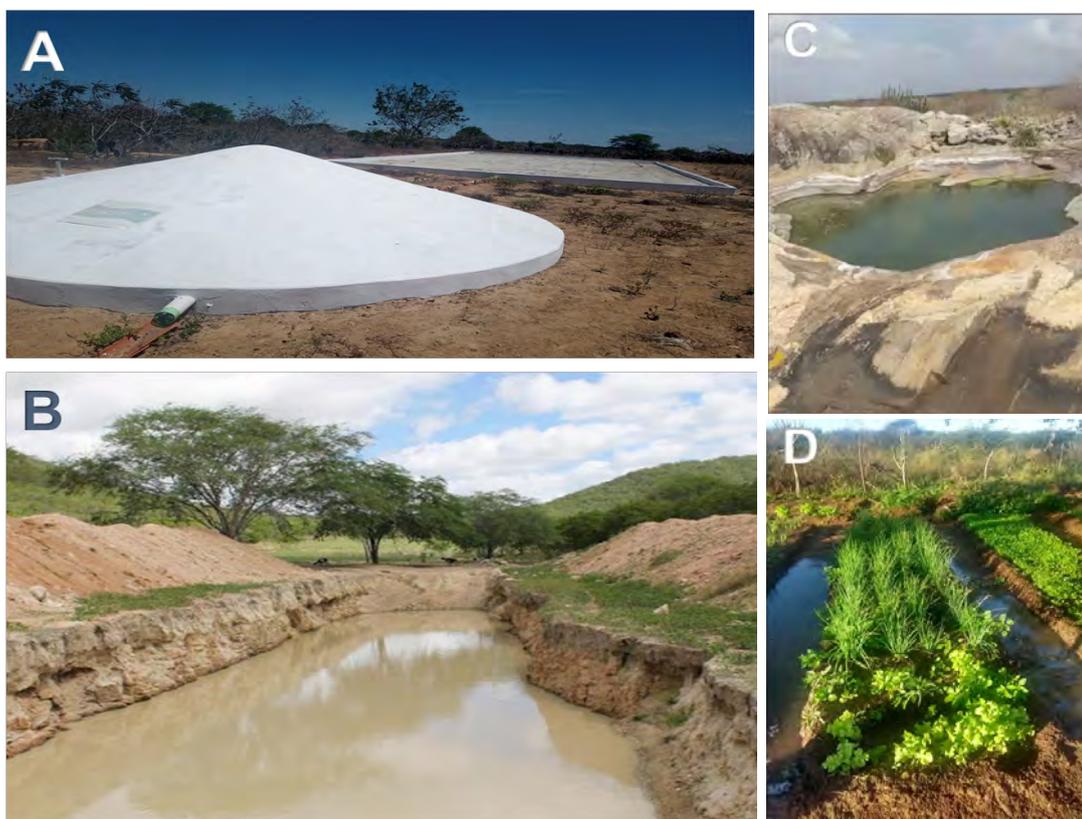


Figura 2 - Tecnologias sociais para acúmulo de água: (A) cisterna calçadão, (B) barreiro trincheira, (C) tanque de pedra e (D) barragem subterrânea
Fonte: Rede Água-PB.

Até março de 2019, através do P1+2 foram construídas 54.613 cisternas calçadão, 10.447 barreiros-trincheira, 1.424 barragens subterrâneas e 495 bombas d'água popular (ASA BRASIL, 2020), distribuídas em todos os Estados do semiárido e atendendo aproximadamente 429.000 pessoas (Figura 3).

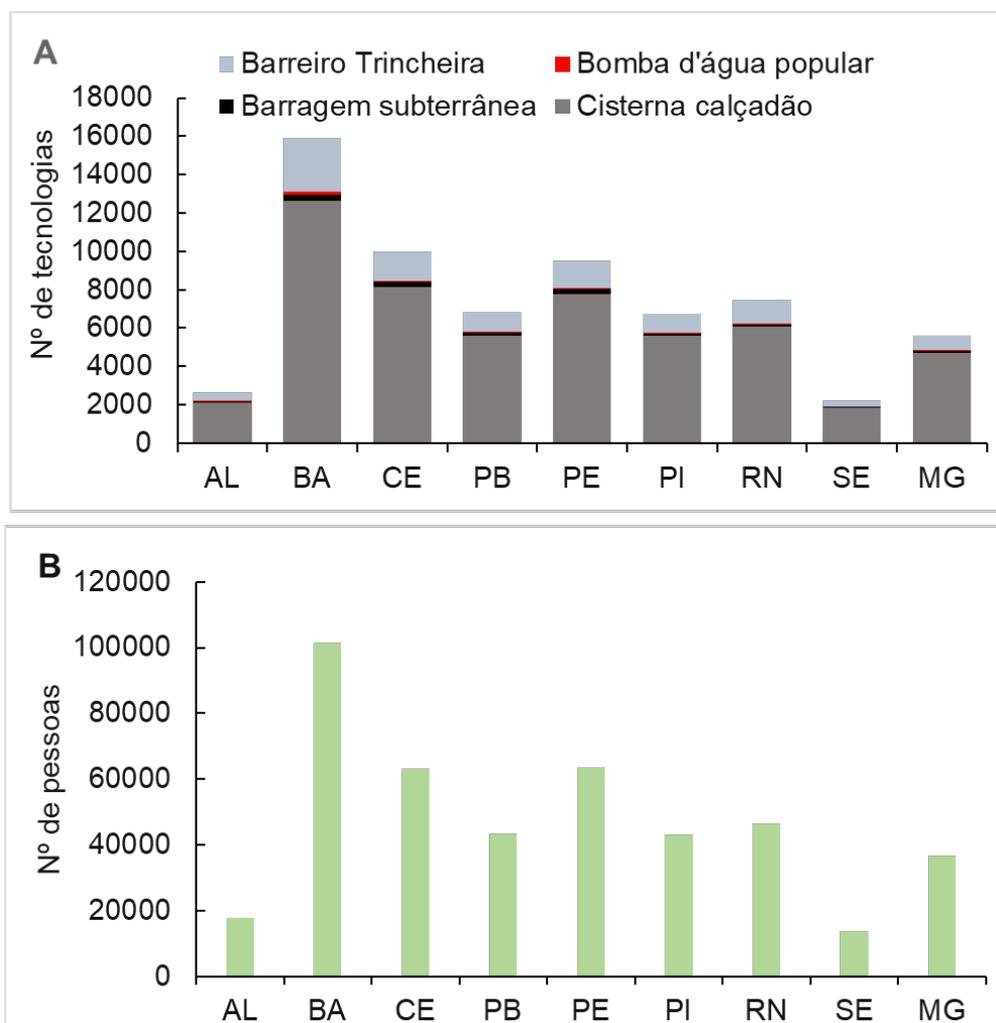


Figura 3 - Distribuição da implantação de tecnologias sociais para captação e armazenamento de água (A) e pessoas beneficiadas (B) no semiárido brasileiro. (AL- Alagoas, BA-Bahia, CE- Ceará, PB-Paraíba, PE- Pernambuco, PI- Piauí, RN- Rio Grande do Norte, SE- Sergipe, MG- Minas Gerais
Fonte: Número de tecnologias sociais para captação e armazenamento de água, implantados pela ASA Brasil (ASA Brasil, 2020b).

As diferentes tecnologias aplicadas ao estoque de água perfazem as estratégias propostas pela ASA Brasil para combate aos efeitos da seca, as quais devem se consolidar ao longo do tempo (Figura 4), construindo-se assim ferramentas para gestão da água de consumo e produção durante as épocas secas.



Figura 4 - Linhas estratégicas para estoque da água proposta pela ASA Brasil para convivência com o semiárido
 Fonte: (Adaptada de BAPTISTA, 2016).

A implantação das tecnologias sociais para captação e armazenamento de água é associada a formações educacionais que visam, além de sensibilizar as famílias para gestão dos recursos hídricos, difundir saberes no que se refere ao armazenamento de grãos, sementes e valorização das raças nativas (BAPTISTA, 2016). Além do armazenamento de água, para usos múltiplos, alguns programas foram implantados visando à distribuição da água durante os períodos de escassez, como o “Água Doce” e “Operação Carro-Pipa”.

Em outra perspectiva, diversos atores, governamentais e não governamentais têm atuado na promoção de outra concepção de ver, trabalhar e construir o semiárido, com base na compreensão de que seu povo é cidadão; seca não se combate; e é possível conviver com a semiaridez; através de um processo de educação para a convivência com o semiárido que valorize o conhecimento construído pelo seu povo (SANTOS & CUNHA, 2016).

Deste modo, alternativas de sustentabilidade e aproveitamento hídrica têm sido alvo de estudo e discussão desde o primeiro plano diretor do Nordeste. Sendo assim, a construção de reservatórios para o semiárido surge como uma das primeiras soluções no combate aos efeitos da seca na região, tratando-se de uma alternativa básica relacionada ao abastecimento humano e animal, contribuindo para o desenvolvimento socioeconômico (CAMPOS, 2014).

A seca prolongada de 2011-2019 ocasionou repercussões sociais significativas, contudo as instituições evoluíram muito no que concerne a gestão dos estoques de água dos reservatórios, garantindo o abastecimento dos centros urbanos. Em contrapartida, os programas sociais implantados pelos governos ao longo dos tempos, associados ao manejo das tecnologias sociais, reduziram significativamente os impactos sobre as populações rurais (LIMA & MAGALHÃES, 2018).

Apesar das conquistas, há ainda muitos desafios no gerenciamento dos recursos hídricos no semiárido, sendo necessário intensificar os saberes na gestão das águas, especialmente em relação à qualidade de água, visto que os reservatórios de regiões semiáridas são mais suscetíveis à eutrofização (XX). A redução da poluição dos corpos hídricos, associada a técnicas de tratamento que garantam distribuição de água de qualidade para usos múltiplos, é, possivelmente, o maior desafio para os governos futuros.

MAS, QUAL A QUALIDADE DE ÁGUA QUE ESTAS POPULAÇÕES TÊM ACESSO?

Quando consideramos a utilização dos recursos hídricos, surge uma série de conceitos que devem ser compreendidos para que possamos gerir a sua utilização. Inicialmente, é imprescindível compreender:

- (i) *necessidade por água* - quantidade mínima de água, necessária para satisfazer as finalidades básicas de um determinado fim; ,
- (ii) *demanda hídrica* - conceito frequentemente utilizado para determinar a quantidade de água necessária ou exigida pelo usuário;
- (iii) *retirada de água* – refere-se à quantidade de água removida da fonte para utilização (FERREIRA *et al.*, 2015).

Estes conceitos nos permitem concluir que parte da água a ser utilizada pode retornar à fonte com perda das suas características originais, seja no que se refere à quantidade ou qualidade, deste modo caracteriza-se o uso em *consuntivo*, o qual ocorre pela retirada da fonte de água modificando sua disponibilidade, quantitativa ou qualitativa, espacial e temporal, e o uso *não consuntivo*, que consiste na captação e retorno da água a sua fonte sem modificações (SETTI *et al.*, 2001).

Deste modo, a maior parte dos usos consistem na modificação da quantidade e qualidade da água, sendo a qualidade um dos fatores que não só limitam como também segregam a utilização da água para determinados fins. Quando falamos em qualidade de água, é necessário entender que tal conceito não se refere ao estado de pureza do recurso, mas sim à avaliação das suas características física, químicas e biológicas (LEMOS, 2011).

No âmbito geral, podemos categorizar o uso da água em três grandes grupos: (i) *agrícola*, (ii) *industrial* e (iii) *doméstico*. A região semiárida brasileira, a exemplo das demais regiões, apresenta maior demanda hídrica para o setor agrícola, contemplando tanto a irrigação das culturas, quanto a pecuária. O uso doméstico contempla atividades essenciais como alimentação, higiene pessoal, limpeza e manutenção das residências, enquanto o uso industrial refere-se a tratamento da matéria-prima, processos industriais, resfriamento entre outros (COSTA, 2007).

A partir da segregação dos usos da água para fins específicos, cabem-se também a avaliação e identificação das propriedades da água que atendem a tal demanda. A avaliação da qualidade de água passou a ter destaque a partir da sanção da Lei Federal nº 9.433, 8 de janeiro de 1997 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, a qual propõe a gestão da água com a finalidade de usos múltiplos em concordância com a proposta de assegurar à atualidade e às futuras gerações a disponibilidade, em quantidade e qualidade (PASSOS *et al.*, 2018).

No Brasil, a avaliação da água consiste em dois critérios básicos: a (i) Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 (BRASIL, 2005), relacionada à qualidade de água, caracterizando a classificação dos corpos hídricos, possibilitando o seu enquadramento e estabelecendo valores máximos dos parâmetros avaliados, além disto essa resolução pode ser complementada a partir da Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), que contribui dispondo as condições e padrões sobre o lançamento de efluentes nos corpos hídricos; e o segundo critério é a (ii) Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 (BRASIL, 2017), a qual estabelece os padrões de potabilidade de água para consumo humano, definindo os valores máximos permitidos (VMP) para os parâmetros físicos, químicos, biológicos além de substâncias químicas (orgânicas e inorgânicas) e agrotóxicos.

A resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece a classificação dos corpos de água e indica condições de tratamento da água, bem como sugestões de restrições de usos para agricultura, dessedentação e recreação. Para tanto, na resolução, constam 90 parâmetros distintos, contudo, apesar conseguir abarcar uma série parâmetros físicos, químicos e biológicos esta grande quantidade de parâmetros apresenta limitações. Inicialmente, o elevado volume de dados torna difícil interpretação efetiva e eficiente dos resultados, como também pelo fato da resolução apresentar o papel de enquadramento dos corpos hídricos conforme seu uso, não sendo o melhor modelo para o monitoramento da qualidade (WANICK *et al.*, 2011).

Uma alternativa proposta para sanar a problemática do grande volume de dados proveniente da resolução CONAMA foi e ainda é a utilização de Índices de Qualidade de Água (IQA), a exemplo do proposto pela National Sanitation Foundation (NSF), nos Estados Unidos na década de 70, em que nesta proposição

selecionam-se os principais parâmetros de avaliação assim como seu peso relativo na contribuição para o índice, sendo geralmente baseado em nove parâmetros: (i) oxigênio dissolvido (OD), (ii) coliformes termotolerantes, (iii) pH, (iv) temperatura (°C), (v) demanda bioquímica de oxigênio (DBO), (vi) nitrogênio total, (vii) fósforo total, (viii) turbidez (NT) e (xi) sólidos totais. A proposta destes parâmetros visa principalmente à avaliação da água segundo a poluição causada pelo lançamento de efluentes (CETESB, 2009).

Estes parâmetros contribuem para o enquadramento do corpo hídrico em classe de qualidade variando em uma escala numérica de 01 a 100 com base na seguinte fórmula (ANA, 2016):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i w_i$$

Sendo:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, o qual varia entre 01 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, sendo um número entre 0 e 100, obtido pelo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida;

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, sendo um número entre 0 e 1;

n: o número de parâmetros presentes no cálculo do IQA.

Vale destacar que, apesar da redução de parâmetros analisados, há necessidade evidente de considerar a peculiaridade de cada região em sua avaliação, de forma que os pesos devem ser ajustados considerando os padrões da região, a exemplo da região semiárida onde os parâmetros de OD, coliformes e pH não apresentam os mesmos pesos estabelecidos pela CETESB (PASSOS *et al.*, 2018).

Devido a isto, o monitoramento pela atribuição do IQA apresenta problemas, dos quais o mais significativo deve-se a aplicação do índice para cada destinação da água, promovendo assim valores diferenciados para um mesmo parâmetro ambiental analisado (BOLLMAN & MARQUES, 2000; RICKWOOD & CARR, 2007). Considerando também que este índice não avalia a presença de substâncias tóxicas assim como os limites para nutrientes, não havendo uma concepção do processo de eutrofização dos corpos hídricos (ZAGATTO *et al.*, 1999).

Sendo o processo de eutrofização definido como o enriquecimento das águas com nutrientes, principalmente compostos fosfatados e nitrogenados, que possibilitam o desenvolvimento dos produtores, como fitoplâncton, cianobactérias e plantas

aquáticas (RAST *et al.*, 1989). Contudo, a eutrofização resulta em efeitos deletérios sobre os corpos aquáticos como anoxia, ou seja, a depleção do oxigênio disponível na água, crescimento excessivo de plantas aquáticas e florações de cianobactérias, aumento dos custos de tratamento, perda dos serviços ecossistêmicos prestados, limitação ao abastecimento hídrico, uso de recursos pesqueiros, uso recreativo entre outros, além da desestabilização ecológica do ambiente (FERREIRA *et al.*, 2015).

Visto as condições ambientais as quais o semiárido está inserido, como a elevada incidência solar, elevadas temperaturas e baixos volumes hídricos somados aos baixos índices de coleta e tratamento de esgoto (descarga de compostos nitrogenados e fosfatados), problemas relativos à eutrofização são comuns nos corpos aquáticos superficiais (BARBOSA *et al.*, 2012). Tendo a região uma dependência direta do abastecimento público, mediante reservatórios de águas superficiais, a predominância do processo de eutrofização e florações de cianobactérias tóxicas torna-se uma questão de risco à saúde pública (TE & GIN, 2011).

Florações de cianobactérias são comuns no semiárido brasileiro, sendo preocupante a predominância de espécies potencialmente tóxicas, que produzem várias toxinas como microcistinas, saxitoxina, cilindrospermopsina e anatoxinas, deste modo, como solução a avaliação de água quando nos referimos à potabilidade passa a inserir dentro dos parâmetros biológicos a quantificação de cianobactérias e cianotoxinas (LORENZI *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018).

CIANOACTÉRIAS & CIANOTOXINAS: UM ESTUDO DE CASO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

As cianobactérias são componentes naturais da biodiversidade do fitoplâncton dos ecossistemas dulcícolas do semiárido, contudo, com a contribuição crescente de compostos nitrogenados e fosfatados por parte da poluição difusa e pontual favorecendo a eutrofização artificial nos corpos aquáticos, a formação de florações de cianobactérias tem se tornado cada vez mais comum, principalmente em reservatórios de abastecimento humano no semiárido (RIGOSI *et al.*, 2014; MANTZOUKI *et al.*, 2015).

Com a diversidade de fatores do semiárido que contribui para o aumento das florações, pesquisas na região semiárida têm mostrado que o regime hidrológico é um dos fatores-chave na disponibilidade de recursos que influenciam a composição, diversidade e produtividade de espécies de cianobactérias, especialmente os potenciais produtores de toxinas (MEDEIROS *et al.*, 2015; BRASIL *et al.*, 2016).

Tais toxinas, apesar de bem estudadas, ainda não conhecidos seus mecanismos de produção, estão divididas em diferentes grupos: neurotoxinas (anatoxina-a, saxitoxinas e homoanatoxina-a), hepatotoxinas (microcistinas, cilindrospermopsinas

e nodularinas), citotoxinas (aplisiatoxina, aplisiatoxina bebromo, lyngbyatoxina, endotoxinas lipopolissacarídeo) e dematoxinas (MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Esta produção torna problemática a disponibilidade de água para abastecimento público, devido a elevada dificuldade no tratamento e remoção destes metabólitos, acarretando riscos à saúde pública. Tendo como exemplo o evento conhecido como “Tragédia de Caruaru” em Pernambuco, em que 116 pacientes de hemodiálise apresentaram sintomas de intoxicação por cianotoxinas, mais especificamente microcistina, em que 54 destes vieram a óbito até cinco meses após sintomas de hepatotoxicose, pela falência hepática (AZEVEDO *et al.*, 2002).

Com isso, realizou-se um levantamento da contaminação por cianobactérias e cianotoxinas das diversas fontes de abastecimento hídrico no semiárido brasileiro, visando caracterizar a vulnerabilidade da qualidade hídrica do semiárido.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi realizada uma pesquisa avaliativa quali-quantitativa do tipo retrospectiva realizada por meio de análise de dados secundários disponíveis no Sistema de Informação da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISÁGUA), referente aos Estados que compõem o semiárido brasileiro, no período de 2015 a 2019. Foi avaliada a densidade de cianobactérias e concentrações de cianotoxinas nos reservatórios, sistemas de abastecimento de água (SAA) e sistema coletivo de abastecimento (SAC). A avaliação dos resultados deu-se a partir dos valores máximos estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 e CONAMA 357/2005. A variação do volume acumulado nos reservatórios, ao longo do período estudado, foi realizada por meio da análise de dados disponíveis no sistema Olho n'água (INSA, 2020).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A capacidade total de acumulação de águas superficiais em reservatórios da região semiárida brasileira é de 35.580, 46hm³, contudo no período de 2015 e 2019, observa-se que a capacidade hídrica dos reservatórios não ultrapassou 21% do total, sendo o maior índice acumulado em jan/2015 de 8554,71 hm³ (Figura 5).

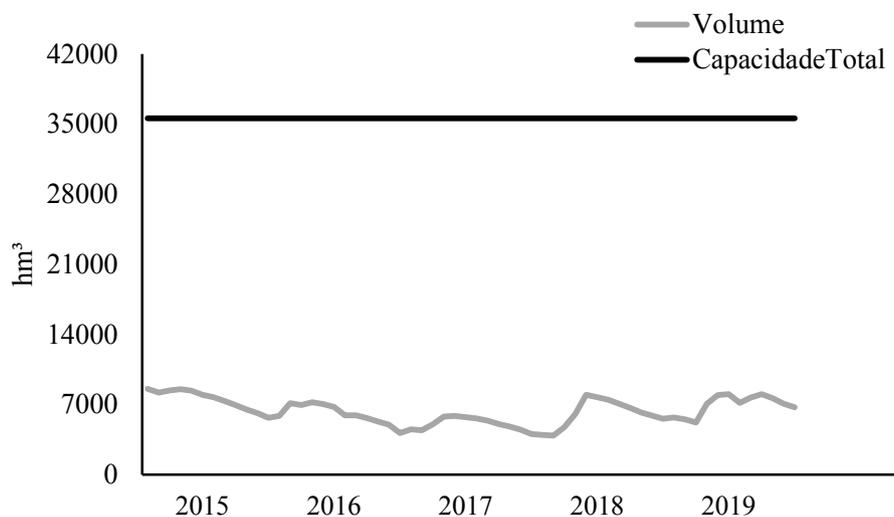


Figura 5 - Variação do volume hídrico dos reservatórios do semiárido brasileiro entre os anos de 2015 e 2019

Fonte: Autores (2020).

Sendo o abastecimento por águas superficiais a principal fonte de abastecimento público, a redução severa do volume hídrico dos reservatórios do semiárido, devido ao período de seca prolongada, associado ao constante processo de eutrofização cultural, facilita o estabelecimento de florações algais, principalmente no que se refere à presença de cianobactérias que são fortemente adaptadas a condições severas (TE & GIN, 2011; BARBOSA *et al.*, 2012; MANTZOUKI *et al.*, 2018).

Florações de cianobactérias no semiárido ocorrem durante todo o ano, apresentando, na maioria das vezes, uma composição de espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, produtoras de microcistinas, cilindrospermopsinas, saxitoxinas, anatoxinas entre outras (LORENZI *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018). Deste modo, foi possível detectar a presença de células de cianobactérias, acima do sugerido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 (≥ 10.000 cel/mL) e CONAMA 357/2005 (50.000 cel/mL), em todos os anos avaliados e para todas as fontes de abastecimento – reservatório, sistema de abastecimento de água (água tratada) e sistema coletivo de abastecimento (predominantemente cisternas abastecidas por carros-pipa) (Figura 6).

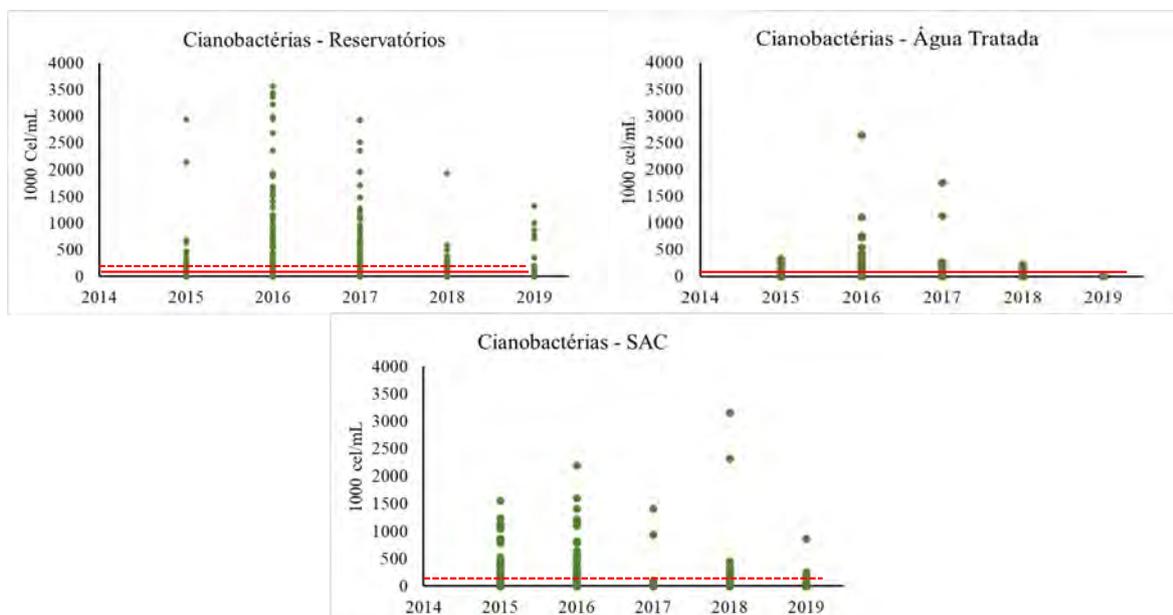


Figura 6 - Variação do número de células de cianobactérias nas diferentes fontes hídricas do semiárido (a) reservatórios, (b) sistema de abastecimento de água (SAA) e (c) sistema coletivo de abastecimento (SAC) entre os anos de 2015 e 2019. Linha pontilhada corresponde aos valores sugeridos na resolução CONAMA 357/2005 e a linha tênue corresponde aos valores da Portaria de Consolidação nº 5/2017

Fonte: Autores (2020).

Com excessiva densidade de células de cianobactérias, buscou-se quantificar as variantes de toxinas possíveis encontradas nas fontes de distribuição; com isso, identificou-se a ocorrência de microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina. Para reservatórios (Figura 7A), houve a predominância de saxitoxina nos anos de 2015, 2016 e 2019 enquanto, nos anos de 2017 e 2018 ocorre uma maior ocorrência de microcistina e um aumento na concentração de cilindrospermopsina. Para os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e coletivo (SAC), permanece-se o padrão de ocorrência de saxitoxina e microcistina no mesmo período, contudo com aumento significativo da ocorrência de cilindrospermopsina quando compara a ocorrência em reservatórios. Para os sistemas, não foram disponibilizados dados do ano de 2017 (Figura 7B e 7C).

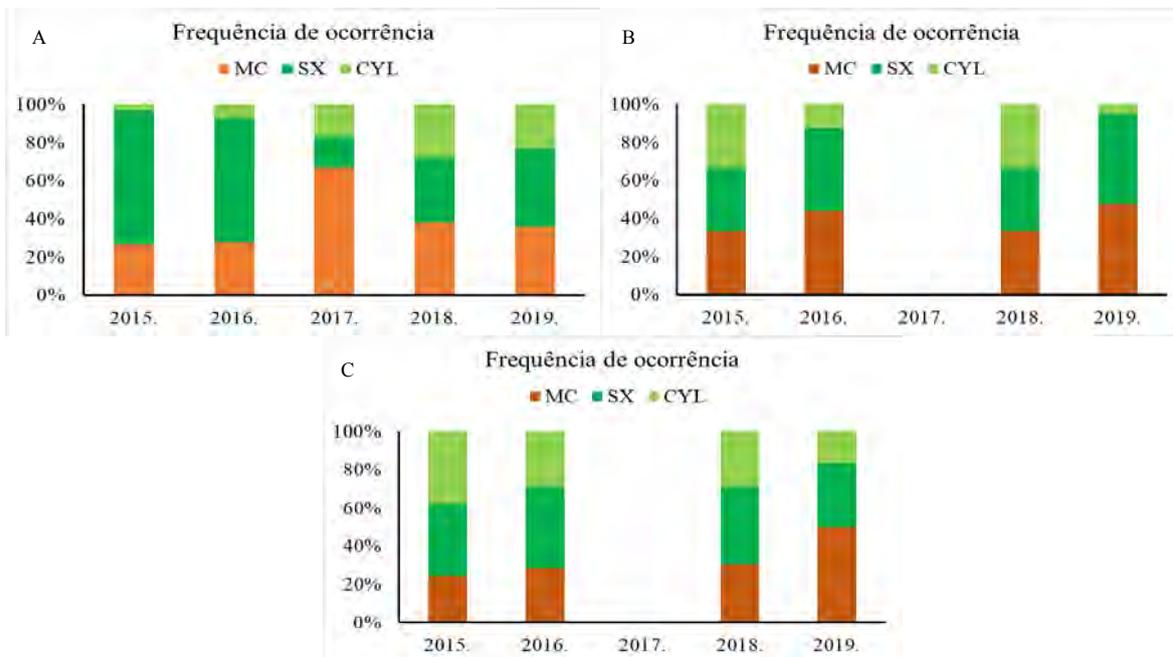


Figura 7- Ocorrência de microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina em (a) reservatório, (b) sistema de abastecimento de água (SAA) e (c) sistema coletivo de abastecimento (SAC) entre os anos de 2015 e 2019
Fonte: Autores (2020).

Com exceção das concentrações de microcistina entre os anos 2015 a 2019 para os reservatórios (Figura 8A) e as concentrações de cilindrospermopsina entre os anos de 2015 e 2016 para o sistema de abastecimento coletivo (SAC) (Figura 8C), os demais períodos, tipos de toxinas e fontes hídricas apresentaram valores em conformidade ao estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 (Figura 8B).

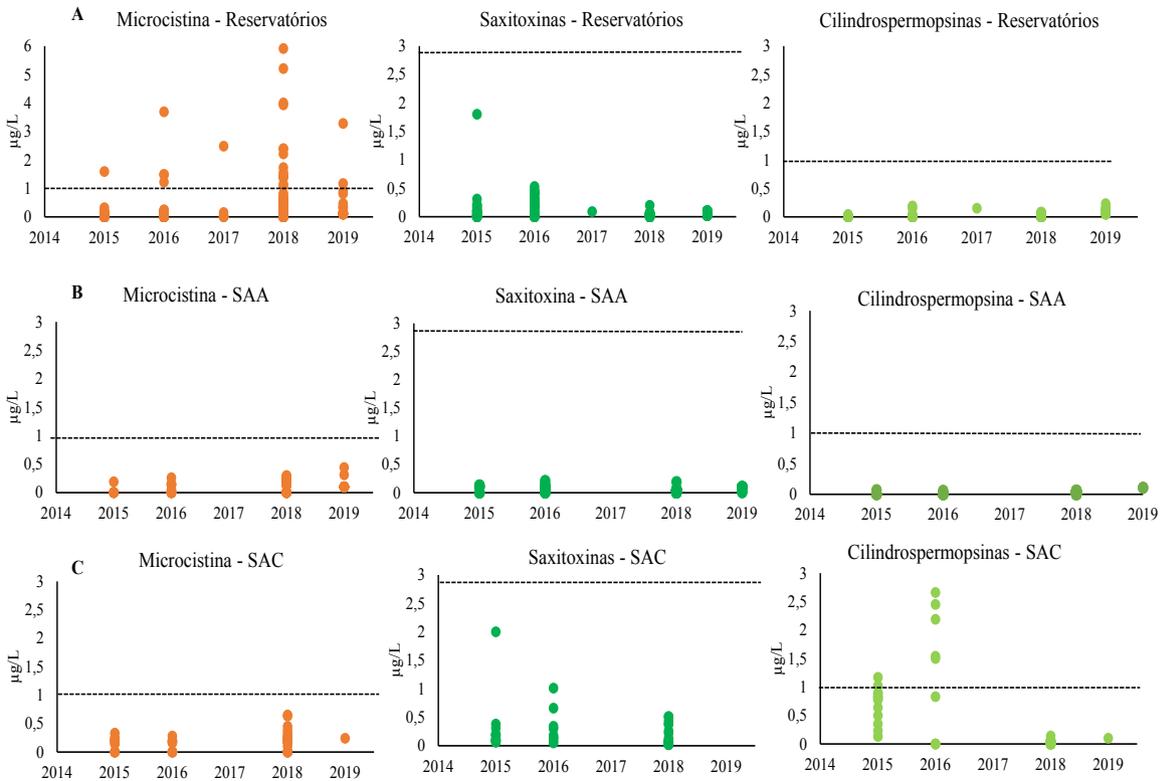


Figura 8 - Concentrações de microcistina, saxitoxina e cilindrospormopsina nos diferentes tipos de fontes (a) reservatório, (b) sistema de abastecimento de água (SAA) e (c) sistema de abastecimento coletivo (SAC) entre os anos de 2015 a 2019. Linha pontilhada representa o máximo permitido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017
Fonte: Autores (2020).

Inúmeros trabalhos têm registrado a ocorrência de toxinas para os reservatórios do semiárido, de forma que há identificações da prevalência da concentração de microcistinas, e o eventual surgimento de saxitoxina e cilindrospormopsina nestes sistemas (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2011; MOWE *et al.*, 2015; PAERL & OTTEN, 2016; LORENZI et al., 2018; SILVA et al., 2019). A mudança no padrão de identificação destes metabolitos, nos sistemas de abastecimento de água (SAA) ou coletivo (SAC), pode decorrer do rompimento de células de espécies produtoras que após o tratamento, principalmente a cloração, tendem a ter concentrações mais altas e podem permanecer quimicamente estáveis por semanas (SILVA et al., 2019).

Apesar dos valores de cianotoxinas se encontrarem abaixo do preconizado pela portaria de potabilidade, principalmente quando nos referimos ao SAA, deve-se manter atento ao processo de bioacumulação e biomagnificação destes metabolitos. Em estudo realizado com peixes da piscicultura de tanque rede em reservatórios do semiárido, demonstrou o potencial de acumulação de microcistina nos tecidos e o seu potencial mutagênico em peixes, contudo apesar de não apresentar toxicidade ao homem como seu consumidor pode elevar os níveis de exposição a este metabolito (VASCONCELOS *et al.*, 2013).

Os peixes podem ser expostos às toxinas de forma passiva (exemplo respiração) ou ativamente (exemplo alimentação) o que representa um potencial rico para a saúde pública (MAGALHÃES *et al.*, 2001; MAL-BROUCK & KESTEMONT, 2006), principalmente as comunidades rurais que além de possuírem um sistema de abastecimento coletivo (SAC) com tratamento simplificado têm como principal item alimentar o pescado destes reservatórios.

Deste modo, devido à elevada diversidade e frequência de ocorrência de florações de cianobactérias no semiárido, há necessidade da constante avaliação das águas superficiais com fins de abastecimento público, como é estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017, que sugere avaliação mensal da densidade de cianobactérias quando há < 10.000 cel/mL, semanal com densidades > 10.000 cel/mL e a análise de cianotoxinas com densidades > 20.000 cel/mL (BRASIL, 2017), mas também do pescado devido aos possíveis efeitos de acumulação e exposição crônica, garantir a segurança alimentar (VASCONCELOS *et al.*, 2013). A ocorrência de cianotoxinas nem sempre é proporcional à abundância de cianobactérias, uma vez que outros compartimentos do ecossistema podem acumular e liberar toxinas na água (SILVA *et al.*, 2019).

CONCLUSÃO

O fomento de políticas que incentivam a promoção de tecnologias para convivência com o semiárido é **uma importante ferramenta para o desenvolvimento da região**, contudo devem estar associadas a ações que visem ao planejamento estratégico das bacias hidrográficas, estabelecendo metas alternativas específicas de desenvolvimento sustentável (crescimento econômico, equidade social e sustentabilidade ambiental), sendo a gestão de recursos hídricos um processo dinâmico de julgamentos e tomadas de decisões considerando, também, novas situações em um futuro incerto.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional das Águas: Portal da Qualidade das Águas. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx>. Acesso em: set. 2020.

ARAÚJO, J. C. Recursos hídricos em regiões semiáridas. In GHEYI, H. R., PAZ, V. P. S., MEDEIROS, S. S., GALVÃO, C. O. In Recursos hídricos em regiões semiáridas: Estudos e aplicações. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012. 258 p.

ASA BRASIL Acervo Publicações. 2020. Disponível em: <http://www.asabrasil.org.br/115-acervo>. Acesso em: 15 de out. 2020.

ASA BRASIL Mapa de tecnologias. Disponível em: <https://www.asabrasil.org.br/mapatecnologias/#>. Acessado em: 21 de out. 2020.

ASA. Tecnologias Sociais para Convivência com o Semiárido - Barragem Subterrânea. 7º Edição- Recife, 2014d. 32p.

ASA. Tecnologias Sociais para Convivência com o Semiárido – Barreiro Trincheira. 9º Edição- Recife, 2014b. 38p.

ASA. Tecnologias Sociais para Convivência com o Semiárido - Cisterna Calçadão. 10º Edição- Recife, 2014a. 32p.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R. & EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in CaruaruBrazil. *Toxicology*, 181: 441-446, 2002.

BAPTISTA, N. Q. 2016. As tecnologias sociais e seu papel na transformação da sociedade. In SANTOS, A. P. S. S.; CUNHA, A. R. B. A.; DENIS, A. A. C.; PEREZ-MARIN, A. M. Vivências e práticas para a coabitação no semiárido brasileiro: ensaios e reflexões. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2016, 206p.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F. M.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnol Bras.* 24:103-118, 2012.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; PICCIN-SANTOS, V.; KUJBIDA, P.; MOURA, A. N. Cylindrospermopsin in water supply reservoirs in Brazil determined by immunochemical and molecular methods. *J. WaterResour.* 3:349-355, 2011.

BOLLMAN, H. A.; MARQUES, D. M. Bases para estruturação de indicadores de qualidade de águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 5:37-60, 2000.

BRASIL, J.; ATTAYDE, J. L.; VASCONCELOS, F. R.; DANTAS, D. D. F.; HUZZAR, V. L. M. (2016). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, (770), p. 145-164.

BRASIL. Ministério da Saúde, gabinete do ministro. Portaria de consolidação N° 5, de 28 de setembro de 2017. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saude-legis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html.

BRASIL. Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Nacional. Agenda 21 Brasileira: bases para discussão. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 430, de 31 de maio de 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 1997, 72p.

BRASIL. Programa Nacional de Apoio à Captação de Água de Chuva e Outras Tecnologias Sociais de Acesso à Água. Modelo da tecnologia social de acesso à água N° 01: Cisternas de placas de 16 Mil Litros. Anexo da Instrução Operacional SESAN n° 02, de 08 de agosto de 2017, 22p.

CAMPOS, J. N. B. 2014. Secas e políticas públicas no semiárido: ideias, pensadores e períodos. **Estudos Avançados**, vol. 28, n. 82, p. 65-88. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142014000300005>.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Variáveis de qualidade das águas. São Paulo-SP, 2009.

COSTA, R. H. P. G.. Reúso da água: conceitos, teorias e práticas. São Paulo: Blucher, 2007, 424p.

DE ALCÂNTARA SILVA; VIRGÍNIA MIRTES et al. O DESASTRE SECA NO NORDESTE BRASILEIRO. **POLÊMICA**, 12(2): 284-293, 2013.

FERREIRA, C. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Eutrofização: aspectos conceituais, usos da água e diretrizes para a gestão ambiental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, 6(1): 65-77, 2015.

FREITAS, M. A. S. Que venha a seca: modelos para gestão de recursos hídricos em regiões semiáridas. 1° ed. Rio de Janeiro: CBJE, 2010. 416p.

GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. 2004. Representation of landscape variability and lateral redistribution processes for largescale hydrological modelling in semi-arid areas. *Journal of Hydrology*, n. 297, p. 136-161.

Instituto Nacional do Semiárido. Sistema Olho N'Água. Disponível em: <<https://olhonagua.insa.gov.br>>. Acesso em: set. 2020.

- LEMOS, W. E. D. Monitoramento e gestão da qualidade da água em reservatórios incorporando processos hidrodinâmicos e climáticos de regiões tropicais semiáridas. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011, 164 p.
- LIMA, J. R. & MAGALÃES, A. R. 2018. Secas no Nordeste: registros históricos das catástrofes econômicas e humanas do século 16 ao século 21. *Parcerias estratégicas*, vol. 23, nº 46, p. 191-212.
- LINDOSO, D. P.; EIRÓ, F.; BURSZTYN, M.; RODRIGUES-FILHO, S.; NASUTI, S. 2018. Harvesting water for living with drought: Insights from the brazilian human coexistence with semi-aridity approach towards achieving the Sustainable Development Goals. *Sustainability*, vol. 10.
- LORENZI, A. S.; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; CHIA, M. A.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Cyanotoxin contamination of semiarid drinking water supply reservoirs. *Environ. Earth Sci.* 77:595, 2018.
- MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (RJ, Brazil): Ecological implication and human health risk. *Toxicon* 39: 1077-1085, 2001.
- MAHÉ, G.; PATUREL, J. E.; SERVAT, E.; CONWAY, D.; DEZETTER, A. 2005. Impact of land use change on soil water holding capacity and river modelling of the Nakambe River in Burkina- Faso. *Journal of Hydrology*, v.300, p.33-43.
- MALBROUCK, C.; KESTEMONT, P. Effects of microcystins on fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 25: 72-86, 2006.
- MALVEZI, R. Uma conceituação processual e holística da convivência com o Semiárido. In SANTOS, A. P. S. S.; CUNHA, A. R. B. A.; DENIS, A. A. C.; PEREZ-MARIN, A. M. *Vivências e práticas para a coabitação no semiárido brasileiro: ensaios e reflexões*. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2016, 206p.
- MANTZOUKI, E.; LÜRLING, M.; FASTNER, J.; DE SENERPONT DOMIS, L.; WILK-WOŹNIAK, E. et al. Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. *Toxins* 10: 156, 2018.
- MANTZOUKI, E.; VISSER, P. M.; BORMANS, M.; IBELINGS, B. W. (2105). Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes. *Aquatic Ecology*, 50(3): 333-350, 2015.
- MARTINEZ, P. H. 2002. Vida e morte no sertão: história das secas no Nordeste nos séculos XIX e XX. *Revista Brasileira de História*, v. 22, n. 43, p. 251-254, <https://doi.org/10.1590/S0102-01882002000100016>.

- MEDEIROS, L. C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. *Aquatic Ecology*, 49: 293-307, 2015.
- MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecol. Bras.*, 13(2): 229-246, 2009.
- MOURA RAID, M. A. 2017. “Soluções técnicas de abastecimento de água e modelos de gestão: um estudo em quinze localidades rurais brasileiras”, Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais.
- MOURA, A. N.; ARAGÃO-TAVARES, N. K. C.; AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwaters bodies in a semiarid region, northeastern Brazil. *J. Limnol.* 77:179-188, 2018.
- MOWE, M. A.; MITROVIC, S. M.; LIM, R. P.; FUREY, A.; YEO, D. C. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. *J. Limnol.* 74:205-224, 2015.
- PAERL, H.; OTTEN, T. G. Flora of harmful cyanobacteria: causes, consequences and controls. *Microb. Ecol.* 65:995- 1010, 2013.
- PASSOS, A. L. L.; MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA FILHO, E. C. Critérios para Avaliação da Qualidade de Água no Brasil. *Fronteiras. Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 7 (2): 290-303, 2018.
- PEREIRA, T. M. S., SANTIAGO, M. S., SILVA, J. A. L., MOURA, D. C. 2018. Tanques de pedra: tecnologia social voltada à gestão hídrica. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**. v. 4, n. 1. 016-023p.
- RAST, W.; HOLLAND, M.; RYDING, S.. Eutrophication management framework for the policy-maker. França: UNESCO, 1989.
- RICKWOOD, C.; CARR, G. M. Global drinking water quality index development and sensitivity analysis report. United Nations Environment Programmer UNEP, 60p, 2007.
- RIGOSI, A.; CAREY, C. C.; IBELINGS, B. W.; BROOKES, J. D. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state varies among taxa. *Limn. Oceanogr.*, 59(1): 99-114, 2014.
- SANTANA, V. L.; RAHAL, L. S. 2020. Tecnologias sociais como impulso para o acesso à água e o desenvolvimento sustentável no meio rural brasileiro: a experiência do

Programa Cisternas. Repositório de casos sobre o Big Push para a Sustentabilidade no Brasil. (<https://biblioguias.cepal.org/c.php?g=981128&p=7152450>).

SANTOS, A. P. S.; CUNHA, A. R. B. A. 2016. Território e Convivência com o Semiárido: reflexões sobre uma possível relação dialética. In SANTOS, A. P. S. S.; CUNHA, A. R. B. A.; DENIS, A. A. C.; PEREZ-MARIN, A. M. Vivências e práticas para a coabitação no semiárido brasileiro: ensaios e reflexões. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2016, 206p.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. M.; PEREIRA, I. C. Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica/ Agência Nacional das Águas, 2001, 207p.

SILVA, R. D. S.; SEVERIANO, J. S.; OLIVEIRA, D. A.; MENDES, C. F.; BARBOSA, V. V.; CHIA, M. A.; BARBOSA, J. E. L. Spatio-temporal variation of cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs of the semi-arid region of Brazil: Cyanobacteria and cyanotoxins in reservoirs of the semi-arid region. *J Limnol.* 79(1):13-29, 2020.

SMITH, H. Brazil: The Amazon and the Coast. Nova York: [s. n.], 1879.

TE, S. H.; GIN, K. Y. H. The dynamics of cyanobacteria and microcystin production in a tropical reservoir by inferential modelling. *Harmful Algae.* 10:319-329, 2011.

VASCONCELOS, J. F.; BARBOSA, J. L.; LIRA, W.; AZEVEDO, S. Microcystin bioaccumulation can cause potential mutagenic effects in farm fish. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 39: 185-192, 2013.

WANICK, R. C.; MACEDO-SOARES, P. H. M.; MACHADO, A. C.; BRITTO, F. G. A.; MURTA, A. L. S.; FREITAS, M. A. V. Avaliação do IQA como ferramenta de avaliação da qualidade de água nos corpos hídricos interceptados pela rodovia BR-163 (Guaratã do Norte - MT). XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, 17 p.

ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E. P.; MENEGON, Jr. N.; BERTOLETTI, E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(2): 111-126, 1999.

CAPÍTULO 7

UMA BREVE REVISÃO SOBRE FOTOCATÁLISE HETEROGÊNEA COMO TÉCNICA PARA DEGRADAÇÃO DE CONTAMINANTES EMERGENTES E DE DESINFECÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Ronaldo dos Santos Falcão Filho

Elton da Nóbrega Silva

Maitê Medeiros de Santana e Silva

André Luís Lopes Moriyama

Carlson Pereira de Souza

INTRODUÇÃO

A poluição das águas devido às atividades antrópicas é um grave problema ambiental, sendo que o ser humano é um dos maiores prejudicados por suas próprias ações. Por isso, um dos principais motivos pelo qual as águas residuárias devem ser tratadas antes de serem lançadas nos corpos receptores é preservar a saúde humana.

Para se ter ideia, o Atlas Esgotos da Agência Nacional de Águas (ANA) informa que, no Brasil, apenas 55% da população têm acesso ao tratamento considerado adequado de esgoto; 18% têm seu esgoto coletado e não tratado, o que pode ser considerado como um atendimento precário; e 27% não possuem coleta nem tratamento, isto é, sem atendimento por serviço de coleta sanitária (BRASIL, 2018).

Para mais da baixa cobertura do esgotamento sanitário, outro problema importante é a baixa eficiência dos processos de tratamento na remoção de alguns poluentes que estão presentes nas águas residuárias em geral, sejam efluentes domésticos, industriais ou qualquer outro tipo.

Além dos problemas bem descritos sobre poluição das águas por efluentes, atualmente um conjunto de substâncias que estão presentes em efluentes domésticos, hospitalares e industriais em baixíssimas concentrações vem despertando o interesse dos pesquisadores, pois estas substâncias não têm seus efeitos em baixas

concentrações totalmente conhecidas sobre as pessoas e o meio ambiente e, muito menos, são regulamentadas quanto aos padrões de lançamento. Essa classe é chamada de contaminantes de interesse emergente (CIE) ou, simplesmente, contaminantes emergentes (CE) (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017).

O problema de contaminação das águas por CEs é geral e na região Nordeste não seria diferente. Para exemplificar, Lima da Silva e Borba (2013) investigaram a presença de CEs na água bruta de uma ETA em Caruaru-PE e constataram a presença de 7 dos 11 contaminantes investigados, entre os CEs encontrados estavam antibióticos, hormônios e substâncias de produtos para higiene pessoal. Em outro trabalho, Silva (2011) verificou a presença de 16 contaminantes emergentes no esgoto de uma ETE de Recife-PE, entre os contaminantes estavam presentes antibióticos, hormônios e até cocaína.

Além dos contaminantes químicos, que idealmente devem ser removidos das águas residuárias durante o tratamento, outra questão importante é a desinfecção dessas águas. Sobre isso, a NBR 13.969:1997 diz que:

Todos os efluentes que tenham como destino corpos receptores superficiais ou galerias de águas pluviais, além do reúso, devem sofrer desinfecção. Esta deve ser efetuada de forma criteriosa, compatível com a qualidade do corpo receptor e segundo as diretrizes do órgão ambiental (ABNT, 1997, p. 16).

Por esses motivos, é importante além de garantir a universalização do esgotamento sanitário, também garantir que esse seja tratado de forma que garanta a redução de poluentes a níveis seguros para o lançamento. Daí a importância dos estudos de técnicas de tratamentos de efluentes que sejam cada vez mais efetivas.

Entre as técnicas de tratamento de efluentes que vêm sendo estudadas recentemente, podem-se citar os processos oxidativos avançados (POA), que se trata de um conjunto de técnicas baseadas na geração de radicais livres, principalmente radicais hidroxila ($\text{OH}\cdot$), que têm sido aplicadas com sucesso na degradação de compostos orgânicos presentes em águas residuárias. E dentro do grupo de técnicas de POA, destaca-se a fotocatalise, processo que ocorre pela ativação fotônica do material fotocatalítico que favorece a degradação de contaminantes e a inativação de microrganismos presentes no efluente, dessa forma, sendo um processo limpo, porém deve ser bem estudado, pois pode formar subprodutos tóxicos, a partir dos contaminantes (OHTANI, 2010; RUEDA-MARQUEZ et al., 2020).

Trabalhos de fotocatalise para degradação de contaminantes e desinfecção como o de Fotiou et al. (2015), que degradaram cianotoxinas com nanopartículas de TiO_2 ; da Nóbrega Silva (2020) que degradou o corante azul de metileno utilizando nanopartículas de $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3\text{-CuFe}_2\text{O}_4$ utilizando radiação solar natural; Sin et

al. (2020), que conseguiram remover DQO e eliminar *E. coli* em efluente de óleo de palma usando o fotocatalisador Nd/BiOBr sob luz solar; e Devi e Ahmaruzzaman (2017), que degradaram o fármaco ibuprofeno usando nanopartículas encapsuladas de Au@Ag@AgCl com uma lâmpada que simulava a luz solar apresentaram níveis de degradação e desinfecção superiores a 90% em tempos menores ou iguais a 300 min, o que mostra a efetividade da técnica.

Com várias aplicações, em especial às voltadas para tratamento de efluentes e gases, a fotocatalise vem sendo um tema bastante explorado na atualidade. Uma busca no Scopus com os termos “photocatalysis” OR “photocatalyst”, no intervalo de 2010 a 2020, retornou mais de 62 mil resultados de publicações diversas contendo os termos da busca, na área de Engenharia Química (SCOPUS - ANALYZE SEARCH RESULTS, 2020).

Pelo exposto, esse trabalho tem como objetivo fazer uma breve revisão de literatura sobre a fotocatalise heterogênea como técnica aplicada no tratamento de efluentes, focado especialmente na degradação de contaminantes emergentes e desinfecção.

FOTOCATÁLISE

As reações químicas de oxirredução são as que envolvem transferência de elétrons entre átomos, resultando em novas espécies químicas. Entre essas, têm-se as reações com a participação do oxigênio, como agente oxidante, que são conhecidas como reações de redução do oxigênio (RRO). As RRO são muito comuns e importantes, pois estão ligadas diretamente aos processos vitais (por exemplo, no processo de respiração), conversão de energia, em fotocatalise, entre outras transformações químicas (WANG; ZHANG; LIU, 2015).

Especificamente, sobre a fotocatalise, Fujishima e Honda (1972), citados por Pelaez et al. (2012), foram os pioneiros nos estudos sobre a fotocatalise usando o TiO_2 como fotocatalisador para promover a quebra da molécula de água produzindo hidrogênio e oxigênio, numa célula eletroquímica. Daquela época até a atualidade, realizaram-se muitos estudos de fotocatalise para síntese e degradação de substâncias. Aqui, a proposta será explorar a fotocatalise como um processo oxidativo avançado (POA), usado na degradação de contaminantes emergentes (CE) e desinfecção de águas residuárias.

Sendo que se define fotocatalise como a reação química induzida pela fotoabsorção em um material sólido, chamado de fotocatalisador, que permanece inalterado depois da reação, em outras palavras, o sólido atua cataliticamente sem alterações em sua composição ou estrutura, sob irradiação (OHTANI, 2010).

É importante ressaltar que Ohtani (2010) explica que há uma importante diferença, do ponto de vista da termodinâmica, entre a catálise e a fotocatalise. Enquanto sabe-se que a catálise atua na redução da energia de ativação das reações, o que acelera o desenvolvimento dessas reações, porém com a limitação termodinâmica de sempre favorecer apenas as reações espontâneas ($\Delta G < 0$). Já a fotocatalise permite a ocorrência, inclusive, de reações não-espontâneas ($\Delta G > 0$), isso se explica pela energia adicional dos fótons que entram no sistema reacional. As reações espontâneas são chamadas de fotocatalíticas, e as não-espontâneas são chamadas de fotossintéticas. No entanto, é comum chamar ambos os casos apenas de reações fotocatalíticas, como no caso da produção de hidrogênio, a partir da cisão da água, que é um processo não-espontâneo (BYRNE et al., 2015b). Abaixo, a Figura 1 mostra os esquemas dos mecanismos de catálise heterogênea e fotocatalise

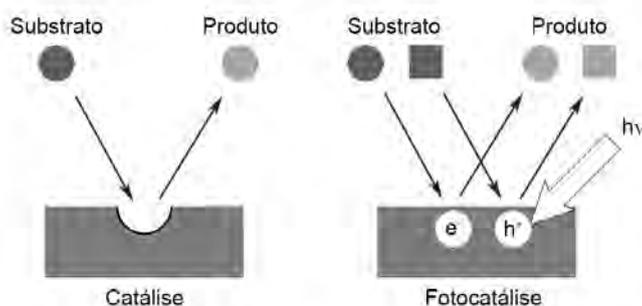


Figura 1- Modelo esquemático simplificado da diferença entre os mecanismos de catálise heterogênea e fotocatalise.

Fonte: Adaptada de Ohtani (2010).

Usualmente, explica-se o mecanismo de fotocatalise em cinco etapas. As etapas da fotocatalise são: i) transferência do reagente para superfície do fotocatalisador, ii) adsorção do reagente na superfície do fotocatalisador, iii) ativação fotônica do fotocatalisador, produção de elétrons e vacâncias fotoinduzidos e degradação do adsorvato, iv) dessorção dos produtos da reação e v) remoção dos produtos da superfície do fotocatalisador (HERRMANN, 2010; RUEDA-MARQUEZ et al., 2020).

A teoria amplamente aceita é que o fenômeno da geração dos radicais livres no fotocatalisador que promovem a degradação das substâncias presentes no meio é a seguinte: o processo dar-se por um material semiconductor que, quando submetido à radiação, permite a passagem de elétrons (e^-) da banda de valência (BV) para

banda de condução (BC), com formação buracos positivos (h^+) na banda de valência, como exposto na Figura 2. Entre as bandas, há intervalos de energia nos quais não há estados eletrônicos “permitidos”, sendo que cada um destes intervalos é chamado de banda de energia proibida ou *gap*, sendo assim a energia de *bandgap* (E_{gap}), a energia mínima que o fóton deve fornecer ao fotocatalisador para que um elétron possa passar da banda de valência para banda de condução do material. O buraco positivo oxida diretamente o poluente ou a água para produzir, enquanto o elétron na banda de condução reduz o oxigênio adsorvido no fotocatalisador (BYRNE et al., 2015b; MARQUES; STUMBO; CANELA, 2017; VALLEJO et al., 2015; ZHONG et al., 2018)

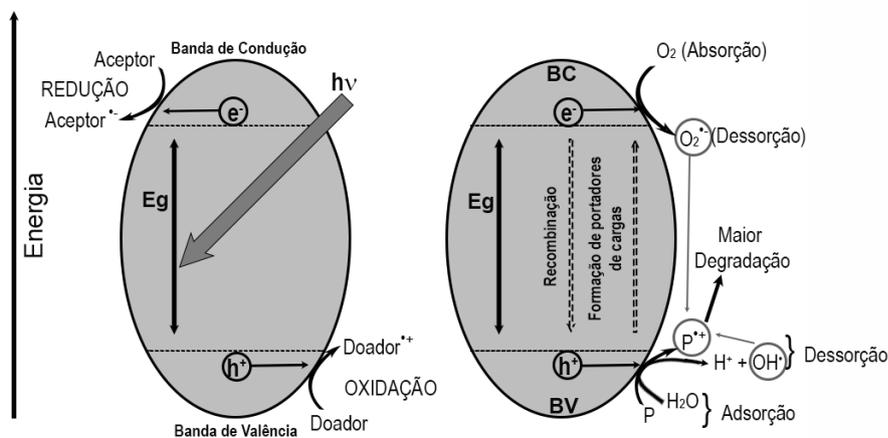


Figura 2 - Esquema do mecanismo de fotocatalise, com o fotocatalisador atuando na degradação de um poluente
Fonte: Adaptada de Malato et al. (2009).

Vários materiais semicondutores são usados como fotocatalisadores, contudo é importante verificar a energia de *bandgap*, ou seja, se o comprimento de onda da radiação incidente fornece a energia necessária para deslocar elétrons entre BV e BC e a posição relativa dos potenciais das bandas de valência e de condução de cada material em relação ao eletrodo normal de hidrogênio (ENH) para escolher o material adequado para aplicação que se deseja, pois o mesmo pode ter baixa ou nenhuma atividade fotocatalítica em certas condições. Para se ter ideia da importância das propriedades de bandas dos semicondutores, os buracos localizados na BV podem mostrar potenciais bastante positivos (oxidantes), medidos contra um eletrodo normal de hidrogênio (ENH), e, portanto, receberem elétrons com muita facilidade de espécies adsorvidas (MARQUES; STUMBO; CANELA, 2017).

A Figura 3 mostra alguns exemplos de semicondutores comuns com suas respectivas propriedades de bandas.

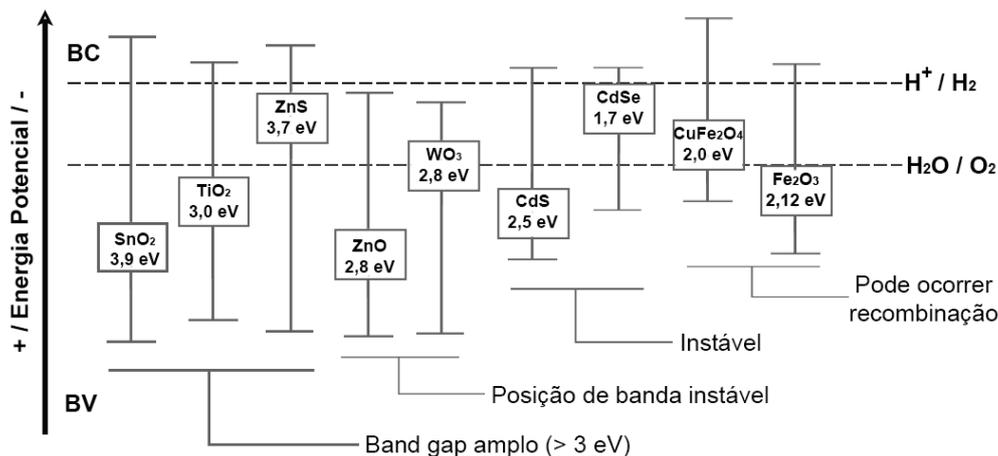


Figura 3 - Tabela que lista as posições das bandas (água a pH = 1) para alguns fotocatalisadores semicondutores comuns: VB (banda de valência), CB (banda de condução), energia de *bandgap* (E_g)
 Fonte: Adaptada de Byrne et al. (2015a).

Algumas estratégias podem ser adotadas para favorecer a formação de espécies reativas de oxigênio na superfície do fotocatalisador, com isso, dificultar a recombinação dos elétrons, tais como: adição de agentes oxidantes ao meio reacional, tais como, injeção de ar (oxigênio) e adição de peróxido de hidrogênio, dopagens dos materiais com metais nobres, heterojunções entre óxidos com potenciais de bandas diferentes, entre outras (PELAEZ et al., 2012; RUEDA-MARQUEZ et al., 2020; WANG; ZHANG; LIU, 2015).

Recentemente, o termo ativador vem sendo empregado em alguns fotocatalisadores que são empregados junto a agentes oxidantes como peróxido de hidrogênio (H_2O_2), peroximonosulfato (PMS), persulfato (PS) entre outros. O termo é empregado, pois o fotocatalisador serve como sítio ativo para o agente oxidante reagir com o contaminante, o que aumenta consideravelmente a eficiência do processo (WANG et al., 2019; MIAO et al., 2018).

PROPRIEDADES DE FOTOCATALISADORES E TÉCNICAS DE CARACTERIZAÇÃO

Um fotocatalisador ideal para ser aplicado em tratamento de efluentes deve apresentar as seguintes características: ser altamente fotoativo, não sofrer corrosão ou mudança estrutural durante o processo reacional, não ser tóxico, ser quimicamente inerte e de baixo custo. Outra característica desejável é que este absorva energia na região do visível, pois a luz solar é uma fonte de energia gratuita e aqui no Brasil, especificamente na região Nordeste, tem-se alto potencial de utilização desta fonte limpa.

Para entender e avaliar o desempenho dos fotocatalisadores, é imprescindível verificar através de técnicas de caracterização o tipo de estrutura do fotocatalisador, área superficial, tamanho das partículas, cristalinidade e seu *bandgap* óptico possibilitando associar assim os resultados observados nas reações com as características físico-químicas do material usado como fotocatalisador.

A seguir, serão apresentadas algumas das principais técnicas usadas na caracterização de fotocatalisadores.

Difratometria de raios-X (DRX): esta é a técnica primordial para analisar a estrutura de semicondutores inorgânicos. A de difração de raios-X (DRX) é um método de caracterização fornece informações sobre a cristalinidade do material e formação da fase em função dos parâmetros utilizados na metodologia de síntese do material como temperatura de calcinação, tempo de isoterma, pH da solução precursora, taxa de aquecimento para calcinação, razão estequiométrica de cátions, reagentes precursores utilizados, agentes quelantes ou precipitantes usados na reação entre outros (FERNANDES DE MEDEIROS; LOPES-MORIYAMA; DE SOUZA, 2017).

Para determinação do tamanho de partículas, utilizam-se modelos matemáticos, a partir do perfil extraído do difratograma de raios-X fazendo uso da largura do pico, que pode ser obtido através da largura a meia altura do pico de difração e intensidade máxima. Existem várias equações empregadas para esse fim, a mais simples e utilizada é a equação de Scherrer, porém esta apresenta algumas limitações, pois despreza algumas características do material, como a microdeformação (GONÇALVES et al., 2012). Este problema pode ser suprido quando se faz uso do modelo Williamson-Hall (KHORSAND ZAK et al., 2011).

Espectroscopia Raman: é outra técnica importante para caracterizar o semicondutor usado como fotocatalisador. A espectroscopia Raman que é utilizada também para estudo da microestrutura é uma ferramenta sensível à estrutura local que detecta mudanças na estrutura de maneira muito eficaz como defeitos nos cristais (AHLAWAT et al., 2011). No entanto, a intensidade dos picos Raman é influenciada pela fluorescência de fundo e a densidade da superfície do material

analisado. Consequentemente, os espectros Raman não podem fornecer informações sobre as fases do cristal ou grau de cristalinidade, que são informações essas fornecidas pelo DRX (PARRINO et al., 2019).

Ferreira et al. (2019) sintetizaram nanoespinélios a base de ferro e os cátions Ni, Co e Cu e verificaram através dos valores de microdeformação intrínseca obtidos pelo método Williamson-Hall (WH) e a espectroscopia Raman que havia diferenças nas estruturas do materiais produzidos ocasionado defeitos nas estruturas que resultaram em vacâncias de oxigênio. Essas técnicas combinadas são de grande importância para conhecer a estrutura de fotocatalisadores e a presença de defeitos estruturais que irão ser determinantes nas demais características que o material apresentará.

Método volumétrico estático de adsorção de gás: como já mencionado anteriormente, o mecanismo de fotocatalise acontece em cinco etapas e as fases mais relevantes de uma reação fotocatalítica ocorrem principalmente na superfície do material fotocatalítico ou em torno desta, sendo assim a área superficial específica é um dos principais parâmetros a ser considerado na escolha e aplicação de um fotocatalisador (KALAM et al., 2018). Sabe-se que a redução do tamanho das partículas resulta geralmente no aumento da área superficial específica e consequentemente no aumento da fotoatividade, uma vez que se tem um maior número de sítios ativos disponíveis durante a reação, fato este evidenciado por Kalam e colaboradores (2018).

Então, para determinação de área superficial específica e estrutura porosa de um fotocatalisador, pode-se usar a volumetria de nitrogênio para medir a quantidade de gás (adsorvato) necessária para recobrir com uma monocamada o sólido (adsorvente). Essa é uma das formas mais usadas para determinar a área específica de um material sólido e as isotermas de sorção.

Quando o sólido, no caso o fotocatalisador, é exposto a um gás em ambiente fechado e a temperatura constante, o material adsorve o gás até que o equilíbrio seja atingido, então, pela redução da pressão do sistema determina-se quanto do gás foi adsorvido pelo material sólido.

Construindo-se as isotermas obtêm-se as informações sobre a estrutura porosa do sólido, pois existem basicamente seis tipos de isotermas e, a partir destas, o sólido é classificado como micro, meso ou macroporoso (TEIXEIRA; COUTINHO; GOMES, 2001).

Já para determinar a área superficial específica, os resultados da volumetria de N₂ são aplicados a um modelo matemático que prevê este parâmetro. Um dos modelos mais conhecidos é o de BET (Brunauer, Emmett e Teller).

Espectroscopia de reflectância difusa (ERD): partículas semicondutoras nanométricas exibem acentuados efeitos nas propriedades óticas em função de seu tamanho, bem como os defeitos estruturais e tipo de cátions presentes na estrutura (MONTICONE et al., 2000). A técnica de caracterização ótica que indica em que faixa de comprimento de onda o material pode absorver a radiação incidente e assim possibilita escolher o tipo de fonte luminosa (visível ou ultravioleta) que irá ser usado para excitação de fotocatalisadores através da incidência de fótons em processos fotocatalíticos, é a espectroscopia de reflectância difusa (ERD). Este método leva em consideração as modificações que ocorrem no material por excitação de luz e permite calcular o intervalo de energia dentro do material, podendo também detectar múltiplos gaps que ocorrem especialmente em fotocatalisadores compostos (BRASILEIRO et al., 2019).

Fotocatalisadores são geralmente materiais semicondutores inorgânicos nos quais orbitais moleculares cheios ou parcialmente preenchidos criam a chamada banda de valência (BV) de menor energia, enquanto nos orbitais vazios energeticamente próximos uns dos outros formam a banda de condução (BC) de energia. A lacuna energética entre BV e BC é um parâmetro fundamental a ser considerado na escolha da radiação que irá ser empregada no sistema fotocatalítico, e este intervalo energético é denominado *bandgap* ótico (PARRINO et al., 2019).

Utilizando espectros de refletância difusa UV-vis (ERD) é possível determinar o coeficiente de absorção por meio da medição da refletância difusa utilizando o modelo de Kubelka-Munk através da Equação 1 onde a função $F(R)$ é diretamente proporcional ao coeficiente de absorção (α). Este tipo de cálculo é usado principalmente para amostras em pó (MANIKANDAN et al., 2014).

$$F(R) = \alpha = \frac{(1 - R)^2}{2R} \quad (1)$$

O *bandgap* (E_{gap}) de um óxido semicondutor pode ser calculado pelo método proposto por Wood (1972). Conforme estes pesquisadores, a E_{gap} está relacionada com a absorbância e a energia de fótons como na Equação (2):

$$\alpha(h\nu) = k \cdot (h\nu - E_{gap})^n \quad (2)$$

Onde α é a absorbância, $h\nu$ é a energia do fóton, k é a constante de absorção que depende das propriedades do material, E_{gap} é o intervalo de banda óptica e o expoente n pode assumir os valores de $1/2$, 2, $3/2$ e 3 que dependem da natureza da

transição eletrônica do material em estudo, podendo ser transições do tipo direta permitida, indireta permitida, direta proibida e indireta proibida, respectivamente. Utilizando a Equação (2) para plotar ($1/n$ em função da energia de fótons incidentes (e extrapolando subsequente a parte linear do gráfico para o eixo x, ou seja, quando $y=0$ estimam-se E_{gap} (eV) (SENA et al., 2017).

Como a maioria dos semicondutores são constituídos por sólidos nanocristalinos, as cargas do par elétron/buraco podem migrar para a superfície da partícula e produzir sítios oxidantes e redutores e são nestes sítios que ocorrem as reações fotocatalíticas. Há diversos trabalhos que estudaram o uso de materiais semicondutores para degradação de contaminantes orgânicos em que se busca aumentar a eficiência de degradação dos contaminantes através da modificação das propriedades dos materiais para se utilizar fonte luminosa na faixa do visível, o que nem sempre é possível em função da escolha do material a ser utilizado ter um *bandgap* alto. Outro fato considerado negativo dentro das reações fotocatalíticas é o fato de haver recombinação entre o par elétron/buraco o que diminui a disponibilidade de elétrons na superfície do material e desfavorece o processo reacional.

Nos últimos anos, observa-se na literatura que a combinação de diferentes materiais para formar uma heterojunção que apresentam resultados fotocatalíticos superiores quando comparados aos materiais puros, isto porque o mecanismo que ocorre nesse tipo de estrutura propicia uma eficiente separação das cargas fotogeradas proporcionando uma melhora significativa na transferência dos elétrons para que ocorram as reações fotocatalíticas.

Na heterojunção, tem-se um sistema no qual materiais de diferentes composições ou estruturas compartilham a mesma interface, formando uma heteroestrutura. Nesses sistemas, os e^- fotogerados na banda de condução (BC) pela absorção de energia em um do material X presente na estrutura são transferidos para a BC de um outro material Y na heteroestrutura, enquanto os h^+ fotogerados permanecem na banda de valência (BV) do material X, o que resulta na separação espacial entre o par e^-/h^+ e no aumento do tempo de vida destes.

O comportamento de uma heteroestrutura de semicondutores depende do *bandgap*, da afinidade eletrônica e das posições relativas das BC e BV dos semicondutores constituintes (BUENO et al., 2019).

As técnicas de caracterização abordadas neste trabalho são metodologias básicas para caracterização de semicondutores que auxiliam os pesquisadores na escolha do fotocatalisador e análise de resultados obtidos em processos reacionais. Existem outras técnicas de caracterização que ajudam a desvendar a estrutura dos materiais fotocatalisadores e que, alguns casos, é imprescindível aplicá-las para possibilitar o melhor entendimento do fenômeno estudado.

MODELOS CINÉTICOS DE DEGRADAÇÃO DE POLUENTE

A cinética de degradação de poluentes e de desinfecção por fotocatalise pode ser modelada, assim como ocorre em reações químicas convencionais. Sendo esses modelos essenciais para a compreensão da taxa de reação, para verificar a influência das condições reacionais na velocidade de reação de fotocatalise, para predição do decaimento da concentração em função do tempo etc.

Modelo de Langmuir-Hinshelwood: este é um modelo para processos heterogêneos levando em consideração que há adsorção/dessorção do poluente na superfície do fotocatalisador, como também a taxa de reação, além da concentração do reagente, dessa forma, o modelo de L-H contém a constante de taxa de reação e a constante de equilíbrio adsorção-dessorção e é expressa pela Equação 3 (LIU et al., 2014).

$$\begin{aligned} r &= -\frac{dC}{dt} \\ &= \frac{k \cdot K_{AD} \cdot C}{1 + K_{AD} \cdot C} \end{aligned} \quad (3)$$

Porém, uma simplificação pode ser realizada na Equação 9, pois levando em consideração que um CE apresenta-se em baixa concentração, dessa forma, $K_{AD} \cdot C \ll 1$ e, então, $1 + K_{AD} \cdot C \approx 1$. Ainda mais, como $k \cdot K_{AD}$ é um produto de constantes, pode-se considerar que uma terceira constante é resultado do produto, $k_{ap} = k \cdot K_{AD}$, sendo k_{ap} a constante aparente de reação. Assim, chega-se à Equação 4.

$$\begin{aligned} r &= -\frac{dC}{dt} = k \cdot K_{AD} \cdot C \\ &= k_{ap} \cdot C \end{aligned} \quad (4)$$

Onde, r é a taxa de reação [$\text{mol} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$], k_{ap} é a constante aparente de reação [s^{-1}] e C é a concentração do CE [$\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$].

A Equação 5 é obtida da integração da Equação 4, com os limites de integração $t_0 = 0$ e $t = t$ e $C_0 = C_0$ e $C = C$. E essa forma adequada para estimar k_{ap} , r e $t_{1/2}$, a partir dos dados experimentais.

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -k_{ap} \cdot t \quad (5)$$

Modelo de Chick-Watson: diferente do modelo de Langmuir-Hinshelwood, que é um modelo teórico e aplicado a poluentes específicos, o de Chick-Watson é um modelo empírico e usado para estudar a cinética de desinfecção do efluente.

O processo de desinfecção fotocatalítica é um fenômeno bastante complexo, que envolve um conjunto de fatores, como: pH e turbidez do meio, carga e tipo de fotocatalisador, intensidade de radiação, regime hidrodinâmico e, o mais importante, a estrutura do microrganismo (GANGULY et al., 2017).

Devido à complexidade dos mecanismos envolvidos na cinética de desinfecção, geralmente o processo estudado por equação empíricas. Como é o caso do modelo de Chick-Watson, expressão na Equação 6.

$$\log\left(\frac{N}{N_0}\right) = -k \cdot t \quad (6)$$

Onde, N/N_0 é a redução da contagem microbiana, k é a constante cinética de desinfecção e t é o tempo de irradiação.

Contudo, para processos solares, o modelo de Chick-Watson foi modificado para essas condições experimentais, substituindo o tempo de irradiação pela quantidade de energia acumulada por unidade de volume (Q), isso permite eliminar o efeito da variação de energia recebida pelo sistema ao longo do tempo e também serve para comparar processos realizados em sistemas distintos. A Equação 7 representa a modificação do modelo de Chick-Watson para processos solares.

$$\log\left(\frac{N}{N_0}\right) = -k' \cdot Q \quad (7)$$

Onde, N/N_0 é a redução da contagem microbiana, k' é a constante cinética modificada de desinfecção [$m^3.J^{-1}$] e Q é a quantidade de energia acumulada por unidade de volume [$J.m^{-3}$].

Em muitos casos, a taxa de desinfecção reduz-se, quando a concentração microbiana se torna muito baixa, provocando uma cauda alongada na curva cinética. Daí, uma segunda modificação no modelo de Chick-Watson, modificação que leva em consideração uma cinética de pseudo-primeira ordem e a existência da cauda no final da reação, assim propõe-se um modelo empírico de dois parâmetros representado na Equação 8.

$$N = (N_0 - N_{res}). \exp(-k'' \cdot Q) + N_{res} \quad (8)$$

Onde, N é a contagem microbiana no instante t , N_0 é a contagem microbiana inicial e N_{res} é a contagem microbiana na cauda, todas expressas em [$UFC.mL^{-1}$], k'' é a constante cinética de desinfecção modificada para o modelo de 2 parâmetros [$m^3.J^{-1}$] e Q é a quantidade de energia acumulada por unidade de volume [$J.m^{-3}$].

APLICAÇÃO DA FOTOCATÁLISE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Como foi descrita na introdução, a fotocatalise é um tipo de POA que se apresenta como um método promissor para tratamentos de água, pois é uma tecnologia verde que não necessita de catalisadores caros, ocorre em condições de temperatura e pressão ambiente, mineraliza compostos orgânicos, o oxigênio necessário é obtido diretamente da atmosfera e pode utilizar como fonte de fótons a radiação solar para impulsionar reações químicas úteis, como a remediação de poluentes (MALATO et al., 2009; PUTRI et al., 2015; VALLEJO et al., 2015; YOU et al., 2019). A decomposição de poluentes é promovida por uma série de espécies químicas reativas, tais como, $\cdot OH$, h^+ , $\cdot O_2^-$, e^- , 1O_2 , $\cdot HO_2$.

Regmi et al. (2018) explicam uma sequência de reações que ocorrem para que ocorra o processo de decomposição de poluentes orgânicos e desinfecção: primeiramente, o fotocatalisador é irradiado por fótons com energia igual ou maior do que a energia de *bandgap* do material, isso promove a foto-geração de buracos (h^+) e de elétrons (e^-) que em contato com água e oxigênio formam radicais livres e, finalmente, esses radicais livres atacam os poluentes e microrganismos, os poluentes degradam-se em moléculas menores e os microrganismos são inativados.

A presença de cada uma dessas espécies depende dos potenciais de banda dos fotocatalisadores e de outros fatores e cada um deles possui potenciais de oxirredução diferentes, sendo umas mais agressivas na decomposição de poluentes orgânicos do que outras (ANTONOPOULOU et al., 2014).

Vários tipos de catalisadores vêm sendo estudados, buscando melhorar a eficiência do processo fotocatalítico. A aplicação de materiais dopantes também vem sendo empregada, buscando incrementar propriedades ao material catalítico e gerar efeito sinérgico ao processo. A adição de um metal na estrutura do fotocatalisador busca alcançar um efeito sinérgico, pois, em geral, os metais dopantes possuem múltiplos estados de oxidação servindo como doadores de elétrons para outro metal na estrutura. Esse ciclo de doação/recuperação do elétron é baseado no potencial de redução/oxidação dos metais na estrutura do fotocatalisador.

A seguir, mostra-se um pouco de teoria sobre os contaminantes emergentes e a fotocatalise em descontaminação e desinfecção de águas residuárias, resultados de alguns trabalhos que aplicaram a técnica e uma breve apresentação sobre esses resultados.

DEGRADAÇÃO FOTOCATALÍTICA DE CONTAMINANTES EMERGENTES EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

As técnicas convencionais de tratamento de águas residuárias são pouco eficientes na remoção dos contaminantes de interesse emergente ou, simplesmente, contaminantes emergentes (CE), pois eles apresentam-se em baixíssimas concentrações e muitos deles são recalcitrantes. Nessa classe, encontram-se compostos que têm sido detectados em água, solo e ar. Eles podem ser de origem antrópica ou natural, podem apresentar algum risco ambiental e ainda não estão incluídos nos programas legais de monitoramento ambiental. Dentre esses, podem-se citar os resíduos de pesticidas e fármacos, produtos de higiene pessoal, hormônios, drogas ilícitas, adoçantes, toxinas de algas e subprodutos da desinfecção de águas (JARAMILLO-PÁEZ et al., 2018; MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017; VAIANO et al., 2015)

A seguir, na Tabela 1, serão apresentados resultados de trabalhos em que a fotocatalise foi usada na degradação de CEs.

Tabela 1 - Comparação entre trabalhos de degradação de CEs por fotocatalíse

Composição do fotocatalisador	Contaminante emergente	Concentração de fotocatalisador e tempo	Tipo de lâmpada e comprimento de onda	Eficiência	Referência
ROG-WO ₃	Sulfametoxazol (fármaco)	1,0% e 3 h	Xe 200 W e 420 < 1 < 630 nm	> 98%	(ZHU et al., 2017)
WO ₃ + O ₃ (fotocatalíse combinada com ozonização)	Ibuprofeno (fármaco)	2 h	Xe 1500 W e 1 = 300 nm	100%	(REY et al., 2015)
Ni-TiO ₂	Bisfenol-A (matéria-prima de plásticos)	1,0% e 3,5 h	25 W e 400 < 1 < 700 nm	100%	(BLANCO-VEJA et al., 2017)
TiO ₂ em suporte de argila	2,4-D (agrotóxico)	90 min	Lâmpada de vapor de mercúrio de média pressão	82%	(ABDENNOURI et al., 2016)
TiO ₂ com receptor de elétrons Na ₂ S ₂ O ₈	inseticidas neonicotinóides	300 mg/L de TiO ₂ e de Na ₂ S ₂ O ₈ e de 4 a 14 dias.	Luz solar	44 % a 99,9%	(FENOLL et al., 2019)three pilot facility located in different farms were developed and used for wastewater detoxification containing four neonicotinoid insecticides (thiamethoxam, imidacloprid, acetamiprid and thiacloprid)

Fonte: Autoria própria.

Nota: ROG – óxido de grafeno reduzido.

No trabalho de Zhu et al. (2017), foram preparados três fotocatalisadores com diferentes concentrações de WO₃ em óxido de grafeno reduzido (RGO-WO₃), estes foram chamados de RW-100, RW-200 e de RW-400, o método de síntese foi o hidrotérmico de uma etapa.

A degradação fotocatalítica foi conduzida sob luz visível e, sem ajuste de pH, mais de 98% do antibiótico sulfametoxazol foi degradado em 3 horas, usando os fotocatalisadores RW-100 e RW-200. Isso demonstra que os compósitos RGO-WO₃ são eficazes para degradar a classe de antibióticos sulfonamidas. Os autores ainda concluíram que o fotocatalisador RW-200 pode ser usado em aplicações reais devido a sua alta eficiência fotocatalítica e excelente reciclabilidade.

No segundo trabalho listado na Tabela 1, a fotocatalise usando WO_3 combinado com ozonização removeu completamente o ibuprofeno e 87% do COT em 120 min, sob luz visível. No mesmo trabalho, um experimento usando efluente real, o fotocatalisador WO_3 promoveu a completa remoção de uma mistura de dez CEs, em menos de 60 min, além da 40% de mineralização da matéria orgânica em 120 min (REY et al., 2015).

Quanto à degradação do Bisfenol-A, usaram-se como fotocatalisadores diferentes formulações de TiO_2 dopado com Ni. Essas dopagens do dióxido de titânio com níquel resultaram em materiais com baixa energia de *bandgap*, cristais pequenos e com inibição da recombinação dos pares elétron/buraco. Usando o fotocatalisador Ni- TiO_2 com 1% de Ni, obtiveram-se os melhores resultados, com a completa remoção do bisfenol-A e 77% de mineralização do COT em 210 min, sob luz visível (BLANCO-VEGA et al., 2017).

Uma classe de contaminantes emergentes preocupante é a classe dos defensivos agrícolas ou agrotóxicos. Detectados em leitos de rios próximos a campos agrícolas, em solo, animais e humanos, os agrotóxicos são um problema até mesmo em baixas concentrações, pois são de difícil remoção por apresentarem diversos microcontaminantes com características químicas diferentes entre si, podendo formar compostos nocivos à saúde humana (ORMAD et al., 2008; VOLTAN et al., 2016).

Abdennouri et al. (2016) estudaram a degradação dos agrotóxicos 2,4-D e 2,4-DP usando o TiO_2 em suportes de argila purificada, com formulações de 1,15 mmol de TiO_2 por g de argila e 10,5 mmol de TiO_2 por g de argila.

Para produzir o material fotocatalítico, um precursor de titânio foi misturado em uma suspensão aquosa de argila purificada e a mistura centrifugada e seca foi sinterizada a 500 °C, com isso, foram obtidos pós cerâmicos de granulometria e densidade suficientemente grandes para que os materiais pudessem ser recuperados ao final do processo de fotocatalise, tendo em vista que uma das principais dificuldades em trabalhar com fotocatalise é que geralmente as partículas dos fotocatalisadores são de tamanho nanométrico.

Os autores obtiveram eficiências de degradação de aproximadamente 82% e de 79% para o 2,4-D e 2,4-DP, respectivamente, em 90 min de exposição à radiação. Além disso, a fotólise (exposição à radiação na ausência de fotocatalisador) foi desprezível e a adsorção no escuro foi de aproximadamente 5% da concentração inicial de 20 mg/L de cada um dos agrotóxicos, o que reforça a excelente capacidade de degradação da fotocatalise mesmo com a utilização do suporte de argila.

O último trabalho listado na Tabela 1 é uma aplicação em escala piloto da fotocatalise para degradação de resíduos de inseticidas neonicotinoides presentes em efluentes da lavagem de máquinas agrícolas de fazendas da Espanha. Nesse estudo,

Fenoll et al. (2019) three pilot facility located in different farms were developed and used for wastewater detoxification containing four neonicotinoid insecticides (thiamethoxam, imidacloprid, acetamiprid and thiacloprid) trataram efluentes provenientes de três fazendas em um fotorreator tubular de 180 L de capacidade e 45 m² de área de exposição ao sol. O fotocatalisador usado foi o TiO₂ otimizado com o receptor de elétrons Na₂S₂O₈, sendo a função do receptor de elétrons evitar a recombinação eletrônica no TiO₂ e, com isso, favorecer a formação de espécies reativas de oxidantes no meio reacional.

As concentrações iniciais de poluentes orgânicos nos efluentes das fazendas foram de 1,1 mg/L e 126,6 mg/L, contando os inseticidas neonicotinoides e outras substâncias. As degradações dos resíduos de inseticidas nos efluentes ficaram entre 44% (acetamiprida com concentração inicial de 2,8 mg/L por 8 dias de exposição e 7000 kJ/m² de radiação UV-A acumulada no período de exposição) e 99,9% (imidacloprida com concentração inicial de 10,9 mg/L por 7 dias e 7500 kJ/m² de radiação UV-A acumulada).

DESINFECÇÃO FOTOCATALÍTICA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

A fotocatalise tem sido estudada como uma solução verde para desinfecção de efluentes. Pesquisas realizadas, nas últimas décadas, mostraram que a fotocatalise foi eficiente na inativação de uma variedade ampla de microrganismos, tais como: bactérias Gram-positivas e negativas (*Staphylococcus aureus*, *Streptococcus pneumonia*, *Escherichia coli* etc.), fungos (*Aspergillus niger*, *Fusarium graminearum* etc.), algas (*Tetraselmis suecica*, *Amphidinium carterae* etc.) e vírus (GANGULY et al., 2017).

Sobre o mecanismo de desinfecção, Regmi et al. (2018) explicam, em uma revisão de vários trabalhos sobre o tema, que, na verdade, existe mais de um mecanismo de inativação de microrganismo na fotocatalise. De forma simplificada, os fotocatalisadores interagem por diferentes vias com os microrganismos, essas interações podem ser atrações eletrostáticas, interações hidrofóbicas, forças de Van der Waals e interações receptor-ligante. Uma vez aproximados fotocatalisador-microrganismo, as células microbianas sofrem diferentes experiências de estresse oxidativo, desequilíbrio na permeabilidade na membrana celular, desnaturação de proteínas e alteração no metabolismo celular e danos no DNA. A Figura 4 mostra os mecanismos de inativação de um microrganismo.

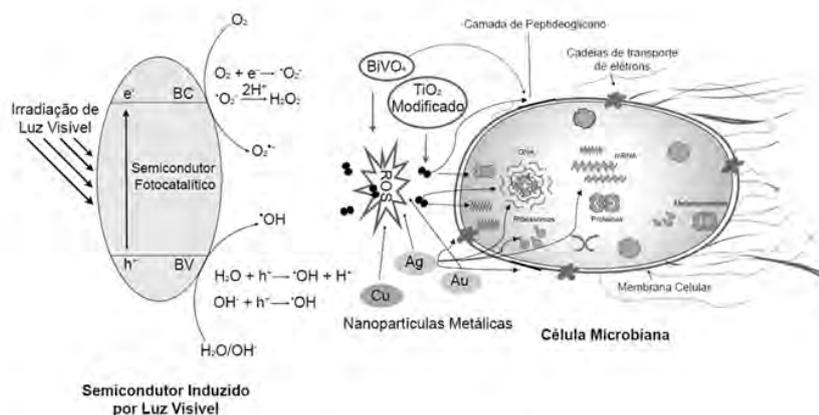


Figura 4 - Esquema dos mecanismos de inativação fotocatalítica de microrganismos
Fonte: Adaptada de Regmi et al. (2018).

Cinco trabalhos que investigam a desinfecção de águas residuárias por fotocatalise têm alguns de seus resultados apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Comparação entre trabalhos de desinfecção por fotocatalise

Composição do fotocatalisador	Microrganismo estudado	Concentração de fotocatalisador e tempo	Tipo de lâmpada e comprimento de onda	Eficiência	Referência
P25/Ag ₃ PO ₄ /OG	E. coli, S. aureus, S. typhi, P. aeruginosa, R. subtilis e B. pumilis (1x10 ⁶ UFC/mL)	1,0 g/mL e 240 min	Xe 350 W e l > 420 nm	99% para todas as espécies	(YANG et al., 2015)
Mn/Co:TiO ₂	K. pneumoniae	0,04% em 120 min	Xe 150 W e 200 nm < l < 2400 nm	Redução de 6 log (de 10 ⁷ para 10 ¹)	(VENIERI et al., 2017)
TiO ₂ /OG/WO ₃	E. coli	0,3 mg/mL e 80 min	Hg-Xe e l > 420 nm	91,5%	(ZENG et al., 2017)
RGO-TiO ₂	E. coli e F. solani	Até 500 mg/L e até 220 min	Luz solar	Até 6 log (10 ⁶ a ≈ 10 ⁰)	(FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ et al., 2015) titanium dioxide-reduced graphene oxide (TiO ₂ -RGO)
ZnO do pado com Ca até 1,0%	Bactérias heterotróficas (BH) e coliformes totais (CT)	1 g/L e 240 min	Hg de alta pressão	66% para BH e > 99% para CT	(GONÇALVES OLIVEIRA et al., 2019)

Fonte: Autoria própria.
 Nota: OG – nanofolhas de óxido de grafeno.

No trabalho de Yang et al. (2015), os autores sintetizaram 12 ternários com diferentes proporções de precursores e obtiveram os melhores resultados de inibição microbiana com os ternários OG-20 (20 mg de OG e proporção de 0,6 de $\text{Ag}_3\text{PO}_4/\text{P25}$) e M-0,6 (20 mg de OG, 9 mmol de Ag e sem P25), com estes dois ternários a concentração inicial de microrganismos decresceu em aproximadamente 99% em 60 min de exposição à luz. Além disso, os autores avaliaram a reuso do fotocatalisador M-0,6 e verificaram que a eficiência do material cai de 99% no primeiro ciclo para 80% no quinto ciclo.

O estudo realizado por Venieri et al. (2017) foi realizado com efluente real inoculado com *K. pneumoniae*, obtido de um paciente infectado, o efluente contaminado recebeu três tratamentos distintos para avaliar a eficiência de inibição da bactéria, que foram fotocatalise com Mn/Co:TiO₂, tratamento químico com 5 mg/L de cloro ativo e fotólise com UV-C. A fotocatalise resultou numa redução da concentração inicial da bactéria de 6 log em 30 min. Os resultados da fotocatalise foram mais efetivos do que os dos outros dois tratamentos, em que as constantes de velocidade foram: $k_{\text{Mn/Co:TiO}_2} = 0,527 \text{ min}^{-1} > k_{\text{cloro}} = 0,498 \text{ min}^{-1} > k_{\text{UV-C}} = 0,454 \text{ min}^{-1}$.

No terceiro trabalho, os autores verificaram 91,5% de inibição de *E. coli* em 80 min, provavelmente com um tempo maior de fotocatalise, a inibição seria maior. Outros resultados encontrados foram o teste de reuso do fotocatalisador que se mostrou estável em cinco ciclos de utilização com a inibição bacteriana variando $(91,5 \pm 2,4)\%$ e a comprovação que as espécies reativas oxidantes geradas pelo fotocatalisador foram $\cdot\text{OH}$, $\cdot\text{O}_2^-$, H_2O_2 , o que demonstra o poder de inibição bacteriana do fotocatalisador (ZENG et al., 2017).

No trabalho de Fernández-Ibáñez et al. (2015) titanium dioxide–reduced graphene oxide (TiO₂–RGO, um composto de RGO-TiO₂ foi comparado ao TiO₂ puro no processo de desinfecção fotocatalítica de água contaminada com a bactéria *Escherichia coli* e o fungo *Fusarium solani* sob luz solar. Os autores usaram uma tela de metacrilato para bloquear a maior parte da radiação UV incidente e verificaram que houve um aumento acentuado do tempo necessário para inativação da *E. coli* com TiO₂ puro em comparação ao RGO-TiO₂, comprovando que o material composto RGO-TiO₂ tem atividade fotocatalítica na região visível do espectro solar, o que é uma grande vantagem.

Quanto à cinética de desinfecção, a suspensão com carga de 500 mg/L de RGO-TiO₂ reduziu a contaminação por *E. coli* de 10⁶ UFC/mL para o 2 UFC/mL (limite de detecção do método microbiológico usado) em apenas 12 minutos o que equivaleu a uma dose de radiação de 13 kJ/m², enquanto o processo sem fotocatalisador precisou de aproximadamente 112 minutos e 150 kJ/m² de dose de radiação para causar o mesmo nível de desinfecção. Para o *F. solani*, a carga ideal de RGO-TiO₂ foi de 10 mg/L, a contaminação inicial de aproximadamente 10³ UFC/mL foi reduzida

à 2 UFC/mL em 27 min, sob dose de radiação de 48 kJ/m², enquanto o processo de desinfecção sem o fotocatalisador precisou de 220 min e 335 kJ/m² para surtir o mesmo efeito.

O último trabalho exposto na Tabela 2 foi realizado por Gonçalves Oliveira et al. (2019) e, entre outros resultados, tratou-se o efluente real de uma lavanderia com o fotocatalisador ZnO dopado com 1,0% de Ca na concentração de 1 g/L, o efluente foi exposto à radiação por 240 minutos e neste intervalo de tempo de tratamento 39% da DBO_{5,20}, 40% da DQO e 73% da turbidez do efluente foram removidos, além disso, reduziram-se 66% da contaminação de bactérias heterotóficas e mais de 99% da contaminação de coliformes totais (o efluente não apresentou coliformes termotolerantes). Esses resultados demonstram que o uso da fotocatalise para tratar esse tipo de efluente é eficiente, tendo em vista o tempo curto de exposição e os níveis de descontaminação e desinfecção alcançados.

CONCLUSÃO

Neste trabalho de revisão, mostrou-se que o processo oxidativo avançado de fotocatalise destaca-se como uma técnica verde para tratamento de águas residuárias. Para tanto, este trouxe um pouco dos fundamentos teóricos sobre o tema, mostrando os mecanismos de degradação de contaminantes e de desinfecção. E resultados expressivos de degradação de CEs e inibição microbiana de alguns trabalhos, isso para confirmar a efetividade da fotocatalise com técnica para tratamento avançado de águas residuárias.

Um desafio para efetivação dessa técnica de tratamento é conseguir fixar em suportes e/ou recuperar o fotocatalisador após o tratamento, já que, geralmente, os fotocatalisadores apresentam-se como partículas de dimensões nanométricas, o que torna a recuperação bastante complexa.

Os resultados dos trabalhos apresentados mostraram que a técnica de fotocatalise solar pode ser uma alternativa limpa e muito eficiente para tratamento de efluentes, especialmente no polimento e desinfecção dos efluentes para garantir a segurança tanto para o reúso como para o despejo no corpo receptor.

Por fim, os estudos para desenvolver materiais de baixo custo, que absorvam bem na região do espectro visível e que possam ser aplicados em escala real são de suma importância, pois a fotocatalise é uma alternativa interessante para regiões que apresentam altos níveis de insolação, como a região Nordeste do Brasil, pois o grau de ativação do material é proporcional à dose de radiação recebida pelo sistema.

REFERÊNCIAS

A, A. N. **Portal da Qualidade das Águas**. 2018. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>.

ABDENNOURI, M. et al. Photocatalytic degradation of pesticides by titanium dioxide and titanium pillared purified clays. **Arabian Journal of Chemistry**, [s. l.], v. 9, p. S313–S318, 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878535211001109>>. Acesso em: 1 out. 2020.

ABNT (ED.). Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 1997.

AHLAWAT, Anju et al. Mossbauer, Raman and X-ray diffraction studies of superparamagnetic NiFe₂O₄ nanoparticles prepared by solgel auto-combustion method. **Journal of Magnetism and Magnetic Materials**, [s. l.], v. 323, n. 15, p. 2049–2054, 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304885311001831>>. Acesso em: 2 out. 2020.

ANTONOPOULOU, M. et al. A review on advanced oxidation processes for the removal of taste and odor compounds from aqueous media. **Water Research**, [s. l.], v. 53, p. 215–234, 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135414000608>>.

BLANCO-VEGA, M. P. et al. Photocatalytic elimination of bisphenol A under visible light using Ni-doped TiO₂ synthesized by microwave assisted sol-gel method. **Materials Science in Semiconductor Processing**, [s. l.], v. 71, p. 275-282, 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1369800117312209>>. Acesso em: 2 jul. 2020.

BRASILEIRO, Islanny Larissa Ouriques et al. Development of α -Fe₂O₃/Nb₂O₅ photocatalysts by a Pechini sol-gel route: Structural, morphological and optical influence. **Materials Research Express**, [s. l.], v. 6, n. 1, 2019.

BUENO, Romero et al. SEMICONDUTORES HETEROESTRUTURADOS: UMA ABORDAGEM SOBRE OS PRINCIPAIS DESAFIOS PARA A OBTENÇÃO E APLICAÇÃO EM PROCESSOS FOTOQUÍMICOS AMBIENTAIS E ENERGÉTICOS. **Química Nova**, [s. l.], v. 42, n. 6, p. 661-675, 2019.

BYRNE, John Anthony et al. A review of heterogeneous photocatalysis for water and surface disinfection. **Molecules**, [s. l.], v. 20, n. 4, p. 5574-5615, 2015. a. Disponível em: <<http://files/526/Byrne et al. - 2015 - A review of heterogeneous photocatalysis for water and surface disinfection.pdf>>.

BYRNE, John Anthony et al. A review of heterogeneous photocatalysis for water and surface disinfection. **Molecules**, [s. l.], v. 20, n. 4, p. 5574-5615, 2015. b.

DEVI, Th. Babita; AHMARUZZAMAN, M. Bio-inspired facile and green fabrication of Au@Ag@AgCl core-double shells nanoparticles and their potential applications for elimination of toxic emerging pollutants: A green and efficient approach for wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 317, p. 726-741, 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894717302462>>.

FENOLL, José et al. Implementation of a new modular facility to detoxify agro-wastewater polluted with neonicotinoid insecticides in farms by solar photocatalysis. **Energy**, [s. l.], v. 175, p. 722-729, 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360544219305341>>. Acesso em: 1 out. 2020.

FERNANDES DE MEDEIROS, Indira Aritana; LOPES-MORIYAMA, André Luis; DE SOUZA, Carlson Pereira. Effect of synthesis parameters on the size of cobalt ferrite crystallite. **Ceramics International**, [s. l.], v. 43, n. 5, p. 3962-3969, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ceramint.2016.10.105>>.

FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P. et al. Solar photocatalytic disinfection of water using titanium dioxide graphene composites. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 261, p. 36-44, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894714008389>>. Acesso em: 16 jan. 2020.

FERREIRA, Luciana S. et al. Proteic sol-gel synthesis, structure and battery-type behavior of Fe-based spinels (MFe₂O₄, M = Cu, Co, Ni). **Advanced Powder Technology**, [s. l.], 2019.

FOTIOU, T. et al. Evaluation of the photocatalytic activity of TiO₂ based catalysts for the degradation and mineralization of cyanobacterial toxins and water off-odor compounds under UV-A, solar and visible light. [s. l.], v. 261, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894714003842>>. Acesso em: 16 jan. 2020.

GANGULY, Priyanka et al. Antimicrobial activity of photocatalysts: Fundamentals, mechanisms, kinetics and recent advances. [s. l.], 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.11.018>>.

GONÇALVES, N. S. et al. Size-strain study of NiO nanoparticles by X-ray powder diffraction line broadening. **Materials Letters**, [s. l.], v. 72, p. 36-38, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.matlet.2011.12.046>>.

GONÇALVES OLIVEIRA, Angélica et al. Decontamination and disinfection of wastewater by photocatalysis under UV/visible light using nano-catalysts based on Ca-doped ZnO. [s. l.], 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.124>>.

HERRMANN, Jean-Marie. Photocatalysis fundamentals revisited to avoid several misconceptions. **Applied Catalysis B: Environmental**, [s. l.], v. 99, n. 3-4, p. 461-468, 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0926337310002110>>. Acesso em: 28 nov. 2019.

JARAMILLO-PÁEZ, C. et al. Photo-induced processes on Nb₂O₅ synthesized by different procedures. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, [s. l.], v. 359, p. 40-52, 2018.

KALAM, Abul et al. Modified solvothermal synthesis of cobalt ferrite (CoFe₂O₄) magnetic nanoparticles photocatalysts for degradation of methylene blue with H₂O₂/visible light. **Results in Physics**, [s. l.], v. 8, p. 1046-1053, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rinp.2018.01.045>>.

KHORSAND ZAK, A. et al. X-ray analysis of ZnO nanoparticles by Williamson-Hall and size-strain plot methods. **Solid State Sciences**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 251-256, 2011.

LIMA DA SILVA, Gilson; FERREIRA DA COSTA BORBA, Bruno. Investigação de contaminantes emergentes em águas “in natura” da ETA de Petrópolis na cidade de Caruaru/PE. In: SEPRONE 2013 - VIII SIMPÓSIO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO DA REGIÃO NORDESTE 2013, **Anais...** [s.l: s.n.].

LIU, Baoshun et al. **Thermodynamic and kinetic analysis of heterogeneous photocatalysis for semiconductor systems** *Physical Chemistry Chemical Physics* Royal Society of Chemistry, , 2014. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?-DOI=c3cp55317e>>. Acesso em: 28 jul. 2020.

MALATO, S. et al. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. **Catalysis Today**, [s. l.], v. 147, n. 1, p. 1-59, 2009.

MANIKANDAN, A. et al. A simple aloe vera plant-extracted microwave and conventional combustion synthesis: Morphological, optical, magnetic and catalytic properties of CoFe₂O₄ nanostructures. **Journal of Molecular Structure**, [s. l.], v. 1076, p. 188–200, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.molstruc.2014.07.054>>.

MARQUES, Fabielle; STUMBO, Alexandre Moura; CANELA, Maria Cristina. Estratégias e materiais utilizados em fotocatalise heterogênea para a geração de

hidrogênio através da fotólise da água. **Química Nova**, [s. l.], 2017. Disponível em: <http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=6563&nomeArquivo=RV20160335.pdf>.

MONTAGNER, Cassiana C.; VIDAL, Cristiane; ACAYABA, Raphael. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, [s. l.], 2017. Disponível em: <http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=6640&nomeArquivo=RV20170146.pdf>.

MONTICONE, S. et al. Quantum size effect in TiO nanoparticles: does it exist? **Applied Surface Science**, [s. l.], v. 162, n. 3, p. 565–570, 2000.

OHTANI, B. Photocatalysis A to Z—What we know and what we do not know in a scientific sense. **Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 157–178, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389556711000037>>. Acesso em: 28 nov. 2019.

ORMAD, M. P. et al. Pesticides removal in the process of drinking water production. **Chemosphere**, [s. l.], v. 71, n. 1, p. 97–106, 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653507012556>>. Acesso em: 2 out. 2020.

PARRINO, Francesco et al. Heterogeneous photocatalysis : guidelines on experimental setup , catalyst characterization , interpretation , and assessment of reactivity Heterogeneous photocatalysis : guidelines on experimental setup , catalyst characterization , interpretation , and. **Catalysis Reviews**, [s. l.], v. 61, n. 2, p. 163–213, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01614940.2018.1546445>>.

PELAEZ, Miguel et al. A review on the visible light active titanium dioxide photocatalysts for environmental applications **Applied Catalysis B: Environmental**, 2012.

PUTRI, Lutfi Kurnianditia et al. Heteroatom doped graphene in photocatalysis: A review. **Applied Surface Science**, [s. l.], v. 358, p. 2–14, 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169433215020012>>.

REGMI, Chhabilal et al. Understanding Mechanism of Photocatalytic Microbial Decontamination of Environmental Wastewater **Frontiers in Chemistry** , 2018. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fchem.2018.00033>>.

REY, A. et al. Influence of structural properties on the activity of WO₃ catalysts for visible light photocatalytic ozonation. **Chemical Engineering Science**, [s. l.],

v. 126, p. 80–90, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0009250914007301>>.

SILVA, Rogério Ferreira. **Avaliação da Presença de Contaminantes Emergentes em Estações de Tratamento de Esgoto do Estado de Pernambuco e sua Degradação por POA**. 2011. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8475>>. Acesso em: 2 out. 2020.

RUEDA-MARQUEZ, Juan José et al. A critical review on application of photocatalysis for toxicity reduction of real wastewaters. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 258, 2020. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620307411>>

Scopus - Analyze search results. [s.d.]. Disponível em: <<https://www-scopus-com.ez139.periodicos.capes.gov.br/term/analyzer.uri?sid=2d126f698fbb-317239d14219cd61c38a&origin=resultslist&src=s&s=%22photocatalysis%22+or+%22photocatalyst%22&sort=plf-f&sdt=a&sot=a&sl=35&count=228918&analyzeResults=Analyze+results&txG>>. Acesso em: 29 jun. 2020.

SENA, Michael Segundo M. S. et al. Synthesis and characterization of cerium molybdate semiconductor nanoparticles. . 2017, p. 492-505.

SIN, Jin Chung et al. Fabrication of novel visible light-driven Nd-doped BiOBr nanosheets with enhanced photocatalytic performance for palm oil mill effluent degradation and Escherichia coli inactivation. **Journal of Physics and Chemistry of Solids**, [s. l.], 2020.

TEIXEIRA, Viviane Gomes; COUTINHO, Fernanda M. B.; GOMES, Ailton S. Principais métodos de caracterização da porosidade de resinas à base de divinilbenzeno. **Química Nova**, [s. l.], v. 24, n. 6, p. 808-818, 2001.

VAIANO, V. et al. Photocatalytic removal of spiramycin from wastewater under visible light with N-doped TiO₂ photocatalysts. [s. l.], v. 261, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894714002290>>. Acesso em: 16 jan. 2020.

VALLEJO, Marta et al. **Overview of the PCDD/Fs degradation potential and formation risk in the application of advanced oxidation processes (AOPs) to wastewater treatment**ChemosphereElsevier Ltd, 2015.

VENIERI, Danae et al. Solar photocatalysis as disinfection technique: Inactivation of Klebsiella pneumoniae in sewage and investigation of changes in antibiotic resistance profile. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 195, p.

140-147, 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716303486>>.

VOLTAN, Paulo Eduardo Nogueira et al. Predição da performance de carvão ativado granular para remoção de herbicidas com ensaios em coluna de escala reduzida. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 241-250, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522016000200241&lng=pt&tlng=pt>.

WANG, Changhua; ZHANG, Xintong; LIU, Yichun. Promotion of multi-electron transfer for enhanced photocatalysis: A review focused on oxygen reduction reaction. **Applied Surface Science**, [s. l.], v. 358, p. 28-45, 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169433215018681>>. Acesso em: 28 nov. 2019.

WOOD, D. L. J. Tauc. Weak Absorption Tails in Amorphous Semiconductors. **Physical Review B**, [s. l.], v. 5, n. 8, p. 3144-3151, 1972.

YANG, Xiaofei et al. Fabrication of P25/Ag₃PO₄/graphene oxide heterostructures for enhanced solar photocatalytic degradation of organic pollutants and bacteria. **Applied Catalysis B: Environmental**, [s. l.], v. 166-167, p. 231-240, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926337314007292>>.

YOU, Junhua et al. A review of visible light-active photocatalysts for water disinfection: Features and prospects. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 373, p. 624-641, 2019. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894719310964>>.

ZENG, Xiangkang et al. Highly dispersed TiO₂ nanocrystals and WO₃ nanorods on reduced graphene oxide: Z-scheme photocatalysis system for accelerated photocatalytic water disinfection. **Applied Catalysis B: Environmental**, [s. l.], v. 218, p. 163-173, 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926337317305982>>.

ZHONG, Quan et al. Adiabatic calorimeter for isochoric specific heat capacity measurements and experimental data of compressed liquid R1234yf. **The Journal of Chemical Thermodynamics**, [s. l.], v. 125, p. 86-92, 2018. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021961418304245>>.

ZHU, Wenyu et al. Facile fabrication of RGO-WO₃ composites for effective visible light photocatalytic degradation of sulfamethoxazole. **Applied Catalysis B: Environmental**, [s. l.], v. 207, p. 93-102, 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926337317301169>>.

CAPÍTULO 8

METODOLOGIA DE ANÁLISE DE DESCRIÇÃO QUANTITATIVA DE FILTROS PARA REMOÇÃO DE IMPUREZAS

Gustavo Marques Calazans Duarte

Marco Antônio Calazans Duarte

Ada Cristina Scudelari

André Luís Calado Araújo

Italla Medeiros Bezerra

INTRODUÇÃO

A filtração é uma operação unitária de separação sólido-líquido e gás-sólido usada mundialmente. Em geral, é o processo final para remoção de impurezas na indústria, dentre elas as estações de tratamento de água. A descrição quantitativa dos filtros é definida a partir de equações matemáticas as quais modelam os mecanismos responsáveis pela retenção de partículas no meio granular. Até o presente, esses modelos têm apresentado pouca acurácia na previsão do comportamento dos filtros e, por isso, devem ser complementados com resultados de pesquisas e ensaios em escala reduzida.

Nos ensaios, são, geralmente, obtidos dados quantitativos a fim de descrever o comportamento do filtro, através do monitoramento das variáveis afluente e efluente. Apoiado em métodos estatísticos, pode-se definir o arranjo ideal para a boa eficiência no tratamento de líquidos e gases.

O objetivo desse capítulo é demonstrar uma metodologia para definição de granulometria ótima visando maximizar eficiência na remoção de impurezas.

FILTRAÇÃO EM SISTEMAS SÓLIDO-LÍQUIDO

Em estações de tratamento de água, o processo de filtração no qual ocorre retenção de partículas sólidas suspensas no fluido durante o fluxo em meio poroso objetiva remoção de microrganismos e substâncias orgânicas e inorgânicas contidas no meio líquido.

Os sólidos removidos do fluido e acumulados nos vazios intergranulares caracterizam a filtração rápida com efeito de profundidade e quando a retenção ocorre preponderantemente na camada superficial do meio filtrante, tem-se a filtração de superfície, característica principal da filtração lenta, embora possa ocorrer em filtros rápidos descendentes de camada única de areia. O pré-condicionamento do fluido por coagulação química é essencial para se obter eficiente remoção de partículas; às vezes, faz-se necessária a adição de polímeros auxiliares de coagulação antes da filtração para garantir efetiva retenção das partículas no meio filtrante (CLEASBY & LOGSDON, 1999).

A eficiência da filtração está diretamente relacionada com o desempenho de processos antecedentes como coagulação (dose e tipo de coagulante, pH de coagulação, tempo e gradiente de mistura rápida).

Outros fatores intervenientes no processo são o nível de controle operacional, tipo de meio filtrante, execução de lavagem e grau de capacitação de operadores, dentre outros. O tipo de material e granulometria do meio filtrante constituem as principais variáveis de projeto que interferem no desempenho de filtros; areia, carvão mineral antracitoso, granada e CAG são os materiais mais empregados para esta finalidade (VAHALA, 2002).

A areia quartzosa é o material mais empregado não só por sua elevada resistência à abrasão e densidade que evita desgaste e perdas durante a lavagem, mas também pelo preço acessível e facilidade de obtenção (RICHTER, 2009).

SITUAÇÃO HÍDRICA DO NORDESTE BRASILEIRO

O Instituto Trata Brasil (2018) lançou relatório: Acesso à água nas regiões Norte e Nordeste do Brasil: desafios e perspectivas e alerta:

No que se refere à gestão, há efeitos negativos sobre a disponibilidade hídrica quando ocorrem os desperdícios e perdas, que no Brasil, segundo dados do SNIS (2015), foi de 36,7% (índice de perdas nas redes de distribuição), ou seja, mais de um terço de toda a água que sai das estações de tratamento se perde antes de chegar às residências. Há ainda os efeitos resultantes das mudanças climáticas sobre o ciclo hidrológico, como por exemplo, maiores períodos sem chuvas

ou com chuvas extremas, que influenciam sobremaneira a qualidade e disponibilidade hídrica de um território, tornando a gestão dos recursos hídricos cada vez mais complexa. No que se refere aos efeitos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos, estudo realizado pela ANA demonstra que os principais impactos identificados nas regiões brasileiras são um potencial intensificação das condições de aridez no centro da região Nordeste, assim como no sul da Amazônia, que passaria de clima tropical úmido para um clima tropical subúmido. Além disso, na região Nordeste, estima-se que as águas subterrâneas devem ter uma redução nas taxas de recarga em 70% até 2050 (ANA, GGES, 2016).

A Figura 1 detalha a disponibilidade hídrica para cada região do Brasil em relação à população dessas.

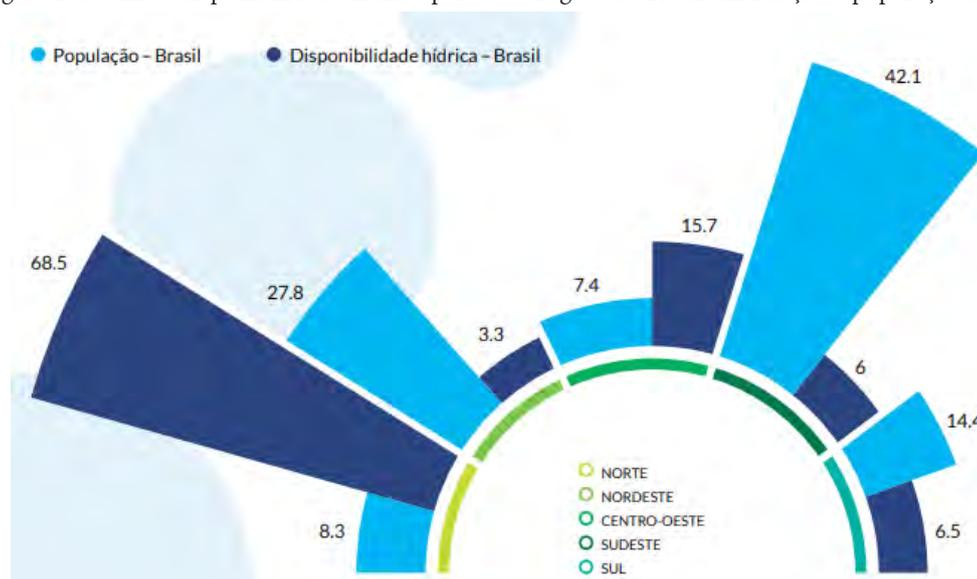


Figura 1 – Disponibilidade hídrica em relação à população por região brasileira
Fonte: Instituto Trata Brasil (2018).

Em relatório publicado pela ANA (2010) também se expõe a fragilidade hídrica da Paraíba, sobretudo da região semiárida.

Compondo do nordeste brasileiro, o Estado da Paraíba possui 223 municípios com uma população de aproximadamente 2,8 milhões. Seu território está localizado integralmente na Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental. A Região Metropolitana de João Pessoa é composta por 13 municípios com uma população que corresponde a 39% da população urbana do Estado.

Das 223 sedes urbanas do Estado, 76% são abastecidas exclusivamente por mananciais superficiais, com predomínio de açudes. Figuram, entre os mais importantes, os açudes das bacias dos rios Piranhas-Açu e Paraíba. Em particular, o açude Coremas-Mãe d'Água, com capacidade de 1,4 mil

hm³, localizado na sub-bacia do rio Piancó, pereniza o rio Piranhas, possibilitando a captação do sistema adutor Coremas-Sabugi, além de outros sistemas. O açude Epitácio Pessoa (com 418 hm³), no rio Paraíba, é o manancial do sistema integrado que abastece a cidade de Campina Grande e do sistema adutor do Cariri.

A Paraíba apresenta pequeno potencial de exploração de água subterrânea, com melhores disponibilidades encontradas apenas no sistema aquífero Pernambuco-Paraíba, localizado na faixa costeira. Apenas 16% das sedes urbanas são supridas exclusivamente por águas subterrâneas e 8%, pelos dois tipos de mananciais (superficial e subterrâneo).

Os serviços de abastecimento de água são prestados em 79% dos municípios pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA. Quanto ao tipo de sistemas, os isolados são responsáveis pelo abastecimento de 132 sedes (59% do total); contudo, a população atendida por sistemas integrados corresponde a aproximadamente 75% do total da população urbana do Estado.

No Estado da Paraíba, há 80 sedes urbanas em condições satisfatórias quanto aos mananciais e sistemas produtores. Para as demais sedes, o planejamento de obras para o horizonte de projeto no ano 2025 resulta em investimentos de R\$ 605 milhões. Prevê-se a adequação/ampliação de sistemas produtores para 44 sedes municipais e o aproveitamento de novos mananciais para 99 municípios, tendo em vista a vulnerabilidade das disponibilidades hídricas. Nesse caso, a solução proposta para 70% dos municípios é a conexão a sistemas integrados (existentes e futuros).

Dos investimentos previstos, 35% referem-se a alternativas que consideram a adoção de novo manancial, destacando-se a proposição de grandes sistemas integrados, como: o Abiaí-Papocas em construção, para atendimento da região de João Pessoa, com investimento de R\$ 115 milhões; e o sistema Cacimba da Várzea, com custos de R\$ 46,7 milhões.

Outros R\$ 335,7 milhões (55% do total) serão destinados a investimentos para conexão a sistemas integrados, podendo ser citados os sistemas integrados Manguape, Araçagi-Ramal Leste e Capivara e a conclusão do Sistema Integrado Congo. A transferência de águas do Projeto de Integração do São Francisco - PISF - para o Estado da Paraíba por intermédio do Eixo Leste proporcionará reforço hídrico de rios e açudes, como por exemplo, dos açudes Epitácio Pessoa (Boqueirão) e Taperoá II, que são utilizados como mananciais de abastecimento. Os municípios a serem beneficiados se localizam nas bacias hidrográficas dos rios Paraíba (sub-bacia do Taperoá e regiões dos alto e médio cursos), Seridó, Jacu, Curimataú e Mamanguape (região do alto curso). A partir do Eixo Norte do PISF, a oferta de água para a Paraíba será viabilizada pelas nascentes do rio Piranhas, a montante do açude Engenheiro Ávidos, beneficiando diretamente as regiões do alto e médio Piranhas. ANA (2010).

Por toda essa situação de baixa disponibilidade hídrica, emerge o interesse pelo aproveitamento dos mananciais subterrâneos e superficiais. Os mananciais superficiais, entretanto, geralmente não apresentam água com qualidade adequada

para consumo humano, necessitando de tratamento para condicionar a água, o qual pode ser através de filtração com filtros de pedregulhos. Os ensaios para definir as características desse filtro podem ser realizados como demonstrados na seção a seguir.

ENSAIOS PILOTO DE FILTRAÇÃO

A fim de obter dados de qualidade do afluente e efluente do filtro e reproduzir as condições operacionais da unidade de filtração, deve ser elaborada uma unidade piloto contendo pelo menos três filtros que possuam descrições quantitativas (altura do leito ou da camada, meio filtrante, granulometria, camada suporte...) diferentes entre si. Para fluxos ascendentes ou descendentes, os filtros podem ser construídos com escala horizontal reduzida e mantida a escala vertical, ou seja, a altura das camadas de filtração de cada filtro deve ser igual a da escala real e as dimensões horizontais podem ser reduzidas para minimização dos custos com os ensaios. Deve-se atentar para que a redução da escala sempre seja na dimensão normal ao fluxo.

A redução de escala na dimensão normal ao fluxo é compensada pela diminuição da vazão afluente, já que utiliza nesse método o conceito de taxa de filtração, entendida pela vazão filtrada dividida pela área superficial do leito filtrante. Reduzindo-se a área superficial, deverá reduzir-se a vazão afluente para manutenção da taxa de filtração. A equação da taxa de filtração pode ser escrita na forma da equação 1:

$$Tx (L^3 L^{-2} T^{-1}) = \frac{\text{Vazão Filtrada } (\frac{L^3}{T})}{\text{Área Superficial } (L^2)} \quad (1)$$

Definidas as impurezas as quais devem ser estudadas, deve-se montar aparato para aquisição de amostras (na instalação piloto), do fluido afluente e do efluente com frequência definida pela vazão filtrada e o risco da falha da filtração. A frequência de amostragem, duração dos ensaios, quantidade dos ensaios e variáveis amostradas variarão caso a caso e deverão ser definidas a partir de métodos de planejamento de experimentos.

De posse dos dados, deve-se proceder com o tratamento dos dados e análise.

ANÁLISE DOS DADOS OBTIDOS NOS ENSAIOS PILOTO

Pode-se usar metodologias estatísticas cientificamente aceitas para analisar os dados adquiridos nas experimentações, dentre os quais, destaca-se a análise de variância (ANOVA).

Essa técnica permite avaliar afirmações sobre as médias dos dados. A análise objetiva, sobretudo, verificar existência de diferença significativa entre as médias e se os fatores analisados têm influência em alguma variável dependente.

Para a correta aplicação da ANOVA, os dados obtidos devem possuir distribuição normal e mesma variância (homocedasticidade).

Lopes, Braco e Soares (2013) fizeram uma revisão de literatura sobre distribuição normal e testes de normalidade, os quais fundamentam essa seção desse capítulo.

A distribuição Normal é uma das mais importantes distribuições de probabilidades da estatística, conhecida também como Distribuição de Gauss ou Gaussiana. Esta foi desenvolvida pelo matemático francês Abraham de Moivre em 1733 (TRIOLA, 2008). É representada por um gráfico simétrico, em forma de sino (Figura 2) e que pode ser descrito pela função densidade de probabilidade (Equação 2). Esta equação é especificada por dois parâmetros: a média populacional, $\mu \in R$, e o desvio padrão populacional, $\sigma > 0$, ou o equivalente à variância populacional, σ^2 . Quando a distribuição dos dados é Normal, a média se encontra no centro da distribuição e esta possui o mesmo valor da mediana e da moda, devido à simetria da curva.

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}, x \in R \quad (2)$$

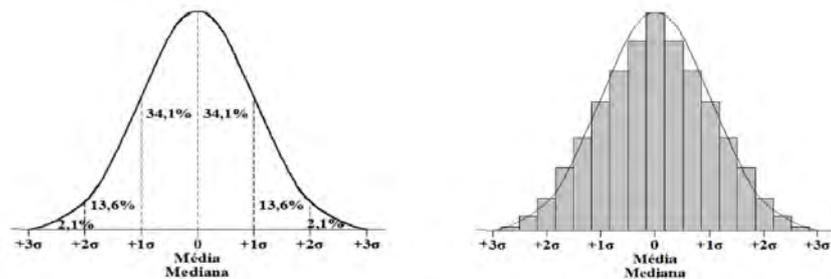


Figura 2 – Modelo de distribuição Normal
Fonte: Lopes, Braco e Soares (2013).

Para a distribuição Normal, a proporção de valores sob a curva é a seguinte: 68,26% dos valores estão dentro de um desvio padrão positivo e negativo de sua média ($\pm 1\sigma$); 95,44% dos valores estão dentro de dois desvios padrão positivos e negativos ($\pm 2\sigma$) de sua média e 99,72% dos valores estão dentro de três desvios padrão positivos e negativos ($\pm 3\sigma$) de sua média. Os valores que estão afastados três desvios padrão acima ou abaixo da média são considerados outliers.

Uma grande quantidade de métodos estatísticos supõe que seus dados provêm de uma distribuição Normal, permitindo que seja utilizada a maioria das técnicas de inferência estatística, por exemplo: a estimação e os testes de hipóteses. Existem disponíveis alguns testes para avaliar se a distribuição de um conjunto de dados adere à distribuição Normal: Anderson-Darling, Cramer-Von Mises, D'Agostino-Pearson, Jarque-Bera, Kolmogorov-Smirnov, e Shapiro-Wilk, além de recursos gráficos, como histograma e normal plot (LEOTTI, 2005; ÖZTUNA et al., 2006). Diversos trabalhos já foram publicados comparando a eficiência destes testes. Leotti et al. (2005) compararam os testes Kolmogorov-Smirnov, Cramer-vonMises, Anderson-Darling e Shapiro-Wilk concluindo que há equivalência entre esses quatro testes para dados Normais. Estes autores consideraram que o teste de Shapiro-Wilk é, aparentemente, o melhor teste de aderência à Normalidade. Este fato também é confirmado pelos autores Cirillo e Ferreira (2003) e Öztuna et al. (2006). Shapiro e Wilk (1965) desenvolveram o teste de Shapiro-Wilk mostrando que esse teste é eficiente para diferentes distribuições e tamanhos de amostras quando comparado aos resultados de outros testes, como o de Kolmogorov-Smirnov, por exemplo.

[...] Os testes K-S e S-W fornecem o parâmetro valor de prova (valor-p, p-value ou significância), que pode ser interpretado como a medida do grau de concordância entre os dados e a hipótese nula (H_0), sendo H_0 correspondente à distribuição Normal. Quanto menor for o valor-p, menor é a consistência entre os dados e a hipótese nula. Então, a regra de decisão adotada para saber se a distribuição é Normal ou não é rejeitar H_0 : (i) se $\text{valor-p} \leq \alpha$, rejeita-se H_0 , ou seja, não se pode admitir que o conjunto de dados em questão tenha distribuição Normal; (ii) se $\text{valor-p} > \alpha$, não se rejeita H_0 , ou seja, a distribuição Normal é uma distribuição possível para o conjunto de dados em questão. (BRACO e SOARES, 2013).

TESTE DE NORMALIDADE

Shapiro-Wilk

O teste de Shapiro-Wilk (1965) é usado para testar a normalidade dos dados com menos de 50 dados. As formas mais rápidas de realizar o teste é por meio da calculadora da Statistics Kingdom ou pelo programa de análise estatística R com o código:

```
#teste do Shapiro-Wilk shapiro.test(y)
```

#saida do R Shapiro-Wilk normality test data: y W = X, p-value = Y.

Quanto maior o p-valor do teste, maiores as chances de não rejeitar a hipótese nula, ou seja, quanto maior o p-valor, mais próximos os dados estão de uma distribuição normal.

Teste de Kolmogorov-Smirnov

Para estudos com mais de 50 dados, deve ser empregado o teste de Kolmogorov-Smirnov.

Segundo Wayne (2000), em estatística, o teste Kolmogorov-Smirnov (também conhecido como teste KS ou teste K-S) é um teste não paramétrico de bondade do ajuste sobre a igualdade de distribuições de probabilidade contínuas e unidimensionais.

A formas mais rápida de realizar o teste KS é usando o software R, com o seguinte código:

```
#teste do Kolmogorov-Smirnov  
ks.test(y,"pnorm",mean(y),sd(y))  
#saida do R One-sample Kolmogorov-Smirnov test data: y  
D = X, p-value = Y alternative hypothesis: two.sided
```

Se os resultados do teste derem valores maiores que 0,05, significa que há grande probabilidade da distribuição ser normal. Caso contrário, pode-se dizer que os dados não seguem distribuição normal.

Teste de homocedasticidade de Levene

O teste de Levene (1960) é um método de estatística inferencial utilizado para aferir a igualdade de variâncias para uma variável calculada.

Para dar celeridade aos cálculos, pode-se usar a calculadora da Statistics Kingdon ou pelo software R, com o código:

```
#teste de levene  
levene(trat, resp, t, r)
```

Nas duas calculadoras mencionadas, o dado de saída é o p-valor. Quanto maior o p-valor, menores são as evidências de se rejeitar a igualdade das variâncias, ou seja, mais chances das variâncias serem estatisticamente iguais.

ANOVA

Com os resultados dos testes de Levene e de Shapiro-Wilk ou Kolmogorov-Smirnov com p-valores acima de 0,05 (considerando esse o nível de significância), podemos realizar o teste da ANOVA para analisar se os filtros geram efluentes estatisticamente distintos e definir o filtro mais adequado para a remoção de impurezas naquelas condições testadas.

A ANOVA, por ser complexa para ser realizada manualmente, pode ser realizada por meio de software, através da geração de gráfico para a realização das análises do resultado. Na seção de estudo de caso desse capítulo, será mostrado como analisar os resultados obtidos na ANOVA.

ESTUDO DE CASO - DEFINIÇÃO DE FILTRO DE PEDREGULHO USADO EM TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Essa seção de estudo de caso foi referenciada do trabalho realizado por Duarte (2018).

A ETA Extremoz foi projetada para operação com vazão de início de plano de 500 L.s⁻¹, atualmente, trata vazão de 700 L.s⁻¹, uma sobrevazão de 30% em relação à vazão de projeto.

O estudo de caso avaliou em instalação piloto as condições operacionais para adequação da ETA Extremoz para a tecnologia de dupla filtração com pré-oxidação, mantendo e aproveitando a estrutura existente da ETA e verificar a tecnologia de tratamento para vazão atual (700 L.s⁻¹) e futura (1000 L.s⁻¹). Para isso, foi necessária a aplicação da metodologia descrita nesse capítulo para a escolha da melhor alternativa do filtro de pedregulho.

Tratou-se de investigação realizada no contexto do projeto de pesquisa intitulado “Caracterização de resíduos líquidos gerados em instalação piloto de dupla filtração e em ETA de ciclo completo em escala real”, financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), tendo como instituição executora o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN) e como parceiras a Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN). Nesse projeto, ainda foram desenvolvidos estudos concomitantes sobre oxidação e adsorção, filtração direta em linha e caracterização das águas de lavagem e descargas de fundo de filtros da IPDF e da ETA em escala real.

Lagoa de Extremoz

A Lagoa de Extremoz situa-se no município de Extremoz (5°42' 20" S, 35° 18' 26" W), 20 km a noroeste de Natal/RN, e de um modo geral, pode-se considerar essa lagoa como medianamente impactada, porém com tendência desse impacto crescer progressivamente, tendo em vista a lagoa estar situada nos limites da região metropolitana de Natal. A Figura 3 mostra a localização da Lagoa de Extremoz bem como a da ETA Extremoz.

Freitas (2017) realizou ensaios de tratabilidade com água da lagoa e obteve características (valores máximos e mínimos) as quais são mostradas na Tabela 1. Esse estudo norteou a dose de coagulante e de oxidante na pré-oxidação utilizados nos ensaios realizados nesta pesquisa.

Tabela 1 – Características da água bruta da Lagoa de Extremoz no período de julho a setembro de 2016 (mínimos-máximos)

Cor aparente (uH)	Turbidez (uNT)	SST (mg/L)	pH
19 - 24	1,28 - 2,37	1,0 – 4,0	7,36 - 7,72

Fonte: Freitas (2017).

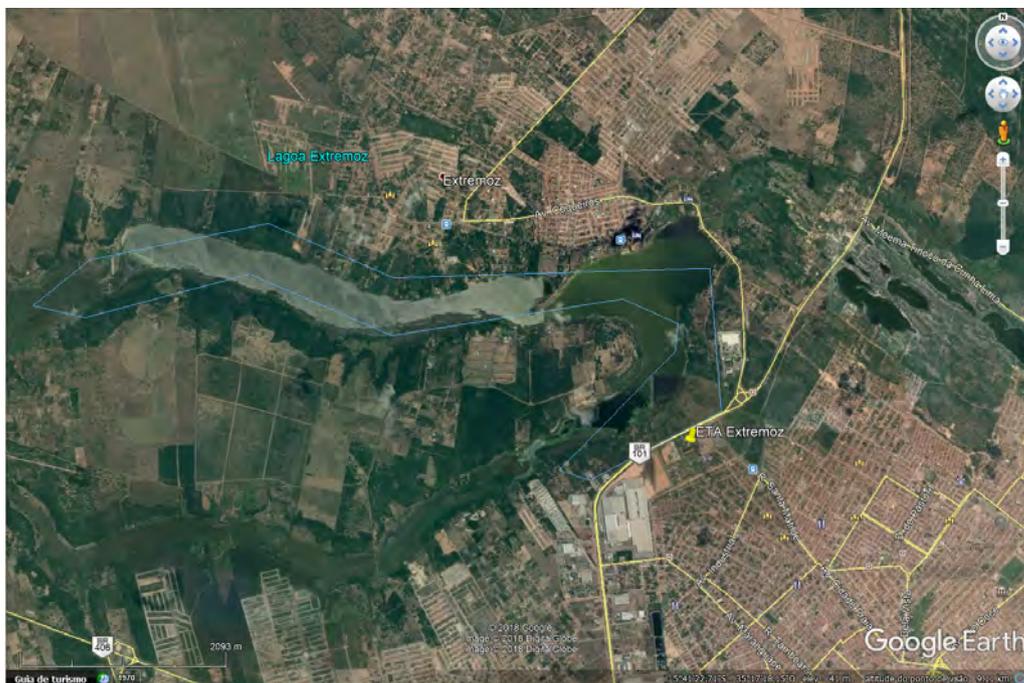


Figura 3 – Localização da ETA Extremoz em relação à Lagoa de Extremoz

Fonte: Google Earth®.

ETA Extremoz

A ETA Extremoz foi projetada para operação com vazão de início de plano igual a $500 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, podendo ser ampliada para até $1.000 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ mediante o aproveitamento hídrico da Lagoa de Extremoz.

Atualmente, a ETA Extremoz trata vazão da ordem de $700 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, isto é, apresenta uma sobrecarga hidráulica em relação à sua vazão nominal de cerca de 30%. A implantação da ETA foi concebida com dois módulos de tratamento, sendo cada módulo dotado de dois floculadores mecanizados com quatro câmaras de floculação em série, seguidas de dois decantadores de fluxo laminar e quatro filtros rápidos por gravidade de fluxo descendente, trabalhando hidráulicamente com taxa declinante. A Figura 4 mostra o fluxograma das operações de tratamento de água da ETA Extremoz.

A Figura 5 é o croqui da ETA Extremoz com as unidades de tratamento de água e de resíduos.

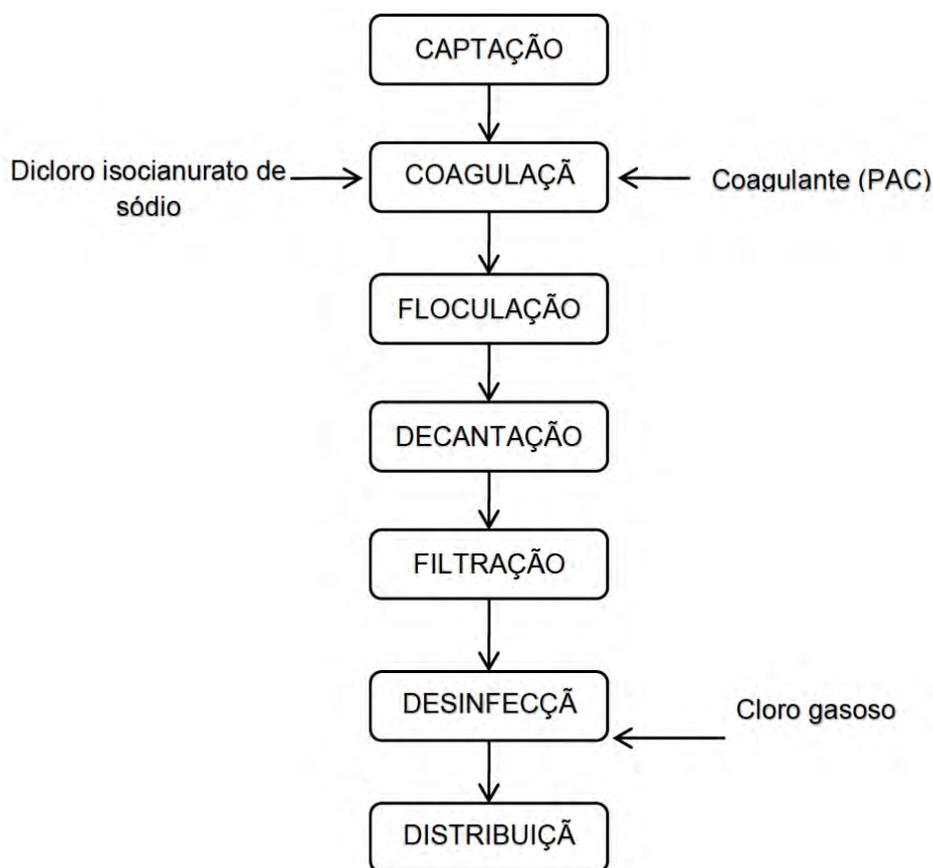


Figura 4 – Fluxograma das operações de tratamento da ETA Extremoz
Fonte: Adaptada de Gerentec (2010).

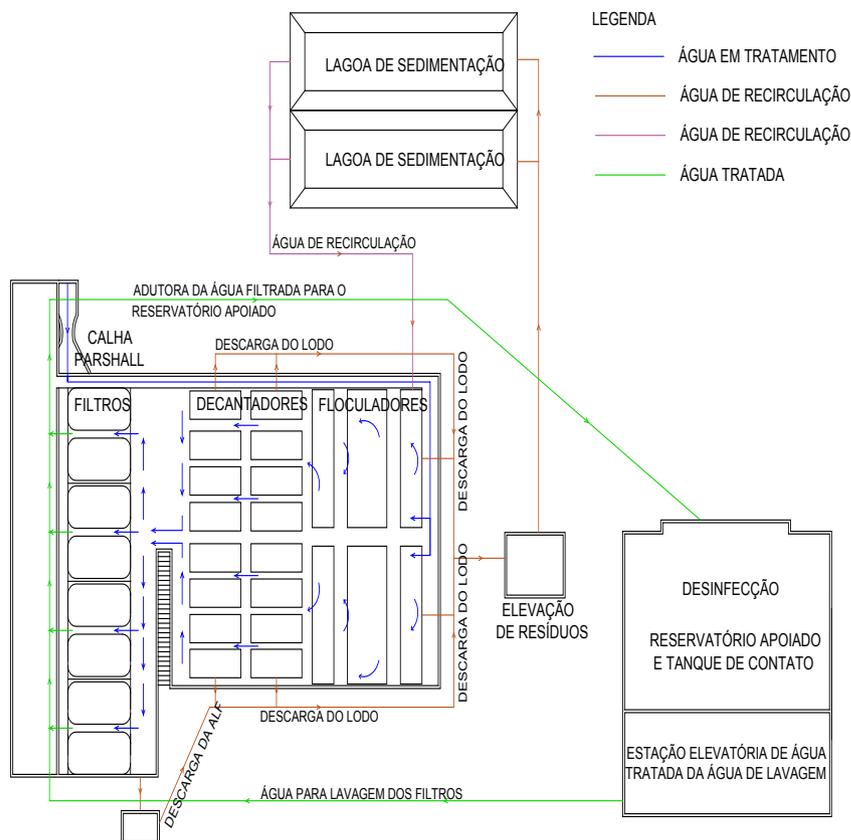


Figura 5 – Croqui da ETA Extremoz
Fonte: Fornecido pela CAERN.

O primeiro módulo de tratamento foi implantado em setembro de 1992 com capacidade hidráulica para 500 L.s^{-1} , tendo sido prevista a implantação do segundo módulo com capacidade também de 500 L.s^{-1} , totalizando vazão nominal de 1.000 L.s^{-1} . A Figura 6 mostra imagem aérea da ETA Extremoz e destaca a área de tratamento em operação e área de implantação do segundo módulo de tratamento. A Figura 6 detalha esse arranjo.



Figura 6 – Posicionamento da ETA Extremoz em relação à área de implantação do segundo módulo de tratamento
Fonte: Adaptada de Gerentec (2010).

Apesar de o projeto optar pela tecnologia de ciclo completo, desde o ano 2000, a ETA Extremoz opera com a tecnologia de filtração direta, devido a água bruta ser de baixa turbidez e de difícil decantação, e as estruturas dos flocculadores e decantadores funcionam como simples caixas de passagem. Nesse cenário, a construção do segundo módulo na tecnologia do ciclo completo não constitui alternativa viável tanto do ponto de vista econômico como do técnico.

A reforma das estruturas atualmente inoperantes para funcionarem como câmaras de pré-oxidação (flocculadores) e filtros ascendentes de pedregulho (FAP) (decantadores) ou seja, adaptando a tecnologia de ciclo completo para dupla filtração para vazão de $1.000 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ é alternativa que resulta em significativa economia financeira e espacial para uma possível ampliação da ETA.

Nota-se que a tecnologia de DF é adequada à qualidade da água bruta, como mostrado na Tabela 2. Apesar do valor máximo recomendado para taxa de filtração ascendente, os estudos, apresentados neste trabalho, mostram bons resultados para taxas em FAP de até 360 m³/m². dia.

Tabela 2 – Parâmetros de qualidade da água bruta, de projeto e operação recomendados para o emprego da tecnologia de dupla filtração

Parâmetros		Dupla filtração
Turbidez (uT)	90% do tempo ≤	100
Cor verdadeira (uH)	90% do tempo ≤	100
Taxa de filtração ascendente (m ³ /m ² .dia)		24 a 144
Taxa de filtração descendente (m ³ /m ² .dia)		200 a 400

Fonte: Adaptada de (DI BERNARDO E ISAAC, 2001).

Caracterização da instalação piloto

A Instalação Piloto de Dupla Filtração - IPDF na qual foram realizados os estudos, foi montada na ETA Extremoz, em área coberta de 110 m², sendo composta por quatro câmaras de pré-oxidação, quatro câmaras de adsorção com carvão ativado pulverizado, quatro FAP, três câmaras de interoxidação, três FDA e três colunas de adsorção com carvão ativado granulado.

A IPDF dispõe de seis bombas dosadoras de diafragma para dosagem de carvão ativado pulverizado, coagulante, polímero auxiliar de coagulação e oxidante. O sistema de dupla filtração além de poder ser operado com diferentes taxas de filtração e granulometrias, possibilita diferentes arranjos de processos de tratamento tais como filtração direta em linha, filtração direta ascendente e dupla filtração. Além disso, permite a introdução das etapas de oxidação (pré ou inter) e adsorção (CAP e CAG). Mais informações e detalhes da IPDF podem ser obtidos em (DUARTE, 2011).

Os FAP têm diâmetros internos de 200 mm e foram construídos em fibra de vidro revestida com resina de poliéster, semitransparente. Para minimizar o efeito de parede no escoamento da água nos filtros foi impregnada na superfície interna dos mesmos uma camada de areia com grãos entre 0,60 e 1,00 mm sobre a resina fresca, conferindo rugosidade equivalente à superfície de concreto sem acabamento, Duarte (2011).

As características granulométricas das camadas filtrantes e suporte dos filtros FAP estão descritas na Tabela 3.

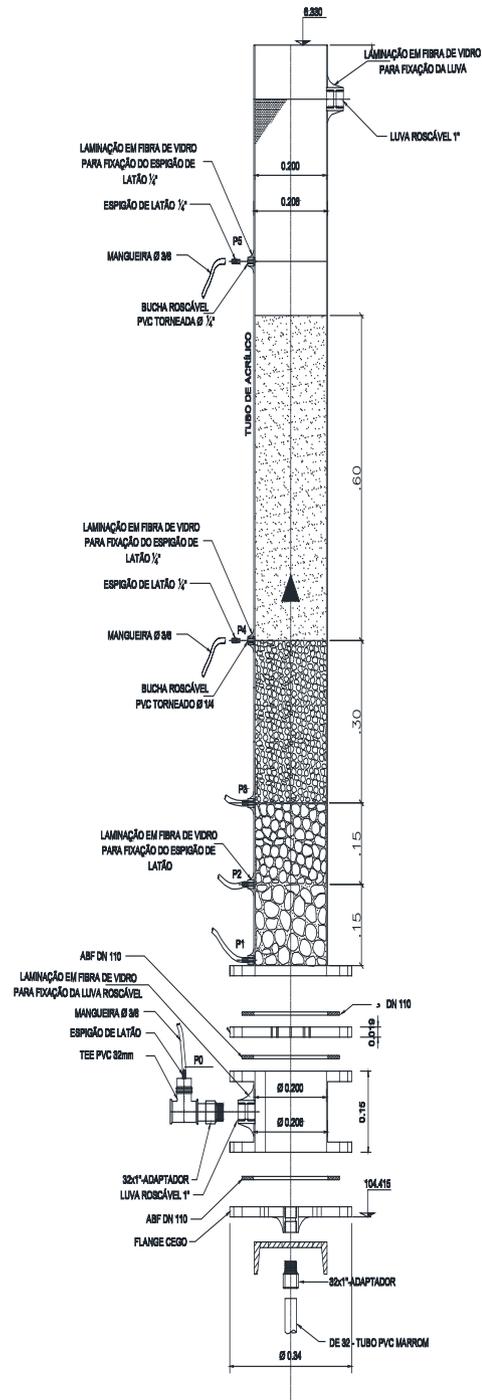
Nos FAP, a altura do leito era de 120 cm, sendo 60 cm de camada suporte e 60 cm de pedregulho estratificado em quatro granulometrias.

Tabela 3 – Características das camadas suporte e filtrantes dos pré-filtros FAP

Filtro	Camada filtrante	Tamanho dos grãos (mm)	Espessura (cm)
FAP 1	1 (fundo/ suporte)	19,0- 25,4	15
	2	12,7- 19,0	15
	3	7,9- 12,7	30
	4 (topo)	4,8- 7,9	60
FAP 2	1 (fundo/ suporte)	19,0- 25,4	15
	2	12,7- 19,0	15
	3	6,4- 12,7	30
	4 (topo)	3,2- 6,4	60
FAP 3	1 (fundo/ suporte)	15,9- 25,4	15
	2	9,6- 15,9	15
	3	4,8- 9,6	30
	4 (topo)	2,4- 4,8	60
FAP 4	1 (fundo/ suporte)	12,7- 19,0	15
	2	6,4- 12,7	15
	3	3,2- 6,4	30
	4 (topo)	2,0-3,2	60

Fonte: Adaptada de Duarte (2011).

Veja o desenho esquemático em vista frontal de um FAP construído e estudado na instalação piloto (Figura 7).



Filtros de fluxo ascendentes de pedregulho (FAP)
 Corte Vertical

esc 1:20

Figura 7 – Desenho esquemático dos filtros ascendentes de pedregulho
 Fonte: Adaptada de Duarte (2011).

A pesquisa consistiu em duas fases, a primeira avaliou o comportamento do tratamento pela tecnologia de DF nas taxas de filtração de 190, 210, 230 e 255 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para os FAP em ensaios em instalação piloto com ensaios com oito horas de duração. A segunda avaliou o comportamento dos filtros em ensaios com duração de vinte e quatro horas e com taxas de filtração de 230 e 255 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Para efeitos didáticos, esse capítulo se ateve à análise do resultado da primeira fase.

Ensaio na instalação piloto

Arranjos e quantidade de ensaios nas fases 1 e 2 (Tabela 4).

Tabela 4 – Características dos ensaios na fase 1 e na fase 2

Fase	Arranjo	Quant. de ensaios
Fase 1: ensaios com 8h de duração	FAP1 + 3 FDA	2 para cada taxa: 32
	FAP2 + 3 FDA	
	FAP3 + 3 FDA	
	FAP4 + 3 FDA	
Fase 2: ensaios com 24h de duração	FAP3 + 3 FDA	2 para cada taxa: 4

Fonte: Duarte (2018).

O coagulante utilizado foi o hidroxiclreto de alumínio (HCA), com dose média de 6 mg/L antes da mistura rápida mecanizada com gradiente de velocidade de 1000 $\text{m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, a rotação do motor foi controlada por inversor de frequência em aproximadamente 430 rpm.

No início do ensaio, os FDA e FAP eram lavados com expansão da altura do meio filtrante em 25% durante 8 minutos, e, durante a lavagem, preparavam-se as soluções de coagulante (HCA – dose de 6 mg/L) e de oxidante para a pré-oxidação (POX) (dicloro isocianurato de sódio – dose de 3 mg/L). A bomba de recalque de água bruta era ligada e ajustava-se a rotação da bomba (CMB_{AB}) para a vazão nominal do ensaio. Assim que ligada a CMB_{AB} , ativava-se a bomba dosadora do oxidante (BD_{POX}). A partir daí, aguardava-se a água pré-oxidada encher as duas câmaras de pré-oxidação que possuíam cerca de 110 L de capacidade cada. Com as câmaras cheias, era ativada a bomba dosadora de coagulante (BD_{COAG}) e ligado o motor da mistura rápida mecanizada.

No momento que a água coagulada preenchia o FAP era considerado o início da pré-filtração. A vazão instantânea afluente do FAP era medida através de rotâmetro de seção variável, sendo controlada a cada hora. A água pré-filtrada fluía até uma

tubulação feita em PVC DN 100mm que distribuía aos três FDA, cuja vazão era controlada por meio de um registro de esfera

As coletas de água filtrada foram efetuadas a cada hora e eram feitas através de torneiras na saída de cada filtro. As amostras eram identificadas e levadas ao laboratório para análises de turbidez, cor aparente, pH e temperatura. Ao final do ensaio, as amostras refrigeradas eram conduzidas ao laboratório de saneamento ambiental do IFRN, onde eram realizadas as análises de cor verdadeira, clorofila a, MON e ABS₂₅₄.

Monitoramento das variáveis no ensaio

O monitoramento da qualidade do efluente tratado foi realizado com frequência horária e com determinação de cor aparente e verdadeira, turbidez e pH, alcalinidade, clorofila a sólidos totais, matéria orgânica natural (MON) e absorvância em 254 nm (ABS₂₅₄), tanto na água bruta (afluente ao filtro) como nos efluentes de cada de FAP.

Os parâmetros físico-químicos e metodologias analíticas utilizadas estão resumidos na Tabela 5. Para efeitos didáticos, essa seção se ateve aos dados de turbidez e cor.

Tabela 5 – Metodologias analíticas para medição de variáveis de controle dos processos de tratamento e caracterização de água bruta

Variável de Controle	Metodologia de análise	Referência
ABS ₂₅₄ nm	Espectrofotometria	APHA, AWWA e WEF (1999)
Alcalinidade	Titulometria potenciométrica	APHA, AWWA e WEF (1999)
Cloro residual	Colorimetria com DPD	APHA, AWWA e WEF (1999)
Clorofila a	Extração a quente com metanol 100%	Jones (1979)
Cor	Fotometria método tristimulus	APHA, AWWA e WEF (1999)
OC/MON	Titulometria (oxidação a quente com KMnO ₄)	ABNT (1990)
pH	Potenciometria (eletrodo combinado)	APHA, AWWA e WEF (1999)
SST	Gravimetria	APHA, AWWA e WEF (1999)
Temperatura	Potenciometria (eletrodo combinado)	APHA, AWWA e WEF (1999)
Turbidez	Nefelometria	APHA, AWWA e WEF (1999)

Fonte: Adaptada de Duarte (2011).

Análises estatísticas dos dados obtidos

Foram calculados, computacionalmente com auxílio do *Statsoft STATISTICA*® e do *Microsoft Excel*®, parâmetros da estatística descritiva, tais como médias, aritmética e geométrica para estimar tendência central, intervalo máximo e mínimo, e mediana como valor central do conjunto de dados.

Para evidenciar a eficácia da tecnologia de tratamento, relações entre as características físicas do meio filtrante, das taxas de filtração e qualidade do efluente foram feitos através da ANOVA, com nível de significância de 5%.

Desempenho dos pré-filtros e características dos efluentes

Na fase 1, com ensaios com duração de 8h, os resultados obtidos foram analisados a fim de definir qual tipo de FAP apresentava melhor eficiência no tratamento da água bruta. Com o auxílio de programas computacional (*Statsoft STATISTICA*® e do *Microsoft Excel*®) e utilizando o procedimento da análise de normalidade K-S, percebeu-se que os dados de cor remanescente dos FAP não apresentaram distribuição normal, por isso, eles não puderam ser analisados por meio da ANOVA. Já a turbidez remanescente apresentou distribuição normal e foi analisada mais detalhadamente, como pode-se perceber nas Figuras 8 e 9. O valor de K-S d foi maior que 0,05 para turbidez e menor para cor.

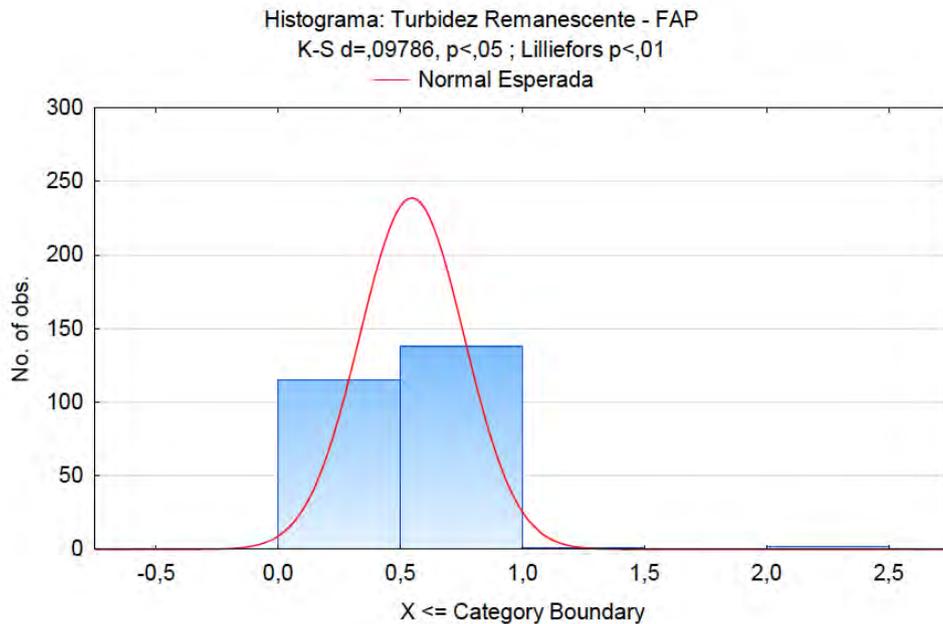


Figura 8 – Teste de normalidade da variável turbidez
Fonte: Autoria própria (2020).

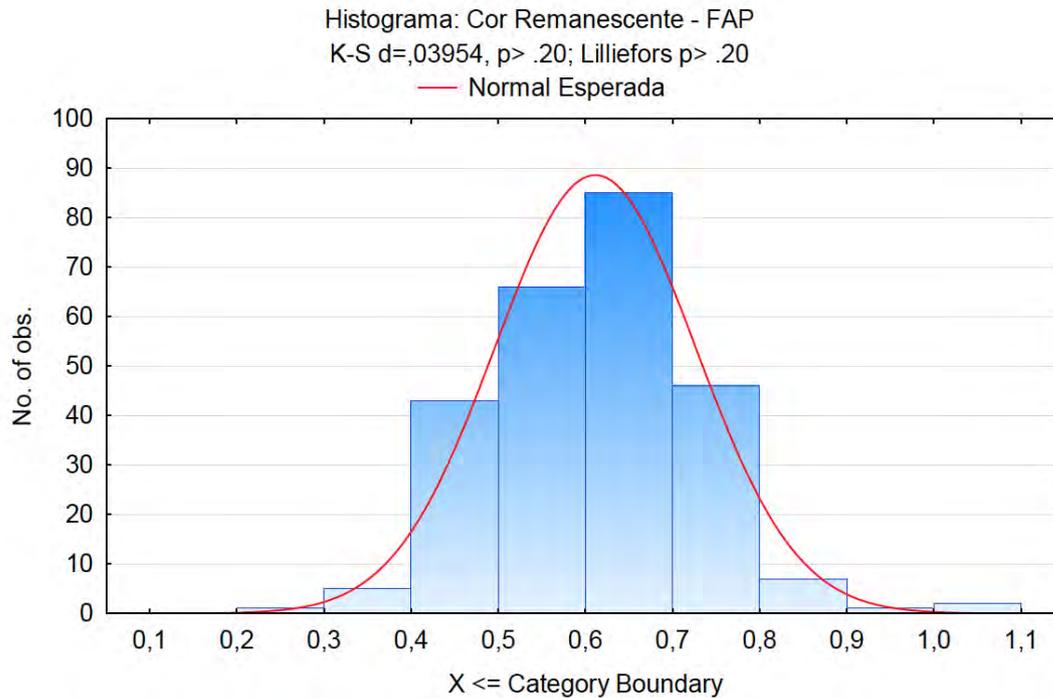


Figura 9 – Teste de normalidade da variável cor
 Fonte: Autoria própria (2020).

Com o resultado de normalidade para a turbidez, realizou-se o teste de Levene para os dados de turbidez remanescente que resultou em p-valor de 0,013 indicando grande probabilidade de as variâncias dos dados serem iguais. Isso é, o teste de ANOVA pode ser realizado.

A partir da confirmação dos testes de normalidade e de Levene, é importante a análise da estatística descritiva dos dados dos filtros estudados. As Figuras 10,11, 12 e 13 apresentam o resumo de estatística descritiva dos dados de remoção de turbidez de cada filtro de pedregulho. É possível perceber que embora a média do FAP4 seja menor dentre os quatro filtros estudados, o que poderia indicar maior eficiência desse filtro em relação aos demais, somente o teste da ANOVA dará a certeza disso. Destaca-se que para o tratamento dos dados feito nesse estudo, quanto menor o valor apresentado pelo FAP, mais eficiente ele foi na remoção da turbidez, visto que a eficiência corresponde à fração entre o valor de turbidez de saída pelo valor de turbidez de entrada do filtro. Logo, quanto menor o valor da turbidez de saída (numerador da fração), menor será o valor resultante da fração, demonstrando maior eficiência do filtro na remoção de turbidez. Em suma, quanto menor a média mostrada nos gráficos a seguir, maior eficiência na remoção de turbidez dos filtros.

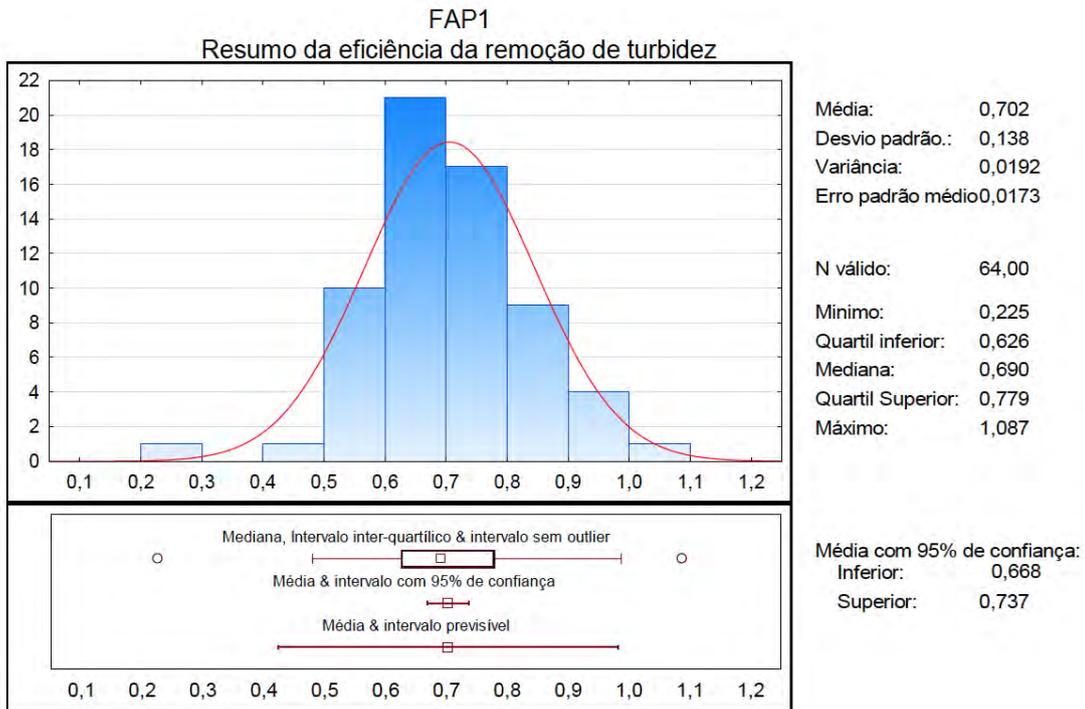


Figura 10 – Resumo da estatística descritiva da remoção de turbidez do FAP1
Fonte: Autoria própria (2020).

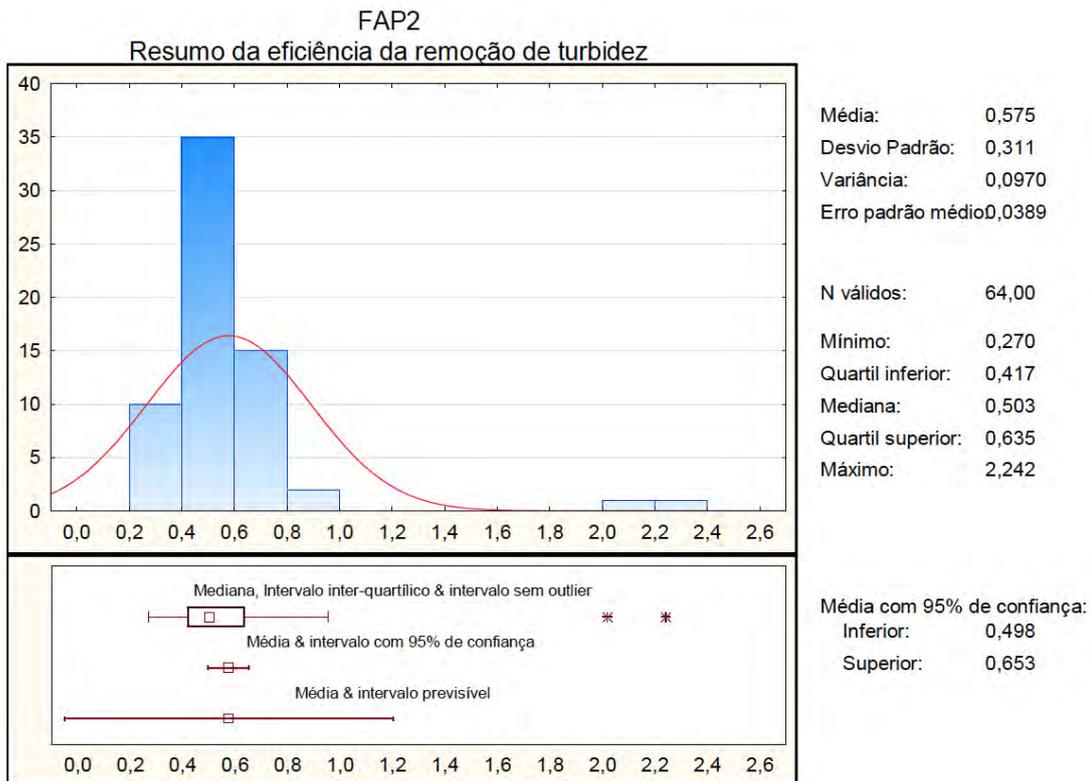


Figura 11 – Resumo da estatística descritiva da remoção de turbidez do FAP2
Fonte: Autoria própria (2020).

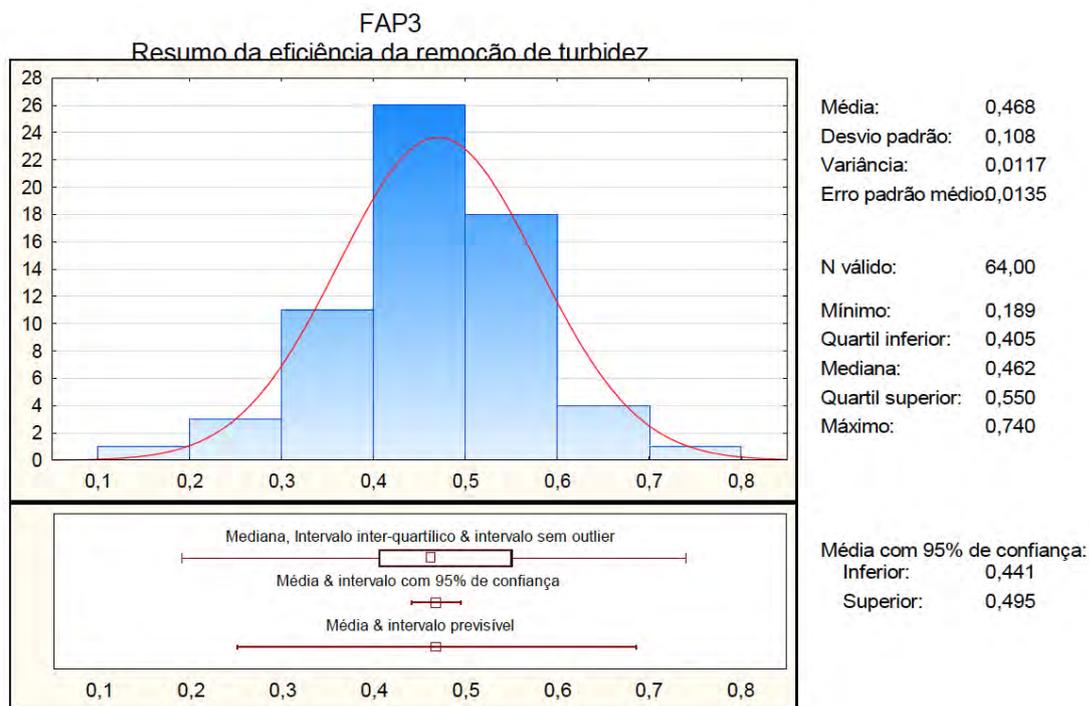


Figura 12 – Resumo da estatística descritiva da remoção de turbidez do FAP3
Fonte: Autoria própria (2020).

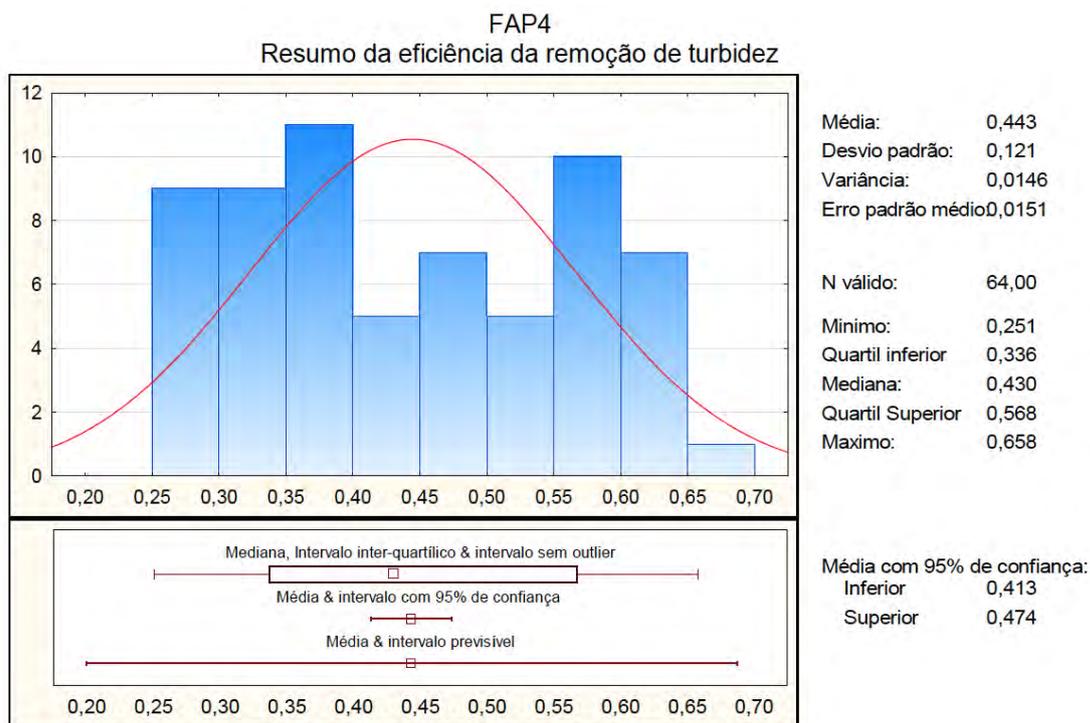


Figura 13 – Resumo da estatística descritiva da remoção de turbidez do FAP4
Fonte: Autoria própria (2020).

Análise de variância (Figura 14) que imprime os FAP e a fração qualidade do efluente pela qualidade do afluente para turbidez ($p=0,0000$). Quanto menor o valor dessa fração implica dizer que mais eficiente é o desempenho do filtro na remoção de turbidez. Nestas condições destacam-se o FAP3 e FAP4.

No gráfico de análise de variância, as barras verticais indicam os intervalos mínimos e máximos com nível de significância de 5%. A hipótese nula (H_0) é de que não existe diferença entre as médias de desempenho com o nível de significância considerado. Como regra prática visual, há equivalência estatística entre a mesma curva quando o limite superior ou inferior de um dado cruza horizontalmente com o dado anterior ou posterior dessa curva, confirmando a hipótese H_0 . Baseado nisso, percebe-se que os valores médios de remoção de turbidez dos FAP3 e FAP4 são próximos.

Diante desses fatores, o que deve ser feito é o estudo mais detalhado para outras faixas de taxas de filtração com os FAP3 e FAP4, definindo a configuração ótima do FAP em relação à remoção das impurezas estudadas. Outra alternativa é a análise do desempenho do conjunto das unidades de tratamento, usando os FAP3 e 4 e reaplicar essa metodologia para análise dos dados do conjunto e definição do melhor arranjo.

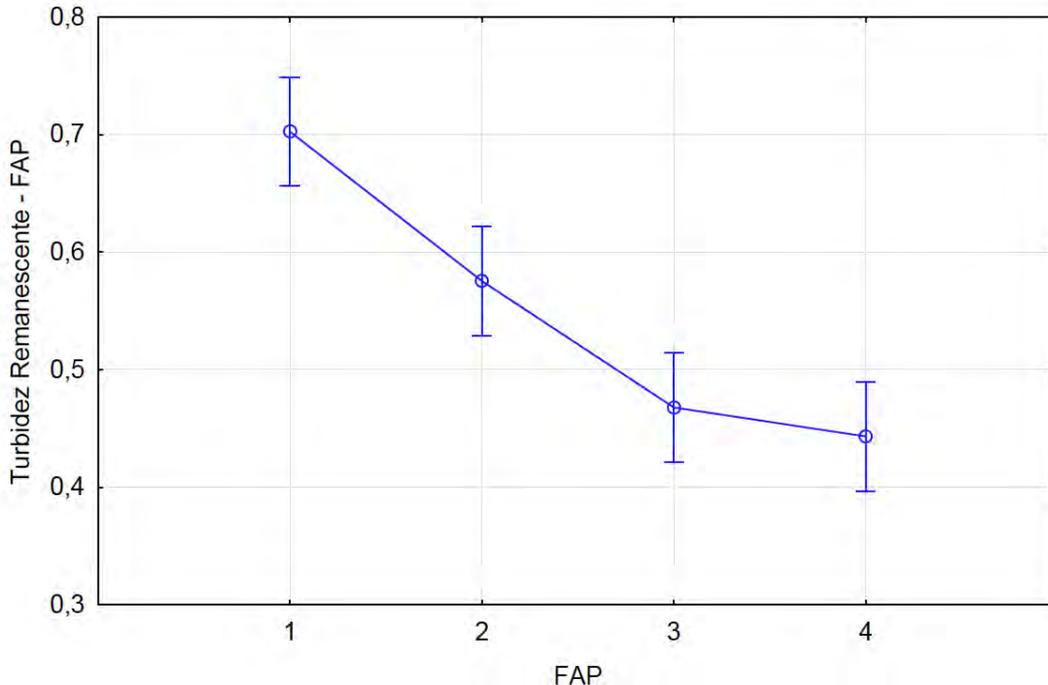


Figura 14 – Influência da granulometria do FAP na eficiência da remoção de turbidez
Fonte: Autoria própria (2020).

CONCLUSÕES

A filtração é um processo físico de separação mundialmente utilizado em sistemas sólido-líquidos ou sólido-gasosos. Comumente utilizada nas diversas vertentes da indústria e dia a dia das pessoas, ela desempenha papel fundamental numa estação de tratamento de água, sendo responsável pela remoção de impurezas.

Modelos matemáticos usados para predição do comportamento de filtros, até o presente, têm apresentado pouca acurácia. Por isso, é importante associá-los a dados bibliográficos e empíricos para definir a melhor configuração para determinada aplicação.

Na fase de estudo dos filtros, são, geralmente, obtidos dados quantitativos a fim de descrever o comportamento do filtro através do monitoramento das variáveis afluente e efluente do filtro. Apoiado em métodos estatísticos, pode-se definir o arranjo ideal para a boa eficiência no tratamento de fluidos.

Para a obtenção de dados de qualidade do afluente e efluente do filtro e reproduzir as condições operacionais da unidade de filtração, a construção de unidade piloto que possua descrições quantitativas (altura do leito ou da camada, meio filtrante, granulometria, camada suporte...) diferentes entre si dos filtros deve ser realizada para a demonstração das condições reais.

Definidas as impurezas as quais devem ser estudadas, deve-se montar aparato para aquisição de amostras, na instalação piloto, do fluido afluente e do efluente com frequência definida pela vazão filtrada e o risco da falha da filtração. A frequência de amostragem, duração dos ensaios, quantidade dos ensaios e variáveis amostradas variarão caso a caso e deverão ser definidas a partir de métodos de planejamento de experimentos.

Deve-se tratar os dados obtidos a fim de aplicar metodologias estatísticas para avaliar a definição da melhor alternativa dentre as estudadas.

No estudo de caso: definição de filtro de pedregulho usado em tratamento de água para consumo humano, o autor definiu empiricamente a configuração do filtro que apresentou maior eficiência dentre uma variedade de arranjos, no tratamento da água. Os ensaios foram realizados em instalação piloto com quatro filtros e pedregulhos com diferentes granulometrias. Foram avaliados vários fatores de qualidade de água, porém, para melhor apresentação nesse capítulo, foi restringida às análises de cor e turbidez.

Os resultados dos diferentes filtros referentes à análise de cor da água, através do teste de normalidade K-S, não apresentaram uma distribuição normal e, portanto, não puderam ser analisados por meio da ANOVA. Os testes de normalidade K-S e homocedasticidade demonstraram que a eficiência na remoção de

turbidez dos filtros apresentou distribuição normal e as variâncias eram as mesmas, estatisticamente.

A partir daí, iniciou-se a análise pela ANOVA, a qual demonstrou que os filtros 3 e 4 apresentaram comportamentos semelhantes estaticamente e foram os melhores dentre os quatro estudados, uma vez que apresentou menor fração da remoção de turbidez.

Diante da semelhança no comportamento dos filtros 3 e 4, confirmada estatisticamente, recomenda-se uma análise complementar desses filtros em condições diferentes de ensaios piloto e a reaplicação do método de análise estatística, afim de definir o filtro de melhor desempenho para efluente, taxa e remoção de impurezas desejadas.

Por fim, o método estatístico empregado neste estudo de caso demonstrou-se uma boa alternativa para a redução dos esforços no projeto e detalhamento de filtros destinados às estações de tratamento de água.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Atlas Brasil: **Abastecimento Urbano de água: 2010**. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%202%20-%20Resultados%20por%20Estado.pdf>>.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (APHA; AWWA; WEF). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. Washington: APHA, 1988.

CLEASBY, J. L., LOGSDON, G. S. Granular bed and precoat filtration. In: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. LETTERMAN, R. D. (technical ed.) *Water quality and treatment. A handbook of community water supplies*. Estados Unidos da América: McGraw Hill, 1999.

DI BERNARDO, L.; ISAAC R. L. *Upflow direct filtration – a review*. In: International Conference on Advances in Rapid Granular Filtration In Water and Wastewater Treatment. London. Anais. UK., 2001.

DUARTE, G. M. C. **Simulação em instalação piloto da adequação de ETA convencional para dupla filtração**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2018.

DUARTE, M. A. C. **Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração.** Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

FREITAS, D. **Efeitos da recirculação de água de lavagem de filtros em um sistema de filtração direta em escala de bancada.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/RN, 2017.

Instituto Trata Brasil. **Acesso à água nas regiões Norte e Nordeste do Brasil: desafios e perspectivas.** Disponível em: <http://tratabrasil.org.br/images/estudos/acesso-agua/tratabrasil_relatorio_v3_A.pdf> Acesso em 28 set. 2020.

LEVENE, H. *Robust tests for equality of variances.* in: Olkin, i.; ghurye, s.g.; hoeffding, w.; madow, w.g.; mann, h.b. (eds.). *Contribution to Probability and Statistics.* Stanford, CA: Stanford University Press, pages 278-292, 1960.

LOPES, M. M.; BRANCO, V. T. F. C., SOARES, J. B., Utilização dos testes estatísticos de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk para verificação da normalidade para materiais de pavimentação. **Revista Transportes.** 2013.

RICHTER, C. A. (2009). *Água: Métodos e tecnologia de tratamento.* São Paulo: Editora Blucher, 2009.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. *An analysis of variance test for normality (complete sample).* *Biometrika*, Great Britain, v. 52, n. 3, p. 591-611, 1965.

STEPHENS, M. A. *EDF Statistics for Goodness of Fit and Some Comparisons.* *Journal of the American Statistical Association.* 69 (347): 730-737. ISSN 0162-1459. doi:10.2307/2286009. 1974.

VAHALA, R.. *Two-step granular activated carbon filtration in drinking water treatment.* 81 p. [Doctoral thesis. Department of Civil Environmental Engineering. Helsinki University of Technology (Espoo, Finland), 2002.

WAYNE, D. W., *Applied Nonparametric Statistics.* [S.l.]: Duxbury, 2000.

CAPÍTULO 9

DIMENSIONAMENTO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA NO SEMIÁRIDO POTIGUAR

Ana Beatriz Alves de Araújo

Rafael Oliveira Batista

Fabiana Xavier Costa

Francisco de Oliveira Mesquita

INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são empregados em todo o mundo com diversas finalidades, entre as quais se sobressaem o fornecimento de água, a geração de energia, a irrigação, a navegação e a aquicultura. A água é um elemento essencial a todos os organismos vivos. No entanto, nas últimas décadas, esse valioso recurso vem sendo ameaçado pelas ações impróprias do homem, o que acaba resultando em prejuízo para a própria humanidade.

A água é um recurso natural fundamental para a vida, sendo indispensável em praticamente todas as atividades humanas. O crescimento demográfico urbano e o aumento do consumo “per capita” nas cidades têm demandado cada vez mais quantidades de água tratada para o abastecimento público. A gestão responsável da água é fundamental para o desenvolvimento sustentável.

Nesse contexto, observa-se uma crescente importância do tema reúso da água no contexto das construções sustentáveis. A busca por soluções tecnológicas que visam a um melhor aproveitamento dos recursos naturais, maior conforto e economia nas construções, não para de aumentar, objetivando sempre atingir o mínimo impacto e a máxima integração com o ambiente. Em especial, a preocupação com o aumento da demanda por água tratada tem feito com que o reúso da água ganhe a cada dia maior destaque no cenário mundial.

Atualmente, o aumento da demanda e a diminuição da oferta de água com qualidade são um dos problemas que vêm atingindo, principalmente, as grandes populações urbanas. O aumento da poluição dos mananciais e o crescimento populacional desordenado são alguns dos itens que contribuem para esse panorama.

Assim, aparece a necessidade de estímulos a práticas, programas e políticas que auxiliem na conservação da água. A promoção de atividades conservacionistas como o desenvolvimento de fontes alternativas para abastecimento de água, o reúso da água, a recarga artificial de aquíferos, o aproveitamento de águas pluviais, entre outros, são algumas alternativas.

O aproveitamento de águas residuárias domésticas constitui-se em um elemento estratégico e é uma importante ferramenta na gestão integrada dos recursos hídricos, uma vez que permite uma redução na demanda por água de boa qualidade, elevando o volume de oferta e suprindo com eficiência as demandas do setor já que além do potencial hídrico, também oferece o aporte nutricional; diminuindo também o lançamento de efluentes em corpos receptores (ALVES et al., 2009; REBOUÇAS et al., 2010).

Assim, reúso de água na agricultura pode ser observado em diversos países, em que a sua utilização proporciona um ganho econômico e ambiental, através da redução da água de qualidade superior e insumos agrícolas como fertilizantes. Entretanto, é preciso ter atenção, pois as águas residuárias domésticas possuem microrganismos patogênicos que devem ser inativados antes da sua disposição final no solo (QUELUZ et al., 2015).

Sendo assim, apesar dos benefícios gerados, o reúso de água deve ser realizado de maneira a garantir o estabelecimento dos padrões de qualidade da água de acordo com a legislação vigente, principalmente, no que diz respeito ao seu aspecto microbiológico, para cada tipo de cultura, visto que é um dos principais entraves na aceitação por parte da população de produtos que foram produzidos utilizando águas residuárias tratadas.

Diante do exposto, quanto ao reúso de águas, existe a possibilidade de utilização das águas residuárias sanitárias tratadas. Dentro dessa perspectiva, enquadra-se esse trabalho, que apresentará o dimensionamento de sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária no campus da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), localizada em Mossoró, no estado do Rio Grande do Norte (RN).

SITUAÇÃO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

O semiárido brasileiro se estende por oito estados da Região Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe) mais o norte de Minas Gerais, cobrindo uma área próxima a 900.000 km² (cerca de 10% do território brasileiro), conforme a Figura 1. Está localizada principalmente no interior e inclui 1048 municípios, abrigando mais de 23 milhões de pessoas (BRASIL, 2010).



Figura 1- Abrangência do semiárido brasileiro
Fonte: INSA (2014).

Segundo os dados populacionais, a grande maioria (93,39%) dos 1.148 municípios do semiárido brasileiro é considerada de pequeno porte, seguida de 5,02% médio e 1,59% de grande porte, com contingentes populacionais variando entre 0 a 50.000, 50.001 a 100.000 e 100.001 a 900.000 habitantes, respectivamente. Os municípios de pequeno porte residem 65,23% da população total do semiárido, enquanto os de médio porte 16,48% e nos grandes, 18,30% (BRASIL, 2014).

A região semiárida apresentou, em 60,1% de seus municípios, onde reside uma população de 9.230.056 habitantes, um Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) oscilando de muito baixo (0 - 0,499) abaixo (0,500 - 0,599). Em 39,2% dos municípios, com população total de 11.691.044 habitantes, o IDHM é considerado médio (0,600 - 0,699) ao passo em que apenas 0,7% dos municípios, que abriga um contingente populacional de 1.677.218 habitantes, apresenta IDHM alto (0,700 - 0,799) (INSA, 2014).

Os cinco municípios do semiárido que apresentam numericamente os maiores índices de desenvolvimento humano, em ordem decrescente, são Mossoró-RN (0,720), Campina Grande-PB (0,720), Sobral-CE (0,714), Crato-CE (0,713) e Feira de Santana-BA (0,712). Por outro lado, os municípios de Betânia do Piauí-PI (0,489), Manari-BA (0,487), Itapicuru-BA (0,486), São Francisco de Assis do Piauí-PI (0,485) e Inhapi-AL (0,484) são os que apresentam os IDHM numericamente mais baixos (INSA, 2014).

Seguindo a definição oficial da região semiárida dada pelo Ministério da Integração Nacional, um município faz parte da região semiárida se satisfizer uma das três características climáticas (SUDENE, 2017): (i) está dentro dos limites das isoietas abaixo 800 mm, isto é, as linhas num mapa juntando pontos de precipitação média histórica abaixo de 800 mm (registos anuais de precipitação de 1961 a 1990); (ii) tem um índice *Thornthwaite* médio abaixo de 0,50 (este indicador combina índices de umidade e aridez para determinar a umidade de uma área regime); e (iii) tem um índice de risco de seca acima de 60% (o índice é definido como a parcela de dias em déficit hídrico, que representa precipitação diária e evapotranspiração, também calculada com dados de 1961 a 1990 (ROCHA & SOARES, 2015).

O semiárido nordestino é a região, que possui uma rede muito pobre de rios, com um volume escoamento fraco. Resultado esse da variabilidade da chuva ao longo do tempo e da composição do solo, que é na maior parte superficial e formado a partir de rochas cristalinas. Esta formação leva a pouco acúmulo de água e baixa troca entre rios e solo adjacente, resultando em uma densa rede de rios intermitentes. Além disso, os poços de água subterrânea têm tipicamente baixo fluxo e fornecem água de alta salinidade (CIRILO, 2008).

Regiões áridas e semiáridas abrangem 54% do mundo de áreas agrícolas em desenvolvimento e um terço da sua população é rural. Atualmente, próximo de 1 bilhão de pessoas vivem em áreas de penúria no planeta, que são regiões caracterizadas por um estresse hídrico recorrente. Uma grande fração desta população tem acesso inadequado ao abastecimento de água e melhores instalações de saneamento. Para essa população, coletar água para consumo, higiene e produção agrícola é uma tarefa diária que exige energia e recursos. Falta de acesso adequado à água também aumenta a suscetibilidade a desequilíbrios climáticos, associados as

precipitações irregulares. Onde essa inconstância climática pode ser sérias consequências para saúde pública local (ROCHA & SOARES, 2015).

Notoriamente, a escassez de água pode reduzir a produção agrícola e a ingestão de nutrientes através de uma má alimentação, resultando em um impacto à saúde, levando diretamente ao aumento da incidência de doenças infecciosas, como a diarreia, afetando particularmente os jovens, crianças e mulheres grávidas (OMS, 2010, 2012).

No semiárido brasileiro, apenas 243 sedes municipais possuem sistema de coleta de esgoto sanitário; contudo, a existência deste serviço não constitui garantia de atendimento a toda a população urbana dessas sedes, visto que somente 43,7% desta população são efetivamente atendidas (INSA, 2014).

Analisando a abrangência estadual do sistema de coleta de esgoto sanitário, constatou-se que nos semiáridos cearense (45,3%), mineiro (41,2%) e potiguar (27,2%) os percentuais de sedes atendidas são superiores à do semiárido (21,4%), enquanto os demais Estados ficam bem abaixo, como é o caso do semiárido piauiense, que apresentou apenas 3,9% das sedes beneficiadas. Quanto ao tipo de rede coletora de esgoto nas sedes do semiárido brasileiro, evidenciou-se predomínio da rede separadora convencional (48,2% das sedes) – que capta e transporta, exclusivamente, esgoto sanitário ou água pluvial (INSA, 2014).

SITUAÇÃO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE MOSSORÓ

Mossoró situa-se na mesorregião do oeste potiguar e é o maior município do estado do Rio Grande do Norte em extensão territorial, ocupando uma área de 2.099,33 km². Mossoró é o segundo município mais populoso do Rio Grande do Norte, ficando atrás apenas da capital Natal, apresentando uma população de 259.815 habitantes, correspondente a 8% da população do Estado, sendo 91,3% residentes da zona urbana e 8,7% da zona rural (IBGE, 2010).

Entre 2000 e 2010, a população de Mossoró cresceu a uma taxa média anual de 1,97%, enquanto no Brasil foi de 1,17%, no mesmo período. Nesta década, a taxa de urbanização do município passou de 93,10% para 91,31% (ATLAS BRASIL, 2013). Ao total, em quase 20 anos, a população de Mossoró cresceu, aproximadamente, 26%.

Segundo o IBGE (2010), do total de domicílios existentes no município (urbano e rural), 556 não possuíam banheiro ou sanitário (0,8%). Já entre os 73.365 domicílios que os possuíam, apenas 29.147 tinham esgotamento sanitário feito a partir da rede geral de esgotos ou pluvial (39,7%), 18.466 domicílios utilizavam fossas sépticas (25,2%) e 23.956 domicílios faziam o uso de fossas rudimentares 32,7% (FREITAS et al., 2017).

A prestação dos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário em Mossoró é concedida à Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN), através do Contrato de Concessão nº 001/2005, de 14 de julho de 2005.

De acordo com Freitas, Rocha e Alves (2017), a ampliação do número de ligações no esgotamento sanitário de Mossoró vem ocorrendo gradativamente desde a implantação do primeiro sistema de esgotamento sanitário do Município. A evolução anual do número de ligações ativas no sistema de esgotamento foi significativa, partindo do valor de 8.690 em 2001 e alcançando 26.600 ligações em 2013, representando uma evolução de 306% ao longo de 12 anos, graças aos investimentos realizados pela CAERN e pela Prefeitura Municipal.

Em relação ao número de economias de esgoto, observa-se que, em 2013, ocorreu um índice de 1,30 economias/ligação, evidenciando que a ocupação em Mossoró ainda é predominantemente horizontal, estando crescendo nos últimos anos a criação de edifícios de apartamentos. Das 41.340 economias de esgoto cadastradas no ano de 2015, tinha-se que 40.324 se encontravam ativas. Estas eram distribuídas da seguinte forma: 36.254 eram economias residenciais, 3.636 comerciais, 115 economias industriais e 319 economias públicas ativas (MOSSORÓ, 2016).

O município de Mossoró possui atualmente 211,22 km de rede implantada na zona urbana. A evolução anual da implantação de rede coletora também foi significativa, partindo de 87.000 m em 2001 e alcançando 211.220 m de rede em 2013, representando uma evolução de 243% ao longo de 12 anos. A maior parte da rede coletora executada em Mossoró é do tipo convencional, ou seja, as unidades de coleta passam na rua e as caixas de inspeção são executadas em local de fácil acesso. Além do sistema convencional, existe também o sistema condominial, em que a coleta é concentrada em cada quadra urbana, que passa a ser vista como um condomínio, o que resulta em menores custos e facilidades de execução. Apesar disso, são encontradas algumas dificuldades na operação do sistema condominial, devido à falta de interesse da população ou ocorrência de problemas entre vizinhos (PEIXOTO et al., 2018).

Existem em Mossoró três Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), em funcionamento atualmente: Cajazeiras, Passagem de Pedras e Conjunto Vingt-Rosado. Estas ETEs contemplam tecnologias e equipamentos que tratam os esgotos coletados para que os efluentes atendam os padrões de lançamento (CONAMA 430 e CONAMA 357) e possam ser lançados nos corpos receptores. Todas apresentam sua estrutura em concreto. Na ETE Cajazeiras, o tipo de tratamento utilizado é o sistema de lagoas facultativas seguido por duas lagoas de maturação, sendo que existem 4 unidades operando em paralelo. A ETE Passagem de Pedras possui tratamento preliminar através de gradeamento, desarenação e medidor de vazão (calha

Parshall), e o tratamento biológico é feito por meio do sistema de lagoa facultativa seguido por duas lagoas de maturação, operando duas unidades em paralelo. A estação de tratamento do conjunto Vingt-Rosado é a mais precária de todas. Trata os esgotos somente do conjunto Vingt-Rosado, por gravidade, sem a necessidade de estações elevatórias. A ETE é composta por uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação, e está situada em área urbana (FREITAS et al., 2017).

PROBLEMAS AMBIENTAIS E DE SAÚDE PÚBLICA ACARRETADOS PELO ESGOTAMENTO SANITÁRIO INADEQUADO

O tema do abastecimento de água está diretamente relacionado com o tema do esgotamento sanitário. Dentro do ciclo de abastecimento de água para o consumo humano há que se considerar o destino da água e dos dejetos, a fim de não contaminar as fontes de captação e de não incorrer num círculo vicioso responsável por muitas doenças, mortes precoces e outras consequências à saúde (IRIARTE & PRADO, 2009).

O saneamento ambiental abrange os serviços de abastecimento de água, de esgotamento sanitário (coleta e tratamento), de manejo de resíduos sólidos (lixos) urbanos (coleta e disposição) e de águas pluviais urbanas. Esses serviços podem ser considerados como essenciais, uma vez que geram externalidades sobre o meio ambiente, a saúde pública e, conseqüentemente, sobre o desenvolvimento econômico sustentável (SAIANI et al., 2013).

As ações sanitárias integrantes do saneamento ambiental e aquelas de cunho socioeconômico visam alcançar a salubridade ambiental desejável, que proporciona o controle de doenças transmissíveis, com a finalidade de assegurar condições de saúde aos indivíduos residentes nas zonas urbana e rural. Isso se agrava uma vez que a ocupação de áreas urbanas, no Brasil, apresenta contrastes, como uma parcela significativa da população é carente de serviços de saneamento básico e estrutura mínima para uma vida saudável (RIBEIRO et al., 2011).

A carência de medidas de saneamento contribui para a proliferação de várias doenças. E atualmente a maioria dos municípios brasileiros apresentam grandes deficiências na área de saneamento (MACIEL et al. 2015).

A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) confirma o conceito e acrescenta mais um elemento, o controle de vetores de doenças. Por sua vez, o significado de salubridade ambiental é dado como o estado de hígidez em que vive a população humana (urbana e rural) tanto no que se alude a sua capacidade de diminuir, prevenir ou impedir o acontecimento de endemias ou epidemias veiculadas pelos agentes do meio ambiente como ao seu potencial de promover o aperfeiçoamento de condições favoráveis ao pleno gozo da saúde e do bem-estar (BRASIL, 2015).

Nestes últimos anos, as principais normas que regulam o setor de saneamento estão representadas pela Lei 11.445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, e pela Lei 9.433/1997, referente à Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Verificam-se nestas leis algumas exigências para garantir a sustentabilidade dos investimentos em saneamento, existindo ainda uma predominância de conceitos preventivistas e omissões discursivas, além de visões ambíguas dentro de uma mesma legislação (LEONET et al., 2011).

A lei no 11.445 aborda as especificidades de cada um dos serviços de saneamento, tal como definidos em lei: abastecimento de água; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. Entretanto o faz sob a perspectiva da integralidade aplicada ao saneamento básico e à integração desses serviços com outras políticas públicas que se relacionam mais diretamente com o seu campo de intervenção (BRASIL, 2009).

Estas doenças representam uma das principais causas da morbimortalidade em crianças menores de cinco anos em regiões com baixo desenvolvimento humano. Atualmente, observa-se a redução expressiva da mortalidade infantil no Brasil, mas não se observa o mesmo com a morbidade, representando um sério problema de saúde pública, pois demonstra inadequação nas ações de controle e/ou manutenção de seus determinantes, muito relacionada com as desigualdades de condições de vida (TORRES, 2011). As ações de saneamento básico promovem a melhoria da qualidade de vida da população, refletindo positivamente na saúde pública com redução da mortalidade infantil, além da redução de doenças diarreicas, parasitárias e doenças de pele.

A Organização Mundial de Saúde (OMS) refere-se ao saneamento básico em situação precária como um grande problema à saúde humana. A ausência de saneamento básico ainda é muito associada à pobreza, atingindo principalmente a população de baixa renda, também mais vulnerável devido à subnutrição e, muitas vezes, pela falta de higiene adequada. As doenças pertinentes a sistemas de água e esgoto inadequados e as deficiências com a higiene causam a morte de 2 milhões de pessoas todos os anos, com maior ocorrência nos países de baixa renda, ou seja, países com Produto Interno Bruto (PIB) per capita inferior a US\$ 825,00 (SIQUEIRA et al., 2017).

Estima-se que 88% das mortes por diarreias no mundo são causadas pelo saneamento inadequado. Destas mortes, aproximadamente 84% são de crianças, segundo a UNICEF/WHO (2009), sendo a segunda maior causa de mortes em crianças menores de cinco anos de idade. Estima-se que 1,5 milhões de crianças nesta idade morram a cada ano vítimas de doenças diarreicas, sobretudo em países em desenvolvimento. Nos países de clima quente, as diarreias ocorrem mais durante a estação chuvosa, e tanto as inundações quanto as secas aumentam o risco

de ocorrência de doenças como a cólera, giardíase, infecção por diversos microrganismos patogênicos, que causam diarreia. No Brasil, as doenças de transmissão fecal-oral, especialmente as diarreias, são relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (IBGE, 2010).

Os efeitos das transformações nas condições de abastecimento de água e sistemas de coleta e tratamento de esgoto já foram experimentados nas regiões mais desenvolvidas, provocando uma transformação no perfil de doenças de sua população, funcionando como importante fator de proteção à saúde. Silva (2010) destaca que a interface do saneamento, ambiente e saúde pública vai além dos conceitos interativos entre si, mas, sobretudo porque a visão ‘trifacetada’ destes elementos permite uma interpretação ampla, crítica e reflexiva para a construção dos saberes envolvidos. Para tanto, o ambiente saneado, ou seja, o ambiente saudável e habitável configura o principal condicionante para a sustentabilidade, cujos reflexos são visualizados no perfil de morbimortalidade das comunidades. A compreensão de todos os determinantes relacionados à interação saúde e ambiente, além da ação conjunta das vigilâncias para a detecção de riscos e prevenção de perigos, é passo imprescindível para a qualidade de vida da população.

Silva (2010) ainda afirma que a oferta do saneamento associa sistemas constituídos por uma infraestrutura física e uma estrutura educacional, legal e institucional, que abrange os seguintes serviços: abastecimento de água às populações, com a qualidade compatível com a proteção de sua saúde e em quantidade suficiente para a garantia de condições básicas de conforto; coleta, tratamento e disposição ambientalmente adequada e sanitariamente seguras de águas residuárias (esgotos sanitários, resíduos líquidos industriais e agrícolas); acondicionamento, coleta, transporte e destino final dos resíduos sólidos (incluindo os rejeitos provenientes das atividades doméstica, comercial e de serviços, industrial e pública); coleta de águas pluviais e controle de empoçamentos e inundações; controle de vetores de doenças transmissíveis (insetos, roedores, moluscos etc.); saneamento dos alimentos; saneamento dos meios de transportes; saneamento e planejamento territorial; saneamento da habitação, dos locais de trabalho, de educação, de recreação e dos hospitais e controle da poluição ambiental – água, ar, solo, acústica e visual.

Atualmente, o conceito de saúde, no Brasil, abrange um conjunto entre bem-estar físico, mental e social, não se limitando às dificuldades na área sanitária ou à prevalência de doenças. Hoje, além das ações de prevenção e assistência, considera-se cada vez mais importante atuar sobre os fatores decisivos da saúde. É esta a finalidade da promoção da saúde, que compõe o ambiente principal das propostas da OMS e da Organização Pan-Americana de Saúde (OPAS) (CANESQUI, 2016).

Percebe-se que existem alguns entraves que dificultam a extensão de benefícios aos residentes em áreas rurais, municípios e localidades de pequeno porte. A

partir dessa situação, a utilização do saneamento como instrumento de promoção da saúde implica na superação das barreiras tecnológicas, políticas e gerenciais que têm impedido a expansão desses acréscimos. A maioria dos problemas sanitários que atingem a população mundial estão intrinsecamente conexos com o meio ambiente. Um exemplo disso é a diarreia que, com mais de quatro bilhões de casos por ano, é uma das doenças que mais atormenta a humanidade, já que causa 30% das mortes de crianças com menos de um ano de idade. E a falta de condições adequadas de saneamento está entre as causas da proliferação dessa doença (MARQUES & AMÉRICO-PINHEIRO, 2018).

REÚSO DE ÁGUA

Segundo Bazzarella (2005), a água é um recurso natural renovável, graças ao ciclo hidrológico, mas de volume finito. O crescimento populacional das últimas décadas teve como consequência o aumento na demanda pelos recursos hídricos, tanto para a produção de alimentos quanto para o abastecimento urbano. Também, o lançamento de resíduos líquidos sem tratamento tem afetado negativamente a qualidade das águas. Além disso, as fontes de água de boa qualidade estão se tornando cada vez mais escassas e, em muitas regiões do mundo, não há disponibilidade de água para suprir as necessidades diárias da população. Estes fatos indicam que os recursos hídricos estão sendo contaminados de maneira descontrolada e mostram a importância de se enviarem todos os esforços para a preservação desse recurso natural (QUELUZ et al., 2015).

Nesse contexto, o reúso de águas residuárias domésticas é uma importante ferramenta de gestão dos recursos hídricos, uma vez que permite uma redução na demanda por água de boa qualidade e diminui o lançamento de efluentes em corpos receptores. Além disso, as águas residuárias são fontes potenciais de água e nutrientes para as culturas agrícolas e florestais. Entretanto, as águas residuárias domésticas possuem microrganismos patogênicos que devem ser inativados antes da sua disposição final no solo (QUELUZ et al., 2015).

Por definição, “Reúso da água é a reutilização da água, que, após sofrer tratamento adequado, destina-se a diferentes propósitos, com o objetivo de se preservar os recursos hídricos existentes e garantir a sustentabilidade” (FERNANDES et al., 2006, p. 20). É destacado, ainda, que o conceito de reúso planejado da água já existe e é aplicado com sucesso em vários países, e que a racionalização e a reutilização dos recursos hídricos podem dar uma contribuição significativa. Ainda, sobre esse item, tem-se o conceito de substituição de fontes que, segundo Hespanhol (2003), apresenta-se como uma opção muito boa para atender demandas que não necessitam de água de primeira qualidade.

Segundo Cavalcante (2017), as águas residuárias domésticas podem se tornar uma preciosa fonte hídrica, quando devidamente tratada por causa da redução dos contaminantes microbiológicos e químicos a níveis aceitáveis para o reúso desejado. A qualidade das fontes das águas residuárias domésticas, a serem reutilizadas, determinará quais técnicas serão adequadas para a inativação dos microrganismos presentes nesses efluentes. Em países avançados tecnologicamente, a reutilização das águas residuárias domésticas segue de acordo com regulamentos ambientais, visando à proteção da saúde humana e do meio ambiente, sendo atualizados em intervalos de tempos específicos.

A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos, reflexo da perplexidade diante da degradação ambiental em nível mundial, tem levado à elaboração de legislação mais rigorosa, no intuito de proteger a qualidade dos recursos naturais, bem como à criação de órgãos fiscalizadores, cada vez mais atuantes. Segundo Chernicharo et al., (2006), as principais tecnologias de tratamento de águas residuárias são as seguintes: tratamento preliminar: tem por intuito extrair as partículas sólidas grosseiras (granulometrias maiores que 0,25 mm) em suspensão nos esgotos domésticos, por meio de procedimentos físicos. Grades, caixas de areia para a remoção de sólidos sedimentáveis e caixas de separação de materiais insolúveis como óleos e graxas pertencem a essa classe; tratamento primário: tem por objetivo a diminuição de sólidos em suspensão por meio de estruturas em alvenaria com tempo de detenção maior que o dos tratamentos preliminares ou de equipamentos com precipitantes químicos. Nessa etapa, pode, também, ocorrer a degradação anaeróbia do material orgânico em suspensão, provocando o tratamento secundário. Sedimentadores, flotores e filtros competem a essa classe; tratamento secundário: objetiva a diminuição de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos muito pequenos. Os processos biológicos de remoção empregados classificam-se em: aeróbio – utiliza microrganismos que precisam continuamente de oxigênio dissolvido, no meio líquido, provido por aeradores mecânicos ou pela circulação dos líquidos (lagoas aeradas); e anaeróbio – utiliza microrganismos que não precisam de oxigênio dissolvido no meio líquido, sendo empregado em esgotos domésticos com alta carga orgânica (biodigestores, reatores e lagoas anaeróbias); tratamento terciário: tem por intuito a redução do nível populacional de bactérias patogênicas, bem como a remoção final da matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e outros elementos que ainda persistem nas etapas anteriores. De modo geral, são utilizados quando o esgoto doméstico é lançado em corpos hídricos receptores ou para a reutilização da água. Os filtros biológicos, lagoas de maturação e lagoas de aguapés pertencem a essa classe e tratamento secundário/terciário: objetiva a disposição controlada de águas residuárias no solo. A fertirrigação é outra possibilidade para o tratamento dos resíduos prejudiciais ao meio ambiente.

No entanto, o problema consiste na disponibilização de quantidades de nutrientes superiores à capacidade de absorção pela cultura e retenção pelo solo. Em geral, o sódio, o nitrogênio, o potássio e os metais pesados são utilizados como elementos referenciais para a obtenção das taxas de aplicação de águas residuárias, conforme sua natureza.

LEGISLAÇÃO AMBIENTAL APLICADA À ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA

Recentemente, foi publicada a Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) nº 2, de 2 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias da Secretaria de Meio Ambiente do Governo do Estado do Ceará (SEMACE) nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002 (CEARÁ, 2017). Esta resolução apresenta nos Artigos 38, 39, 40 e 43 os padrões de reúso da água para atividades urbanas, irrigação paisagística, agrícola e florestal, e ambiental e industrial (Tabela 1).

Os efluentes de qualquer fonte poluidora, de acordo com o Artigo 3º da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, “somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis” (BRASIL, 2011), como Resolução nº 02/2017 do COEMA, por exemplo. Essa incumbência, juntamente com a necessidade de se tratarem os resíduos líquidos gerados, levou a indispensabilidade da utilização de sistemas de tratamento para que, por meio a processos físicos, químicos e biológicos, se possa reduzir a poluição ambiental, a mortandade da biota e os custos com a utilização de águas de boa qualidade, bem como, melhorar a saúde pública.

Na Resolução COEMA nº 02/2017, efluentes sanitários são a denominação genérica para despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, os quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos; enquanto água de reúso é o efluente que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas (CEARÁ, 2017).

Tabela 1 - Padrões para reúso em atividades urbanas, irrigação paisagística, agrícola e florestal, ambiental e industrial

Finalidade do Reúso	Artigo	Parâmetros		Valor
Urbano	38	Coliformes termotolerantes (CT)		Até 5000 CT.100 mL ⁻¹
		Ovos helmintos		Até 1 ovo.L ⁻¹ de amostra
		Condutividade elétrica (CE)		Até 3000 µS.cm ⁻¹
		pH		Entre 6,0 e 8,5
Irrigação paisagística		Coliformes termotolerantes (CT)		Até 1000 CT.100 mL ⁻¹
		Ovos helmintos		Até 1 ovo.L ⁻¹ de amostra
		Condutividade elétrica (CE)		Até 3000 µS.cm ⁻¹
		pH		Entre 6,0 e 8,5
Agrícola e Florestal	39	Coliformes termotolerantes	Culturas consumidas cruas com parte consumida em direto com a água de irrigação	Não Detectado (ND)
			Demais culturas	Até 1000 CT.100 mL ⁻¹
		Ovos de helmintos	Culturas consumidas cruas com parte consumida em direto com a água de irrigação	Não Detectado (ND)
			Demais culturas	Até 1 ovo.L ⁻¹ de amostra
		Condutividade elétrica (CE)		Até 3000 µS.cm ⁻¹
		<i>Potencial hidrogeniônico</i> (pH)		Entre 6,0 e 8,5
		Razão de adsorção de sódio (RAS)		(15 mmolL ⁻¹) ^{1/2}
Ambiental		40	Coliformes termotolerantes (CT)	
	Ovos helmintos		Até 1 ovoL ⁻¹ de amostra	
	Condutividade elétrica (CE)		Até 3000 µS.cm ⁻¹	
	<i>Potencial hidrogeniônico</i> (pH)		Entre 6,0 e 8,5	
Industrial	43	A qualidade da água de reúso interno para fins de uso dentro do processo industrial será de responsabilidade do empreendedor.		Atende aos artigos 38 ao 41

Fonte: Adaptada da Resolução COEMA nº 02/2017 (CEARÁ, 2017).

TECNOLOGIAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS SANITÁRIAS

Para o tratamento de águas residuárias sanitárias existem diversas tecnologias, entretanto o tanque séptico, o sistema alagado construído e o reator solar se destacam para uso em regiões semiáridas em função do moderado custo implantação e baixo custo de manutenção, além ainda da eficiência na remoção de contaminantes que inviabilizem o uso do efluente para fins agrícola e florestal.

Tanque séptico

Segundo a Norma Brasileira (NBR) 7.229 (ABNT, 1993), o tanque séptico de câmara em série é uma unidade com dois ou mais compartimentos contínuos, dispostos sequencialmente no sentido do fluxo do líquido e interligados adequadamente, nos quais devem ocorrer, conjunta e decrescentemente, processos de flotação, sedimentação e digestão. Na Figura 2, pode-se ver o funcionamento geral de um tanque séptico.

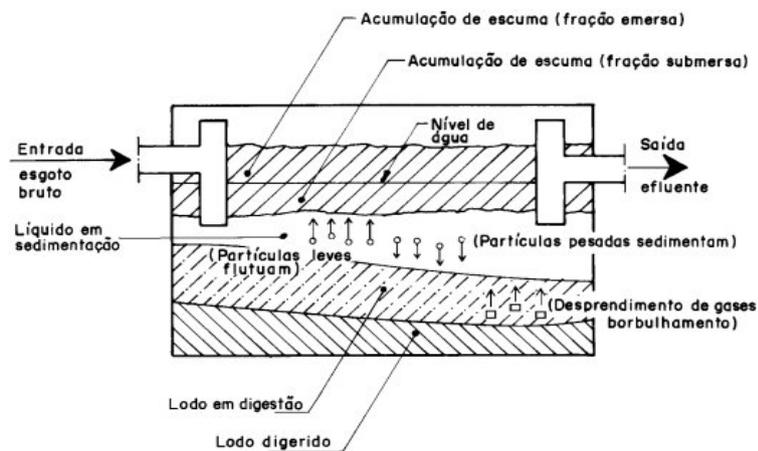


Figura 2 - Funcionamento geral de um tanque séptico
Fonte: NBR 7.229 (ABNT, 1993).

De acordo com Feitosa (2016), os tanques sépticos começaram a ser difundidos no Brasil na década de 30. Dentre as técnicas de tratamento de esgoto, o tanque séptico se destaca mundialmente devido ao baixo custo de implementação e a facilidade de construção e operação (COLARES et al., 2013).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), através da NBR 7.229, orienta a construção e operação do tanque séptico, porém devido à falta de análise dos projetos, do acompanhamento da execução e da operação dos mesmos, as condições operacionais normalmente não são eficientes. Os tanques sépticos possuem

dois formatos: cilíndricos ou prismáticos retangulares. Os cilíndricos são utilizados em circunstâncias em que se deseja minimizar a área útil em favor da profundidade; já os prismáticos retangulares, nas situações em que se pretendam maiores área horizontais e menor profundidade (ABNT, 1993).

Feitosa (2016) ressalta que o tanque séptico é recomendado para utilização geralmente em áreas que não possuem rede pública coletora de esgoto, como alternativa de tratamento de esgotos em áreas providas de rede coletora local; para retenção prévia de sólidos sedimentáveis; quando a utilização da rede coletora com diâmetro e/ou declividade reduzida para o transporte de efluentes livres de sólidos sedimentáveis. E mesmo com vantagens significantes em sua utilização, a eficácia do tanque séptico para remoção de matéria orgânica é moderada, necessitando de um pós-tratamento para obter um nível recomendado de remoção da matéria orgânica.

Sistema Alagado Construído

Os sistemas alagados construídos (SACs) são dispositivos que utilizam o princípio do solo úmido cultivado, onde o complexo solo-microrganismos-rizosfera da planta é responsável pela despoluição das águas residuárias. Esses dispositivos podem desempenhar funções semelhantes ao tratamento convencional das águas residuárias domésticas por meio de processos físicos, químicos e biológicos. Porém, o tratamento com sistemas alagados construídos é mais indicado para pequenas comunidades, inclusive as comunidades rurais. Nesse tipo de sistema, é possível obter tratamento terciário em uma única unidade, com custos bastante reduzidos, e utilizar plantas produtoras de grãos, agregando benefícios econômicos, financeiros e ambientais (SILVA; BERNARDES; RAMOS, 2015).

Segundo Brasil, Matos e Soares (2007), o sistema alagado construído se baseia em processos bióticos e abióticos. Os processos bióticos contemplam a ação de microrganismos, que crescem aderidos à fração sólida do substrato ou na raiz e no colo das plantas, de mineralizar o material orgânico presente na água residuária, transformar formas químicas (exemplo: nitrificação-desnitrificação) e das plantas em absorver nutrientes colocados em solução no meio. Os processos abióticos incluem a precipitação química, sedimentação e adsorção de íons no substrato.

Existem dois critérios que são mais relevantes quanto à classificação dos sistemas alagados construídos, que são: o regime do fluxo da água (superficial ou subsuperficial) e o tipo de crescimento da macrófita utilizada. Os SACs possuem sistemas híbridos ou combinados, e esses diferentes tipos podem ser combinados uns com os outros a fim de explorar as vantagens específicas dos diferentes sistemas. A complexidade da instalação pode melhorar a qualidade do efluente final.

(AVELINO, 2012). Na Figura 3, é possível observar as diferentes classificações SACs para o tratamento de águas residuárias.

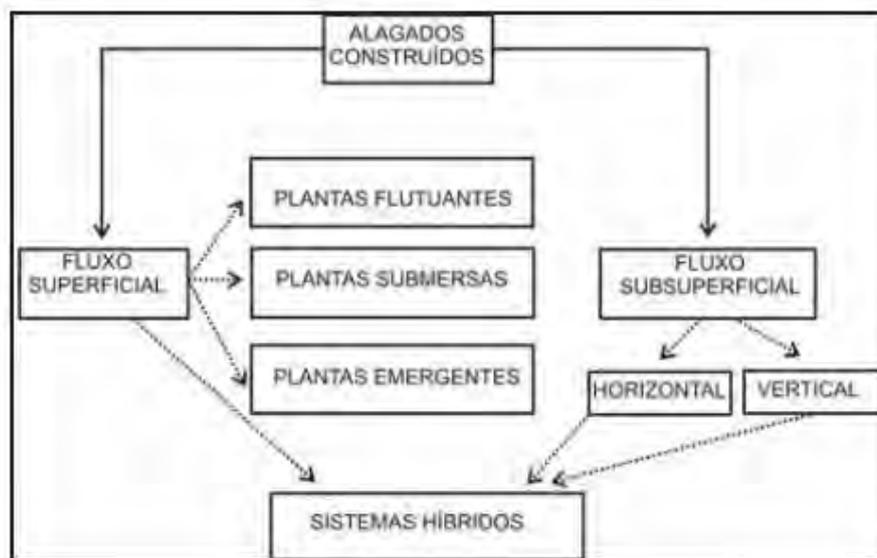


Figura 3 - Classificação dos sistemas alagados construídos para o tratamento de águas residuárias
Fonte: Avelino (2012).

Ainda, segundo Silva, Bernardes e Ramos (2015), os benefícios econômicos e financeiros dos sistemas alagados construídos tanto podem ser obtidos com a comercialização da biomassa vegetal e/ou dos grãos produzidos, quanto com a redução dos custos pela utilização de um meio suporte encontrado no próprio local, sem que haja a necessidade de compra e transporte desse material. Os recursos arrecadados podem ser empregados na administração e manutenção dos sistemas. Como benefícios ambientais, tem-se a não contaminação dos corpos d'água superficiais pelo lançamento de águas residuárias domésticas com concentrações elevadas de poluentes e pelo carreamento, por meio do escoamento superficial, de substâncias presentes no solo em razão da aplicação de fertilizantes químicos em áreas agrícolas e também pela redução da retirada de água dos rios para a irrigação de culturas; essas características conferem aos sistemas alagados construídos a autossustentabilidade.

De acordo com Avelino (2012), apesar das vantagens que os SACs possuem comparados aos sistemas de tratamento convencionais, esse sistema pode apresentar comprometimento em sua eficiência no período do inverno em regiões temperadas, além de exigir áreas maiores para sua construção. Apesar dessas (possíveis) limitações, ainda são notadamente atrativos como, alternativas para o tratamento convencional de águas residuárias produzidas por pequenas e médias comunidades (OLIVEIRA et al., 2005).

Reator Solar

O reator solar é um tanque impermeabilizado desenvolvido por Sánchez-Román et al. (2007), onde as águas residuárias domésticas ficam expostas à incidência de radiação solar para inativação de microrganismos patogênicos. Segundo Queluz e Sánchez-Román (2014), a radiação solar, que tem um componente importante de radiação ultravioleta (UV), afeta as cadeias do ácido desoxirribonucleico (DNA) dos microrganismos, causando a perda da sua atividade biológica seguida da morte celular, pela incapacidade de se reproduzir. Na Figura 4, pode-se observar o sistema para desinfecção solar de águas residuárias domésticas, desenvolvido por Sánchez-Román.



Figura 4 - Sistema para desinfecção solar de águas residuárias domésticas
Fonte: Queluz e Sánchez-Román (2014).

Os reatores solares são tanques construídos em alvenaria ou fibra de vidro que possibilitam o armazenamento de esgoto doméstico para exposição direta à radiação solar local, visando à inativação dos microrganismos patogênicos. A Região Nordeste se apresenta como a mais promissora para a aplicação desta tecnologia. Nos estados do Piauí e Maranhão, durante o ano todo, são necessários dois dias de exposição solar, em profundidade (até 0,20 m) da água residuária a ser tratada. Nas Regiões Sudeste e Centro Oeste, durante o inverno, são necessários menos de 2,5 dias; enquanto, no resto do ano serão necessários dois dias de exposição solar (SANCHES-RAMON et al., 2007).

A utilização de energia solar como proposta de desinfecção de águas residuárias no semiárido brasileiro torna-se promissora uma vez que se encontra entre as latitudes 15° norte e 35° sul e recebe alto índice de radiação ultravioleta por ano, além das mais de três mil horas anuais de sol, ao mesmo tempo em que o efeito sinérgico (ação conjunta das radiações ultravioleta e infravermelha) dessas duas faixas de radiação eleva a eficiência da técnica de desinfecção solar de águas residuárias (LUZI, 2016).

Diante do exposto, entende-se que para o tratamento de água residuária sanitária existem diversos tipos de tecnologias, entretanto, o semiárido brasileiro demanda àquelas que sejam eficientes, de baixo custo de instalação e manutenção e que não utilizem produtos químicos na remoção dos poluentes, conforme destacado nos trabalhos de Feitosa et al. (2011), Moura et al. (2011), Reinaldo et al. (2012), Batista et al. (2013) e Cavalcante (2017), que desenvolveram e monitoraram estações de tratamento e uso agrícola de água residuárias domésticas, no semiárido brasileiro com essas características.

Assim se faz necessário o desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de águas residuárias visando ao aproveitamento agrícola e florestal, a fim de possibilitar a convivência com a escassez hídrica, a conservação dos recursos hídricos e minimização dos impactos ambientais gerados pelo esgotamento sanitário inadequado, desde que seja atendida a legislação vigente para reúso da água.

No trabalho de Silva (2010), foi dimensionado um sistema de tratamento e aproveitamento agrícola de águas residuária da bovinocultura de leite para mitigar impactos ambientais causados pela implantação do *free stall* em um centro de bovinocultura experimental. E Nascimento (2010), também, dimensionou sistemas de tratamento para mitigar impactos causados pelo esgoto doméstico gerado no alojamento e refeitório e pelo efluente oriundo da rampa de abastecimento dos pulverizadores de uma empresa agrícola.

Assim, analisando as tecnologias existentes no semiárido, para tratamento e uso agrícola de água residuária sanitárias, verifica-se que o dimensionamento, a construção e o uso do sistema alagado construído à jusante do tanque séptico e à montante do reator solar podem propiciar maior remoção de turbidez e de sólidos suspensos e com isso potencializarem a inativação de microrganismos patogênicos (REINALDO et al., 2012; BATISTA et al., 2013).

DESENVOLVIMENTO

Local de instalação do projeto

O projeto do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária foi implantado ao lado do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência da UFERSA em Mossoró/RN, localizado entre as coordenadas geográficas 5°12'12,90" S, 37°19'26,97" O, possuindo 20 m de altitude. Na Figura 5, está representada a imagem de satélite da área onde está instalada a estação ecológica de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária.



Figura 5 - Imagem da área experimental onde foi construída a estação ecológica de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária na UFERSA, Mossoró/RN

Fonte: Adaptada do Google Earth (GOOGLE).

Sabe-se que o clima do município de Mossoró enquadra-se como BSh pela classificação climática de Köppen, onde o clima é seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, apresentando precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 794 mm e temperatura média anual de 26,50 °C (ALVARES et al., 2013).

Segundo Cavalcante (2017), no ano de 2015, a velocidade média dos ventos em Mossoró foi de 4,14 m s⁻¹. E o solo foi classificado como Argissolo Vermelho Amarelo (EMBRAPA, 1999).

Essa área experimental da UFERSA foi selecionada por possuir espaço físico suficiente para a instalação do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária. O Laboratório de Construções Rurais e Ambiência possui uma rede coletora de toda água residuária gerada no prédio, bem como um tanque de equalização para a homogeneização das águas residuárias oriundas dos vasos sanitários e dos lavatórios de mãos dos banheiros masculino e feminino; das pias do Laboratório de Dinâmica de Interação Solo-Máquina, da Sala de Aula do prédio e do Laboratório de Ensaio de Materiais; e de um destilador de água instalado no Laboratório de Dinâmica de Interação Solo-Máquina. Estima-se que, no Laboratório de Construções Rurais e Ambiência, circulem em média 61 ocupantes temporários por dia, entre professores, alunos, servidores e terceirizados da UFERSA.

Descrição dos parâmetros de projeto

O sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária foi constituído por um tanque séptico, um sistema alagado construído, um reator solar, um reservatório e uma vala de infiltração. Tal sistema foi dimensionado para atender a uma vazão máxima de $3,05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, gerada por 61 pessoas em condições de ocupação temporária em escola, como notado no ANEXO A, seguindo as recomendações técnicas da NBR 7.229 (ABNT, 1993) e da NBR 13.969 (ABNT, 1997).

MEMORIAL DE CÁLCULO DO PROJETO

Tanque Séptico

Conforme a NBR 7.229, o tanque séptico pode ser uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão, que irá coletar e tratar o lodo e a gordura da água residuária sanitária (ABNT, 1993).

As dimensões do tanque séptico foram determinadas com base na NBR 7.229, utilizando-se a Equação 1.

$$V_u = \frac{1000 + N \cdot (C \cdot T + K \cdot L_f)}{1000} \quad (1)$$

Em que:

V_u - Volume útil do tanque séptico, m^3 ;

1000 - Fator de segurança, L;

- N - Número de contribuições, ocupantes;
 C - Contribuição de despejo, L hab⁻¹ d⁻¹ (ANEXO A);
 T - Tempo de detenção hidráulica, d (ANEXO B);
 K - Taxa de acúmulo de lodo digerido, adimensional (ANEXO D); e,
 Lf - Contribuição de lodo fresco, L hab⁻¹ d⁻¹ (ANEXO A).

Em seguida, calculou-se o comprimento do tanque séptico empregando-se a Equação 2.

$$V_u = C_p \cdot L \cdot h \therefore C_p = \frac{V_u}{L \cdot h} \quad (2)$$

Em que:

- V_u - Volume útil do tanque séptico, m³;
 C_p - Comprimento interno do tanque séptico, m;
 L - Largura interna do tanque séptico, m; e,
 h - Profundidade útil do tanque séptico, m (ANEXO C).

Sistema Alagado Construído

O sistema alagado construído foi dimensionado para operar com metade da vazão máxima (1,53 m³ d⁻¹); uma taxa de carga orgânica de 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ recomendada por Matos et al. (2010). Para sistemas alagados construídos cultivados por gramíneas, devido a maior remoção de sólidos; tem-se uma concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de 225 mg L⁻¹.

No cálculo da área superficial do sistema alagado construído, empregou-se a Equação 3, apresentada por Matos (2007). Deve-se ressaltar que a outra metade da vazão máxima, não tratada pelo sistema alagado construído, será lançada em vala de infiltração.

$$As = \frac{Q \cdot C}{Ta} \cdot 10 \quad (3)$$

Em que:

- As - Área superficial do sistema alagado construído, em m²;
 Q - Vazão máxima do afluente, em m³ d⁻¹;
 Ta - Taxa de carga orgânica para condições semiáridas, kg ha⁻¹ d⁻¹; e,

C - Concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio do afluente, mg L⁻¹.

Reator Solar

O reator solar foi dimensionado no formato de tronco de pirâmide e dimensões idênticas e a forma estrutural do reator foi adotada para garantir que as paredes não permitissem a formação de sombras conforme as especificações técnicas de Queluz e Sánchez-Román (2014).

Vala de Infiltração

O sistema de vala de infiltração foi construído no próprio solo, possuindo suas paredes impermeáveis. Para o seu dimensionamento foi considerado uso da Equação 4 da NBR 13.969 (ABNT, 1997).

$$As = \frac{N \cdot C}{C_i} \quad (4)$$

Em que:

As - Área superficial do sumidouro, m²;

N - Número de unidades de contribuição, habitante;

C - Contribuição de despejos, L hab⁻¹ d⁻¹; e,

C_i - Coeficiente de infiltração, L m⁻² d⁻¹.

Reservatório

O reservatório foi dimensionado na forma quadrada nas dimensões de 1,0 m de lado por 1,0 m de profundidade, para armazenar o efluente tratado pelo sistema alagado construído.

MEMORIAL DESCRITIVO

A construção de todo o projeto seguiu os detalhes construtivos apresentados nas plantas que constam no apêndice. O sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária foi instalado em local apropriado, isento de riscos de inundações e distante de qualquer tipo de corpo hídrico.

O terreno escolhido foi desentulhado e nivelado conforme as necessidades do projeto. As estruturas utilizadas no sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária foram construídas em locais onde a topografia possibilita o escoamento dos efluentes nas tubulações pela ação da gravidade.

Tanque Séptico

Primeiramente, calculou-se o volume útil do tanque séptico, através da utilização do fator de segurança igual a 1000 L, o número de contribuições de 61 pessoas, a contribuição de despejo igual a 50 L hab⁻¹ d⁻¹, o tempo de detenção hidráulica de 0,83 d, com a taxa de acúmulo de lodo digerido de 97 e a contribuição de lodo fresco, 0,2 L hab⁻¹ d⁻¹, totalizando um volume útil do tanque séptico de 4,73 m³, que pode ser visto na resolução da Equação 1.

$$V_u = \frac{1000 + N \cdot (C \cdot T + K \cdot Lf)}{1000} \therefore V_u = \frac{1000 + 61 \cdot (50 \cdot 0,83 + 97 \cdot 0,2)}{1000} \therefore V_u = 4,73 m^3 \quad (1)$$

Este possui duas câmaras em série e uma divisória, posicionada a 2/3 do comprimento do tanque, possuindo três aberturas na metade de sua profundidade. Cada uma dessas aberturas tem 0,10 m de largura e 0,20 m de altura. Cada câmara possui na superfície do tanque uma abertura externa para inspeção e coleta de amostras dos efluentes.

O tanque séptico foi construído com as dimensões internas de 2,60 m de comprimento, 1,30 m de largura e 1,40 m de profundidade, no formato retangular, utilizando alvenaria de tijolos, laje pré-moldada e revestimento com reboco impermeável, empregando-se sika rebocol e argamassa de cimento e areia 1:4, com 0,015 m de espessura.

Com uma profundidade de 1,40 m (ANEXO C, para o volume útil do tanque séptico de 4,73 m³) e largura interna de 1,30 m, calculou-se o comprimento do tanque séptico empregando-se a Equação 2. Na Figura 6, tem-se a vista superior do tanque séptico.

$$V_u = C_p \cdot L \cdot h \therefore C_p = \frac{V_u}{L \cdot h} \therefore$$

$$C_p = \frac{4,73}{1,30 \cdot 1,40} \therefore C_p = 2,6 m \quad (2)$$



Figura 6 - Vista superior do tanque séptico
Fonte: Arquivo dos pesquisadores (2021).

Sistema Alagado Construído

Como o sistema alagado construído foi dimensionado para operar com metade da vazão máxima, com a valor de $1,53 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, e a taxa de carga orgânica para condições semiáridas de $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ com a concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio do efluente de 225 mg L^{-1} , obteve a área superficial do sistema alagado construído de $6,0 \text{ m}^2$, como pode ser visto na resolução da Equação 3.

$$As = \frac{Q \cdot C}{Ta} \cdot 10 \therefore As = \frac{1,53 \cdot 225}{570} \cdot 10 \therefore As = 6,0 \text{ m}^2 \quad (3)$$

O sistema alagado construído foi composto por um leito com fluxo subsuperficial horizontal situado abaixo da superfície do solo, para exercer o tratamento secundário e terciário da água residuária sanitária. Além disso, foi construído em alvenaria nas dimensões internas de $1,50 \text{ m}$ de largura, por $4,0 \text{ m}$ de comprimento, por $0,50 \text{ m}$ de profundidade e declividade de $0,5 \%$ no piso.

O meio suporte utilizado foi brita gnaisse nº 1, como pode ser visto na Figura 7a, que possibilitará a formação de biofilme para o tratamento biológico da água

residuária. A espécie vegetal cultivada no sistema alagado construído foi o Capim Elefante, (*Pennisetum purpureum*) por ser uma cultivar resistente à condição semiárida. (Figura 7b) plantado no espaçamento de 0,60 m entre fileiras e 0,60 m entre centro de colmos, seguindo as recomendações de Reinaldo et al. (2012) e Batista et al. (2013). Na Figura 8, tem-se a vista superior do sistema alagado construído.



Figura 7 - (a) Brita gnaiss n° 1 e (b) espécie vegetal Capim Elefante (*Pennisetum purpureum*).
Fonte: (a) Construforma, (b) EMBRAPA.



Figura 8 - Vista superior do sistema alagado construído
Fonte: Arquivo dos pesquisadores (2021).

Reator Solar

O reator solar foi construído em formato de tronco cônico invertido e dimensões idênticas, isto é, raio maior, raio menor de, respectivamente, 1,0 m, 0,25 m e 0,30 m de profundidade, pintado na cor preta para maior absorção térmica, conforme as recomendações de Queluz e Sánchez-Román (2014), a forma estrutural do reator foi adotada para garantir que as paredes não permitissem a formação de sombras no efluente durante o maior tempo possível, resultando em inclinação $21,8^\circ$ e possuindo diâmetro de 2,4 m; possibilitando a redução do nível populacional de bactérias e ovos de vermes. Na Figura 9, tem-se a vista superior do reator solar.



Figura 9 - Vista superior do reator solar
Fonte: Arquivo dos pesquisadores (2021).

Vala de Infiltração

Na vala de infiltração, ocorrerá a disposição final da metade da vazão máxima ($1,53 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) não tratada pelo sistema alagado construído. Para o seu dimensionamento foi considerado o uso da Equação 4 da NBR 13.969 (ABNT, 1997).

Com o número de unidades de contribuição de 61 pessoas, uma contribuição de despejos de 25 L hab⁻¹ d⁻¹ e o coeficiente de infiltração de 130 L m⁻² d⁻¹, este dispositivo foi construído com área superficial de 12,0 m², como pode ser visto na resolução da Equação 4. Possuindo também 8,0 m de comprimento, 1,50 m de largura e 0,50 m de profundidade, contendo, internamente, uma tubulação em policloreto de polivinila (PVC) com diâmetro nominal de 100 mm, dotado de perfurações de diâmetro de 0,01 m. Para minimizar a obstrução destas perfurações, realizou-se o envelopamento da tubulação de 100 mm com brita gnaisse n° 1. Na Figura 10, tem-se a vista superior da vala de infiltração.

$$A_s = \frac{N \cdot C}{C_i} \therefore A_s = \frac{61 \cdot 25}{130} \therefore A_s = 12,0 m^2 \quad (4)$$



Figura 10 - Vista superior da vala de infiltração
Fonte: Arquivo dos pesquisadores (2021).

Reservatório

O reservatório foi construído em alvenaria e revestido internamente com material impermeabilizante, com a forma quadrada nas dimensões de 1,0 m de lado por 1,0 m de profundidade, para armazenar o efluente tratado pelo sistema alagado construído tanto para a coleta de amostra para análises e quanto para fins de irrigação nas áreas verdes próximas ao Laboratório de Construções Rurais e Ambiente. Na Figura 11, tem-se a vista superior do reservatório e, na Figura 12, a vista da área experimental onde se encontra o sistema ecológico de tratamento de água residual sanitária.



Figura 11 - Vista superior do reservatório
Fonte: Arquivo dos pesquisadores (2021).



Figura 12 - Vista da área experimental onde se encontra o sistema ecológico de tratamento de água residuária sanitária
Fonte: Arquivo dos pesquisadores (2021).

O tanque séptico, o sistema alagado construído, o reator solar, a vala de infiltração e o reservatório serão interligados por tubulações em PVC com diâmetros nominais de 40 e 100 mm.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o levantamento de informações realizado junto às Normas Técnicas e no Laboratório de Construções Rurais e Ambiente da UFERSA em Mossoró/RN, foi possível estimar que nesta instalação aproximadamente 61 pessoas gerem cerca de $3,05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de água residuária sanitária tratada. Foi possível dimensionar um sistema ecológico de tratamento e uso agrícola para água residuária sanitária gerada nas instalações do Laboratório de Construções Rurais e Ambiente da UFERSA em Mossoró/RN.

Foram confeccionados memoriais de cálculos e descritivos, orçamento e desenhos técnicos do sistema ecológico de tratamento de água residuária sanitária. Foi desenvolvido um sistema de tratamento ecológico de água residuária sanitária constituído de um tanque séptico com duas câmaras, um sistema alagado construído tendo como planta extratora o capim elefante e um reator solar, que gere um efluente que possa atender aos padrões estabelecidos pela legislação vigente para fins de reúso agrícola e florestal do semiárido potiguar.

Foi gerado um produto tecnológico para o semiárido potiguar que vem a potencializar a convivência com a escassez hídrica e minimize a degradação ambiental. Com este sistema será possível realizar pesquisas voltadas ao reúso da água para fins agrícolas e florestais, bem como realizar estudos sobre o desempenho do tanque séptico, sistema alagado construído e reator solar na remoção de atributos físico-químicos e microbiológicos da água residuária sanitária.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. L. de M., SPAROVEK, G. **Koppen's climate classification map for Brazil.** *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, W. W. A. **Área foliar do algodoeiro irrigado com água residuária adubado com nitrogênio e fósforo.** *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Pombal, v. 4, n. 1, p. 41-46, 2009.

AVELINO, M. C. **Construção de um sistema de alagados construídos e o comportamento dos parâmetros físico-químicos e biológicos da fase de maturação**

dos leitos de fluxo vertical. 109 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru/SP, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 13.969. **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro: ABNT, 1997, 60p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 7.229. **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos.** Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15p.

BATISTA, R. O.; REINALDO, G. P. B.; FREIRE SEGUNDO, J. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; SILVA, P. C. M.; SANTOS, D. B. Sistema ecológico para tratamento de esgoto primário em assentamentos rurais do semiárido brasileiro. *Revista Agrarian*, v. 6, n. 22, p. 438-447, 2013.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações.** 2005. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. Disponível em: <http://www.ct.ufes.br/ppgea/files/Bazzarella_BB_2005.pdf>. Acesso em: 13 dez. 2017.

BRASIL. CONAMA, **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/2005. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 25 jan. 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde.** 4. ed. Brasília: Funasa, 2015.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2014.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 maio 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 396 de 3 de abril de 2010.** Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 7 abr. 2010.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 393 de 8 de agosto 2009**. Dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 ago. 2009.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. **Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.

CANESQUI, A. M. Reflexões sobre os conceitos de saúde e doença e suas implicações Instruções aos Colaboradores. **Revista de Saúde Coletiva**. vol. 26 n.1. 2016.

CAVALCANTE, F. L. **Desinfecção solar de águas cinza para aproveitamento agrícola no semiárido-RN**. 194 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Manejo de Solo e Água, Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró/RN, 2017.

CEARÁ. **Resolução COEMA nº 2 de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2002. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>>. Acesso em: 07 fev. 2018.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Revista Estudos Avançados**, vol.22, n.63, 2008.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013.

CONSTRUFORMA. Disponível em: http://www.construformamcr.com.br/detalhes/3-pedra_brita.html> Acesso em: 04 abr. 2018.

CHERNICHARO, C. A. L.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; PIVELI, R. P.; VON SPERLING, M; MONTEGGIA, L. O. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água**. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABEAS, 2006, cap. 3, p. 63-110. (Projeto PROSAB).

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ) Sistema brasileiro de classificação de**

solos – Brasília: EMBRAPA. Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA. Solos, 1999.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/17002039/nova-cultivar-de-capim-elefante-apresenta-productividade-30-maior>. Acesso em: 04 abr. 2018.

FEITOSA, A. P. **Avaliação de sistema de tratamento da água cinza e reúso da água no semiárido brasileiro**. 94 f. Tese (Doutorado) – Curso de Doutorado em Manejo de Solo e Água, Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró/RN, 2016.

FEITOSA, A. P.; LOPES, H. S. S.; BATISTA, R. O.; COSTA, M. S.; MOURA, F. N. **Avaliação de sistema para tratamento e aproveitamento de água cinza em áreas rurais do semiárido brasileiro**. Engenharia Ambiental, v. 8, n. 3, p. 196-206, 2011.

FERNANDES, V. M. C.; FIORI, S.; PIZZO, H. **Avaliação qualitativa e quantitativa do reúso de águas cinzas em edificações**. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30, 2006. Disponível em: <<http://www.seer.ufrgs.br/index.php/ambienteconstruido/article/viewFile/3676/2042>>. Acesso em: 13 dez. 2017.

FREITAS, F. J. F.; ROCHA, V. A. G. M.; ALVES, E. B. P. **Situação do esgotamento sanitário no município de Mossoró/RN**. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2017.

GOOGLE. GOOGLE EARTH. Version 7.3.0.3832. 2017. Editora: Google Inc. Mossoró/RN. Disponível em: <[https:// http://www.baixaki.com.br/download/google-earth.htm](https://http://www.baixaki.com.br/download/google-earth.htm)>. Acesso em: 14 fev. 2018.

HESPANHOL, I. **Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos**. Bahia Análise & Dados, Salvador, v. 13, n. especial, p. 411-437, 2003.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sinopse do censo demográfico 2010**. <http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php>. Acesso em: maio de 2018.

INSA. INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO. **Esgotamento sanitário: panorama para o semiárido brasileiro**. Campina Grande, 2014.

IRIARTE, O. D.; PRADO, A. D. N. **Gestão multissetorial e desafios para gestão rural da água**. In: JACOBI Pedro R.; SINISGALLI, Paulo de A. (org). Governança da Água e Políticas Públicas na América Latina e Europa. v. 1, 2009.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA S. V. W. B. **Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI.** *Revista de Administração Pública*. Vol 2, 2011.

LUZI, S.; TOBLER, M.; SUTER, F.; MEIERHOFER, R. **SODIS manual: guidance on solar water disinfection.** Dübendorf: Eawag, 2016. 56p.

MACIEL, A. B. C.; FELIPE, J. A.; LIMA, Z. M. C. **Os problemas de saneamento e seus impactos sobre a saúde pública do município de Dona Inês/PB.** *Revista OKARA: Geografia em debate*, v. 9, n. 3, 2015.

MARQUES, M. B. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. **Wetlands: uma alternativa ecológica para o tratamento de efluentes.** II Simpósio Brasileiro Online de Gestão Urbana. 2018.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. **Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 83-92, 2010.

MATOS, A. T. **Disposição de águas residuárias no solo.** Viçosa, MG: AEAGRI, 2007. 140 p. (Caderno didático n. 38).

MOSSORÓ-RN. **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Mossoró/RN. Produto C – Diagnóstico Técnico-Participativo.** Mossoró: Start Pesquisa e Consultoria Técnica LTDA, 2016.

MOURA, F. N.; BATISTA, R. O.; SILVA, J. B. A.; FEITOSA, A. P.; COSTA, M. S. **Desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de esgoto doméstico em áreas rurais do semiárido brasileiro.** *Engenharia Ambiental*, v. 8, n. 1, p. 264-276, 2011.

NASCIMENTO, A. T. **Elaboração de projeto para tratamento e aproveitamento agrícola de efluentes em área rural empresarial.** 45f. Monografia (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Mossoró/RN, 2010.

OLIVEIRA, E. L.; TALAMONI, J. L. B.; ENOKIBARA, M.; FILHO, G. S. C.; NETO, L. C. **Alagados Construídos no tratamento de águas residuárias do Jardim Botânico Municipal de Bauru/SP.** *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2005.

OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Diminuindo diferenças: a prática das políticas sobre determinantes sociais da saúde: documento de**

discussão. Rio de Janeiro: OMS; 2010 Disponível em: http://www.who.int/sdh-conference/discussion_paper/Discussion_Paper_PT.pdf. Acesso em: nov. 2018.

OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Diminuindo diferenças: a prática das políticas sobre determinantes sociais da saúde: documento de discussão.** Rio de Janeiro: OMS; 2012 Disponível em: http://www.who.int/sdh-conference/discussion_paper/Discussion_Paper_PT.pdf. Acesso em: nov. 2018.

PEIXOTO, F. S.; FELIX NETO, J. M.; GOMES, I. N.; DIAS, G. H. **Índice de saneamento ambiental da área urbana do Município de Mossoró – RN.** Revista Brasileira de Geografia Física v.11, n.06, 2018.

QUELUZ, J. G. T.; NICOLETE, D. A. P.; ALVES, T. R.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. **Estimativa do tempo de exposição à radiação solar para desinfecção de águas residuárias domésticas.** Scientia Plena, v. 11, n. 5, p. 1-6, 2015.

QUELUZ, J. G. T.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. **Efficiency of domestic wastewater solar disinfection in reactors with different colors.** Water Utility Journal, v. 7, n. 1, p. 35-44, 2014.

REBOUÇAS, J. R. L. DIAS, N. S.; GONZAGA, M. I. S.; GHEYI, H. R.; SOUSA, O. N. **Crescimento do feijão caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado.** Revista Caatinga, Mossoró, v. 23, n. 1, p. 97-102, 2010.

REINALDO, G. P. B.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; FERREIRA NETO, M.; SANTOS, D. B. **Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico.** Revista Ambiente & Água, v. 7, n. 2, p. 62-74, 2012.

RIBEIRO, M. J. R. DIAS, S. M. F. TESHIMA, E. BARBONI, A. R. **Insalubridade ambiental e aspectos sociais associados a patógenos intestinais isolados de dípteros.** Revista Engenharia Sanitária Ambiental, v.16 n.1, 2011.

ROCHA, R. SOARES, R. R. **Water scarcity and birth outcomes in the Brazilian semiarid.** Journal of Development Economics. Volume 112, 2015.

SANCHES-RAMON, R.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T; SEDIYAMA, G. C.; SOUZA, O.; MOUNTEER, H. A. **Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse.** Transactions of the ASABE, v. 50, n.1, p. 65-71, 2007.

SAIANI, C. C. S., TONETO JUNIOR, R., DOURADO, J. A. **Déficit de acesso a serviços de saneamento ambiental: evidências de uma Curva Ambiental de**

Kuznets para o caso dos municípios brasileiros? Revista Economia e Sociedade, Campinas, v. 22, n. 3 (49). 2013.

SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. **Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 4, p. 533-542, 2015.

SILVA, L. O. **Dimensionamento de sistema para tratamento e aproveitamento agrícola de água residuária da bovinocultura de leite no campus da UFERSA, Mossoró-RN.** Mossoró, UFERSA, 2010. Monografia.

SIQUEIRA, M. S.; ROSA, R. S.; BORDIN, R.; NUGEM, R. C. **Interações por doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado na rede pública de saúde da região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2010-2014.** Revista Epidemiologia. Serv. Saúde, 2017.

SUDENE. SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Ministério do Desenvolvimento Regional – Resoluções do Conselho Deliberativo da Sudene de nº 107, de 27/07/2017 e de nº 115, de 23/11/2017. Disponível em: <<http://www.sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido>>. Acesso em: out 2019.

TORRES, D. M. **Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro.** Natal: UFRN. 2011. Natal, UFRN, 2011. Dissertação de mestrado.

CAPÍTULO 10

REÚSO DA ÁGUA PARA FINS AGRÍCOLAS E SUA IMPORTÂNCIA NA SUSTENTABILIDADE DO SEMIÁRIDO NORDESTINO

Nilene Rodrigues dos Santos

Fabiana Xavier Costa

Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça

Marcos Barros de Medeiros

Edmilson Dantas da Silva Filho

INTRODUÇÃO

A escassez de água é um dos principais desafios do século XXI, devido à distribuição desigual desse recurso ao redor do mundo, seguido pela crescente necessidade de recursos hídricos em virtude do crescimento demográfico, econômico e melhoria dos padrões de vida, sendo crescente a preocupação da população com relação a segurança e a sustentabilidade do abastecimento de água (HENDGES, ANTES e TONES, 2018).

O crescimento dos processos de urbanização, nas últimas décadas, tem implicado no aumento da demanda de água para irrigação, abastecimento e diluição de esgotos, resultando em pressões cada vez maiores sobre os mananciais hídricos e, com isso, o reúso de água pode trazer benefícios econômicos, sociais e ambientais para as comunidades em que se insere, sendo uma alternativa sustentável para o aumento da oferta de água, diminuindo a pressão de demanda sobre os mananciais (MILLER, 2006.; URKIAGA et al., 2008).

A utilização de águas residuárias no Brasil para fins agrícolas é praticada por muitos anos e exercida de maneira informal e sem maiores cuidados com o meio ambiente e a saúde pública, sendo necessário regulamentar e promover esse método de utilização por meio de gestão, definição de legislação e disseminação de informações compatíveis com as condições técnicas, culturais e socioeconômicas do país (HENDGES, ANTES e TONES, 2018).

A região semiárida do Nordeste do Brasil é caracterizada por apresentar um curto período chuvoso, temperatura elevada e alta taxa de evaporação. Quanto à quantidade de água no solo disponível às plantas nesta região, registra-se uma deficiência hídrica na grande maioria dos meses do ano. Desta forma, o reúso planejado de águas na agricultura é uma medida para atenuar o problema da escassez hídrica no semiárido sendo também uma alternativa para os agricultores (SOUSA et al., 2003). Com o problema da carência hídrica, torna-se fundamental reduzir o consumo de água, utilizá-la racionalmente e priorizar formas sustentáveis para o seu reaproveitamento. É de suma importância gerenciar os recursos hídricos disponíveis, para que estes atendam às demandas, sem causarem danos à saúde ambiental (DORIGON e TESSARO, 2010 *apud* CARVALHO, 2014).

Diante do exposto, objetivou-se com este capítulo abordar sobre o reúso da água para fins agrícolas e sua importância na sustentabilidade do semiárido nordestino.

REÚSO DA ÁGUA NA AGRICULTURA DO MUNDO

Países como Espanha, China, EUA, Portugal e Israel possuem legislações consolidadas em relação ao reúso de águas residuárias na agricultura, em função das características de solo, clima, culturas agrícolas e necessidade hídrica do país em questão, em que os parâmetros físicos, químicos e biológicos adotados nesses países foram baseados nos parâmetros definidos por organizações como a Organização Mundial de Saúde (OMS), Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e a Agência de Proteção Ambiental (EPA), possibilitando o reúso da água na agricultura de forma segura em termos de saúde humana e ambiental (HENDGES, ANTES e TONES, 2018).

Rodrigues (2005) verificou que alguns países têm apresentado progressos significantes pela definição de regras, regulamentos e investimentos em projetos estratégicos no reúso de água utilizado em culturas agrícolas, como é o caso dos Estados Unidos, Israel, Tunísia, África do Sul, França, Itália, Espanha e México.

De acordo com dados da Academia Nacional de Pesquisa Americana, do inglês National Research Council of the National Academies (NRC), em 2008, havia cerca de 50 milhões m³/d de água sendo reutilizadas mundialmente, dos quais 21 milhões m³/d eram de esgoto tratado em 43 países, sendo Israel, com 75% dos efluentes reutilizados principalmente para agricultura e os Estados Unidos da América (EUA) o maior utilizador em volume e por se tratar de um método antigo de reúso de água (ABES, 2015).

Na China, políticas de reutilização e recuperação de águas residuais foram incorporadas nas pesquisas de políticas de recursos hídricos como um elemento essencial de proteção dos corpos hídricos e são seguidas as diretrizes da Organização

Mundial de Saúde (OMS) para reutilização segura de águas residuais na agricultura, que incluem opções de manuseio em toda a cadeia, desde o cultivo até o consumo. Porém, as instituições chinesas que fornecem os treinamentos necessários para cumprir os regulamentos precisam ser fortalecidas (CHANG e MA, 2012; MURRAY e RAY, 2010).

A reutilização da água em Portugal é baseada no conhecimento científico e tecnológico aplicado ao tratamento de águas residuais e também na adaptação do sistema institucional e normativo de gestão dos recursos hídricos assegurando credibilidade a essa estratégia e ainda estimulando a aceitação da prática de reutilização das águas residuais por parte do público (MONTE e ALBUQUERQUE, 2010). As normalizações adotadas sobre a reutilização de águas residuais, destaca-se a norma portuguesa (NP) 4434:2005, a qual fornece orientações sobre a utilização de águas residuais tratadas na irrigação agrícola, como culturas, florestas e viveiros, como também na irrigação paisagística, como parques, jardins, campos desportivos e apresenta critérios de qualidade das águas residuárias e orientações que visam garantir práticas seguras como métodos utilizados para a irrigação e a seleção dos equipamentos (MATOS et al., 2014).

Em Israel, o efluente de esgoto doméstico tratado (EDT) é considerado como parte efetiva dos recursos hídricos nacionais há mais de quarenta anos, oposto aos países citados anteriormente, e incluindo também o Brasil, onde o EDT pode ser considerado um recurso hídrico “complementar”, substituindo parcialmente as águas de melhor qualidade, quando estas se tornarem fator limitante, apresentando como uma das principais vantagens a utilização de águas de melhor qualidade para os fins mais nobres, como o consumo humano e mais da metade da água de irrigação utilizada pelos agricultores é de efluentes reciclados, correspondendo a 83% de todo o esgoto que é tratado e, com isso, tem uma agricultura desenvolvida e raramente passa por crises hídricas, pois adotou o uso intensivo de águas residuárias como a principal fonte de irrigação (REZNIK et al., 2017; RODRIGUES, 2005).

REÚSO DA ÁGUA NA AGRICULTURA DO BRASIL

A prática de irrigação agrícola ainda é nova no Brasil e aplicada em poucas áreas principalmente pela falta de estudos relacionados à determinada área e pela ausência de legislação (BERTONCINI, 2008). De acordo com os dados da Figura 1, é possível verificar a evolução da área irrigada no Brasil em milhões /ha e suas perspectivas para o futuro onde mostra que, em 44 anos (2006 a 2050), há uma expectativa de incremento de mais de 10 milhões/ha irrigados e que estes valores poderiam ser bem maiores se fosse adotado o reúso da água como mais uma estratégia para o uso racional dos recursos hídricos, podendo reduzir os custos de fertilização das

culturas, tal como o nível requerido de purificação do efluente e, em contrapartida, os custos de seu tratamento já que as águas residuárias contêm nutrientes e o solo e as culturas se comportam como biofiltros naturais (CHRISTOFIDIS, 2014; BRANDÃO et al., 2002).



Figura 1 - Evolução da área irrigada no Brasil em milhões /ha (Período 1950 - 2050)
Fonte: (CHRISTOFIDIS, 2014).

O reúso de água na agricultura do Brasil foi iniciado nos engenhos de cana-de-açúcar, utilizando o efluente originário das destilarias de álcool para irrigar as plantações de cana. Em 1993, com a escassez de água, algumas fábricas no estado de São Paulo iniciaram um programa de reúso de água para refrigeração de seus processos de fabricação (LEITE, 2003).

No Brasil, ao contrário de outros países, a experiência do reúso é bastante recente. No momento não se pode estabelecer padrões, o que pode ser feito é um ajuste à realidade nacional através de estudos sobre os riscos associados e os conhecimentos das condições específicas das regiões. A partir desse pressuposto, uma forma estruturada para se realizar o reúso pode ser estabelecida (CUNHA *et al.*, 2011, p. 1241).

A importância especial ao reúso da água foi dada na Agenda 21, realizada no Rio de Janeiro, em 1992, com o objetivo de enfrentar os desafios ambientais do século XXI a qual recomendou aos países participantes a implementação de políticas de gestão direcionada para o uso e reciclagem de efluentes, integrando proteção da saúde pública de grupos de risco com práticas ambientais adequadas (HESPANHOL, 2008).

Existe um grande potencial para uso de efluentes domésticos em processos produtivos agrícolas no Brasil, sobretudo na irrigação. Contudo, o tema é desprezado ou tratado apenas superficialmente nos programas oficiais de saneamento básico e em planos de recursos hídricos (BRAGA, MAROUELLI e LIMA, 2014).

O Brasil ainda está em fase inicial em termos de políticas públicas na efetivação e regulamentação de parâmetros técnicos a serem utilizados para o reúso da água, embora ocorram manifestações de reúso agrícola não planejado ou inconsciente em diversas regiões brasileiras (CUNHA et al., 2011; HESPANHOL, 2002). Faz-se necessária a criação de uma legislação federal mais específica e eficiente com normas e diretrizes que definam os conceitos, parâmetros e restrições ao reúso das águas para que a prática de reúso para fins agrícolas, no Brasil, seja utilizada de forma mais adequada (ARAÚJO, SANTOS e SOUZA, 2017).

Um primeiro avanço nesse campo foi obtido junto ao Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) com a Resolução N° 54, em 28 de novembro de 2005, que estabeleceu modalidades e diretrizes gerais que regulamentam e estimulam a prática de reúso direto não potável de água em todo o território nacional. Esta Resolução foi a primeira de uma série de resoluções posteriores que tratam das especificidades inerentes a diversas modalidades de reúso da água. Já em 16 de dezembro de 2010, foi aprovada pelo CNRH a Resolução N° 121, que estabelece diretrizes e critérios para a prática do reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal. (HENDGES, ANTES e TONES, 2018).

O principal instrumento utilizado para a prática de reúso no Brasil é a Norma Brasileira da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) - NBR 13.969 de 1997, que classifica apenas o reúso local, a partir de parâmetros físico-químicos de qualidade como: pH, turbidez, coliforme fecal, sólidos dissolvidos totais e cloro residual e também a sua adequada aplicação de acordo com quatro classes determinadas. Porém, esta norma não pode servir como instrumento para a adequação de parâmetros para reúso na agricultura, sendo necessário elaborar um instrumento específico do reúso para fins agrícolas (HENDGES, ANTES e TONES, 2018).

BENEFÍCIOS DO REÚSO DA ÁGUA NA AGRICULTURA

Estudos efetuados em diversos lugares do mundo comprovaram que a produtividade agrícola aumenta significativamente em sistemas de irrigação com reúso de esgotos adequadamente tratados, que possibilita a adição de nutrientes, reduzindo ou mesmo eliminando a necessidade de emprego de fertilizantes comerciais, e de matéria orgânica, aumentando a capacidade de retenção de água no solo (WHO, 1989; HESPANHOL, 2002).

Em Nagpur, na Índia, resultados experimentais foram efetuados pelo Instituto Nacional de Pesquisas de Engenharia Ambiental (NEERI), que investigou os efeitos no aumento da produtividade pela irrigação com esgotos domésticos, sobre as culturas produzidas (SHENDE, 1985) (Tabela 1).

Tabela 1- Aumento da produtividade agrícola (ton/ha/ano) possibilitada pela irrigação com esgotos domésticos

Irrigação efetuada com	Trigo 8 anos ^(A)	Feijão 5 anos ^(A)	Arroz 7 anos ^(A)	Batata 4 anos ^(A)	Algodão 3 anos ^(A)
Esgoto bruto	3,34	0,9	2,97	23,11	2,56
Efluente primário	3,45	0,87	2,94	20,78	2,3
Efluente de lagoa de estabilização	3,45	0,78	2,98	22,31	2,41
Água + NPK	2,7	0,72	2,03	17,16	1,7

(A) Número de anos utilizados para cálculo da produtividade média.

Fonte: (SHENDE, 1985 *apud* HESPANHOL, 2008).

Num país como o Brasil, com sérios problemas de poluição de suas fontes superficiais de água, principalmente aquelas próximas aos centros urbanos, com a distribuição espacial e temporal irregular da água no território e com uma região semiárida com quase um milhão de quilômetros quadrados, o reúso de águas residuais na agricultura poderia ser vantajoso sob pelo menos três aspectos. Primeiro, para suprir água para a irrigação, principalmente em regiões com restrições de disponibilidade hídrica. Segundo, em função dos custos do tratamento de efluentes domésticos para reúso na irrigação, dependendo da espécie vegetal a ser irrigada, serem muitas vezes menores do que o tratamento mínimo exigido para o 25 lançamento em corpos de água superficiais. Terceiro, a redução do volume de efluentes, mesmo que minimamente tratados, lançado nas fontes superficiais de água melhoraria a qualidade da mesma (BRAGA, MAROUELLI e LIMA, 2014).

São vários os benefícios da água de reúso proveniente de tratamento de efluentes na agricultura, podendo-se mencionar um significativo aumento na produção, tanto qualitativo quanto quantitativo; a possibilidade de substituição parcial de fertilizantes químicos, com a diminuição do impacto ambiental, em função da redução da contaminação dos cursos de água; além da economia da quantidade de água direcionada para a irrigação (BERNARDI, 2003).

De acordo com Costa *et al.* (2009), a água residuária aumenta a capacidade do solo de reter água e pode ser utilizada como biofertilizante, porém não substitui uma adubação convencional, uma vez que não fornece todos os macro e micronutrientes necessários para um bom desenvolvimento da maioria das culturas, ainda que disponibilize de uma boa quantidade de nutrientes.

A reutilização da água gera economia nos gastos, aumento da produtividade, a redução de fertilizantes comerciais, além da adição de matéria orgânica que age como um condicionador de solo, aumentando a capacidade de reter água e, com isso, a produção se torna mais sustentável (HESPANHOL, 2002).

Apesar dos benefícios que o uso de águas residuárias oferece para preservação ambiental e para regiões com carência hídrica, são necessários cuidados, como tratamento e avaliação, no intuito de se verificar os aspectos de salinidade, o excesso de nutrientes, sodicidade e sobretudo os aspectos sanitários relacionados à contaminação por bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus, que criam graves problemas de saúde pública uma vez que acarretam enfermidades (METCALF e EDDY, 2003).

Segundo Bernardi (2003), ao implementar sistemas de reúso e reciclagem de água, que possuam viabilidade técnica e econômica, implica em significativos benefícios ambientais por aumentar a oferta de água potável e disponível nos mananciais, ou por aumentar os níveis de tratamento dos efluentes líquidos, diminuindo os lançamentos nos corpos de água e conseqüentemente significativos impactos positivos em termos sociais e econômicos.

Os benefícios ambientais, econômicos e sociais de se fazer reúso e economia de água são vários, tais como: reduzir o lançamento de efluentes em cursos d'água, possibilitando uma melhoria na qualidade das águas, redução de captação de águas superficiais e subterrâneas preservando este recurso, aumento da disponibilidade de água potável, mudanças nos padrões de produção e consumo, aumento de competitividade nos setores industriais e melhor inserção dos produtos brasileiros no mercado internacional, e por fim os fatores sociais os quais são ampliação na geração de empregos diretos e indiretos, dignificação e qualidade de vida para populações carentes, entre outros fatores (OLIVEIRA, SILVA e CARNEIRO, 2013).

REÚSO DA ÁGUA E SUA IMPORTÂNCIA NA SUSTENTABILIDADE DO SEMIÁRIDO NORDESTINO

O Brasil é um dos países que possui maior disponibilidade hídrica mundial, porém algumas das regiões do país sofrem problemas graves de escassez de água devido às dimensões geográficas e condições climáticas diferenciadas, como é o caso do semiárido, que possui baixa disponibilidade de água causada principalmente pela reduzida precipitação, grande irregularidade de chuvas e alta taxa de evaporação; além disso, em decorrência da baixa qualidade da água disponível, tem seu uso limitado (ITABORAHY *et al.*, 2014). Ocupando uma área total de 969.589,4 km², o semiárido brasileiro abrange a maior parte dos Estados do Nordeste (CIRILO, 2008).

Como a região semiárida do Nordeste do Brasil é caracterizada por apresentar temperatura elevada e com um breve período chuvoso, a quantidade de água no solo disponível às plantas nesta região é escassa na grande maioria dos meses do ano, sendo o reúso planejado de águas na agricultura uma alternativa para atenuar o problema da escassez hídrica para os agricultores do semiárido (SOUSA *et al.*, 2003). Como a disponibilidade e a qualidade das águas para a região geram insegurança na tomada de decisão de políticas de recursos hídricos e de desenvolvimento agropecuário e socioeconômico, fazem-se necessárias medidas de planejamento e gestão dos recursos hídricos, visando atender à demanda da população, de forma permanente (MONTENEGRO e MONTENEGRO, 2012).

Nos períodos de escassez no semiárido nordestino, o uso da água se limita basicamente ao consumo humano e animal; o uso na agricultura e em outras atividades vem em segundo plano e a situação se agrava ainda mais quando a região analisada dispõe somente de água de baixa qualidade. Com isso, pesquisas vêm avançando no intuito de resolverem problemas de uso das águas de qualidade inferior, como também buscarem novas tecnologias que possibilitem a obtenção de novas fontes de abastecimento, sempre com o propósito da sustentabilidade tanto do homem como do meio ambiente, uma vez que a economia de água é um fator de extrema importância para que se alcance a sustentabilidade, pois é impossível falar de sustentabilidade sem que haja consciência e atitudes conservacionistas desse recurso hídrico, é necessário que haja processos em que se utilize a água sem comprometer sua qualidade e sem garantir que a mesma venha a faltar no futuro (SILVA, MEDEIROS e SILVA, 2012; OLIVEIRA, SILVA e CARNEIRO, 2013).

Jacobi (2003, p. 193) adverte sobre a problemática em que está envolvida a sustentabilidade:

A problemática da sustentabilidade assume neste novo século um papel central na reflexão sobre as dimensões do desenvolvimento e das alternativas que se configuram. O quadro socioambiental que caracteriza as sociedades contemporâneas revela que o impacto dos humanos sobre o meio ambiente tem tido consequências cada vez mais complexas, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos.

O reúso de águas na agricultura é apontado como forte medida para diminuir o impacto ambiental e atenuar o problema da escassez hídrica nas regiões semiáridas, assim como tem a possibilidade de substituição parcial de fertilizantes químicos, em que as plantas podem ser beneficiadas não apenas pela água, mas também, dentro de certos limites, pelos materiais dissolvidos no esgoto doméstico como a matéria orgânica, o nitrogênio, o fósforo, o potássio e os micronutrientes (CERQUEIRA et al., 2008).

De acordo com Sousa et al. (2005), o reúso de águas tratadas na agricultura, deve ser avaliado tanto sob os aspectos de sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes, quanto sob os aspectos sanitários: bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que o esgoto doméstico, em particular, quando utilizado sem tratamento adequado pode contaminar os trabalhadores das áreas cultivadas, os consumidores das culturas irrigadas e o ambiente.

Segundo Costa (2010) é possível utilizar água residuária na irrigação, desde que seja feito um estudo prévio quanto a qualidade da água, do solo, e da cultura a ser irrigada.

“Em regiões semiáridas onde a escassez de água é um fator limitante à produção agrícola, resolve-se dois problemas de uma só vez, ou seja, economia de água e aporte de nutrientes via efluente de esgoto doméstico” (SILVA, MEDEIROS e SILVA, 2012, p. 161).

Portanto, a tecnologia de reúso de águas se apresenta, especialmente para as regiões áridas e semiáridas, como uma das soluções mais alinhada à proteção e à conservação dos recursos hídricos, como uma alternativa ao lançamento de efluentes em corpos hídricos, associada ao desenvolvimento sustentável dessas regiões que, geralmente, possuem inúmeros impactos negativos de ação antrópica, dentre os quais o esgotamento do solo, perda da biodiversidade pela exploração predatória, surgimento de núcleos de desertificação, que tem ocasionado vários problemas, como a exclusão social de comunidades rurais, o êxodo rural, entre outros (LIMA, 2009).

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURAS AGRÍCOLAS DO SEMIÁRIDO

A maior parte do semiárido brasileiro situa-se na região Nordeste, sendo formado por um conjunto de espaços que se caracterizam pelo balanço hídrico negativo, resultante das precipitações médias anuais inferiores a 800 mm, insolação média de 2800 h por ano, temperaturas médias anuais de 23 a 27 °C, evaporação de 2.000 mm ao ano e umidade relativa do ar média em torno de 50%, apresentando forte insolação, temperaturas relativamente altas e regime de chuvas marcado pela escassez, irregularidade e concentração das precipitações num curto período, em média, de três meses, apresentando reservas de água insuficientes em seus mananciais (MOURA et al., 2020).

As principais culturas historicamente cultivadas no semiárido brasileiro, que possuem áreas com escassez de chuva são: milho (*Zea mays* L.), feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) (em áreas restritas a baixios, espaços úmidos ou em barragens subterrâneas), amendoim (*Arachis hypogaea* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* L.) e algodão (*Gossypium hirsutum* L.) (SILVA e NETO, 2019).

Na região semiárida do Nordeste do Brasil, em que a água é um fator limitado e escasso, faz-se necessário o aproveitamento adequado de águas residuárias com possibilidades de assegurar e potencializar a produção agrícola e, para que isso ocorra, existem diversos pesquisadores e instituições realizando trabalhos científicos com resultados significativos relativos ao aumento da produtividade de diversas culturas agrícolas utilizando o reúso de água na forma tratada (SILVA et al., 2012; BARROSO e WOLFF, 2011; FEITOSA et al., 2015; MALAFAIA et al., 2016; SANTOS et al., 2017; DANTAS et al., 2019).

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURA DO MILHO (*Zea mays* L.)

A cultura do milho (*Zea mays* L.) (Figura 2) é muito presente nas áreas de agricultura dependente de chuva no semiárido, visando à produção de espigas para alimentação humana e caso não se consiga a produção de espigas, a palha ou resto cultural é aproveitado como ração para animais e essa prática ainda persiste entre os agricultores do semiárido, mesmo com as perdas de safra principalmente nos anos de seca, refletindo não somente as condições de solo e práticas agrícolas, mas principalmente os aspectos do clima, que tornam a colheita, especialmente dos grãos, cada vez mais incerta e rara (SILVA e NETO, 2019).



Figura 2 - Cultura de milho (*Zea mays* L.) em área dependente de chuva na comunidade Caiçara, em Petrolina, PE, em 2012
Fonte: (SILVA e REGITANO NETO, 2019).

De acordo com Ferreira (2000), a adubação é o principal fator que mais contribui para o aumento da produtividade e qualidade do milho.

A fertirrigação com esgoto doméstico proporcionou maiores valores de altura de planta, diâmetro do caule, e número de folhas, sendo considerada como fonte alternativa de fertilizantes para produção de milho, contribuindo deste modo para redução do uso de água de boa qualidade na agricultura. Apesar do esgoto doméstico tratado ser uma alternativa viável na irrigação do milho, é necessário realizar o acompanhamento das possíveis alterações físicas, químicas e microbiológicas do solo ao longo de sucessivos cultivos (COSTA et al., 2014).

Vasquez-Montiel et al. (1996) citam resultados de pesquisa realizada com milho submetido à irrigação com reúso de água e observaram que a fertirrigação com o esgoto tratado aumentou a produtividade do milho e a absorção de nitrogênio e fósforo pelas plantas.

De acordo com Lucas Filho et al. (2001), os fatores de produção do milho foram positivos e significativos quando submetidos à fertirrigação com água residuária, com uma produção de biomassa de 17% a 24% superior aos métodos tradicionais de irrigação.

Fonseca (2001) observou maior produção de matéria seca nas plantas de milho irrigadas com efluente tratado em relação às irrigadas com água de abastecimento e devido ao aproveitamento dos adubos contidos no efluente verificou um bom estado nutricional das plantas.

Azevedo et al. (2007) observaram um incremento na produtividade do milho forrageiro híbrido AG 1051 com água residuária em relação à produção alcançada quando se utilizou somente a água de abastecimento.

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR (*Saccharum officinarum* L.)

A cana-de-açúcar (Figura 3) é uma cultura que possui alto valor econômico tanto no Brasil quanto no mundo, sendo utilizada na produção de açúcar, energia elétrica e álcool e um dos fatores que mais afeta a produtividade agroindustrial da cana-de-açúcar é o déficit hídrico, sendo este causado pela irregularidade de chuvas nas diversas regiões brasileiras, dentre as quais merece destaque a região Nordeste (SILVA et al., 2014; SOBRINHO et al., 2019).



Figura 3 – Cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.)
Fonte: (SIMÕES, GUIMARÃES e OLIVEIRA, 2017).

O semiárido brasileiro, por suas particularidades edafoclimáticas como grande intensidade de luz, e o predomínio de solos naturalmente bem drenados, apresenta um grande potencial para a produção de cana-de-açúcar em larga escala, uma vez que tal região reúne fatores ambientais que são extremamente favoráveis ao desenvolvimento desta cultura. Porém o fator que vem sendo apontado como limitante para o cultivo da cana-de-açúcar na região é, sem dúvida, a disponibilidade hídrica, uma vez que a região semiárida do Nordeste do Brasil é caracterizada por apresentar um curto período chuvoso, temperatura elevada e alta taxa de evaporação, em que o reúso planejado de águas residuárias domésticas na agricultura vem sendo apontado como uma medida para atenuar o problema da escassez hídrica no semiárido (FREITAS et al., 2012; SOUSA et al., 2005).

Pesquisadores verificaram que o reúso planejado de águas residuárias domésticas proporcionou ganhos de produtividade da cana-de-açúcar, desenvolvimento

vegetativo e redução da adubação nitrogenada (DEON et al., 2010; FREITAS et al., 2012; LEAL et al., 2009).

Segundo Freitas (2013), a capacidade do efluente de esgoto doméstico tratado de favorecer os aspectos nutricionais da cultura da cana-de-açúcar justifica os maiores valores de PPE (Potencial Produtivo de Etanol em relação à cana-de-açúcar irrigada com água potável).

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURA DE FEIJÃO-CAUPI (*Vigna unguiculata* L. Walp)

O feijão caupi (*Vigna unguiculata* L. Walp), também conhecido como feijão de corda e feijão macássar, apresenta grande importância na alimentação das populações que vivem nas regiões Norte e Nordeste do Brasil, principalmente as mais carentes, pois fornece um alimento de alto valor nutritivo e, por isso, constitui-se na principal cultura de subsistência dessas regiões, gerando também emprego e renda, tanto na zona rural, quanto na zona urbana (LIMA et al., 2007).



Figura 4 - Feijão caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp)
Fonte: (CARDODO, MELO e RIBEIRO, 2017).

Diversas cultivares de feijão caupi são plantadas na região semiárida e adaptam-se aos diferentes tipos de solos e condições climáticas, como a linhagem ‘Paulistinha’ e ‘Pujante’ testadas para condições climáticas do semiárido o que dá mais uma garantia de adaptação ao clima e solo dessa região e são de baixo uso de insumos (VILARINHO et al., 2010; SANTOS et al., 2007; SILVA e REGITANO NETO, 2019).

Rebouças et al. (2010), trabalhando com feijão caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado, observaram um efeito positivo para a biomassa total, em que as plantas irrigadas apenas com efluentes domésticos aumentaram a

produção da matéria seca total em 117,07%, elevando a produção de fitomassa seca da raiz, caule e folha e demais variáveis, evidenciando o crescimento proporcional das plantas e que na ausência de adubação mineral, os solos irrigados com água residuária de esgoto doméstico tratado conseguem suprir as necessidades nutricionais da planta.

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURA DO ALGODÃO (*Gossypium hirsutum* L.)

São cultivados dois tipos de algodão no Brasil, o herbáceo *Gossypium hirsutum* L. var. *latifolium* Hutch, de ciclo anual, responsável por grande parte da produção nacional (mais de 98%), cultivado em todas as regiões do Brasil e o algodoeiro arbóreo *Gossypium hirsutum* L. var. *marie-galante* (Watt) Hutch, (Figura 5), conhecido regionalmente como algodão mocó e cujo plantio é restrito a alguns estados do Nordeste (SILVA et al., 2013).

Em meados da década de 1990, a Embrapa Algodão iniciou um programa de melhoramento genético do algodoeiro para obtenção de cultivares de algodão com fibras coloridas e alcançou grande sucesso e, atualmente, diversos estados da região Nordeste, com destaque para a Paraíba, produzem o algodão colorido, que representa uma retomada da cotonicultura na região e uma forma de agregação de renda para o agricultor familiar do semiárido nordestino (CARVALHO, 2016; OLIVEIRA e ARRIEL, 2019).



Figura 5 - Algodão (*Gossypium hirsutum* L. var. *marie-galante* (Watt) Hutch)
Fonte: Adaptada de (OLIVEIRA e ARRIEL, 2019).

A produtividade do algodão pode ser aumentada pelo genótipo da cultura, pela manipulação do ambiente, ou pela intensificação do uso de insumos (SILVA, ALVES e WANDERLEY JÚNIOR, 2009).

Azevedo et al. (2005) verificaram que o reúso da água tratada contribuiu para a melhor qualidade e incremento da produção das fibras do algodão, possivelmente devido ao potencial nutricional dos efluentes.

Alves et al. (2009) observaram que as aplicações com reúso da água tratada em solo adubado não afetaram o desenvolvimento das plantas de algodão, já sem a adubação, a área foliar aumentou com o incremento das lâminas de irrigação com reúso da água.

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURA DO GIRASSOL (*Helianthus annuus L.*)

O girassol (*Helianthus annuus L.*) (Figura 6) foi introduzido no Brasil, no final do século XIX, pelos colonos europeus e se adapta a diferentes condições edafoclimáticas, podendo ser cultivado desde o Rio Grande do Sul até Roraima, ou seja, adapta-se bem em diversos ambientes, podendo tolerar estresse hídrico e altas e baixas temperaturas (LEITE et al., 2005; LEITE et al., 2007; RIBEIRO, 2008).



Figura 6 - Girassol (*Helianthus annuus L.*)
Fonte: (CARVALHO et al., 2017).

O girassol pode ser considerado uma espécie de elevada tolerância à seca e de alta produtividade de grãos e de óleo, sendo recomendável seu cultivo na região semiárida em agricultura dependente de chuva, pois tolera ampla variação de temperatura, podendo germinar desde 4 °C até 30 °C, e a temperatura ótima para seu desenvolvimento está na faixa entre 20 °C e 25 °C, apresenta ciclo curto e é estratégica para a agricultura dependente de chuva, pois conclui seu ciclo em poucos meses, podendo ser cultivado no curto período chuvoso característico das regiões semiáridas do Nordeste. O sistema radicular do girassol é profundo, o que permite

que a espécie explore grande volume de solo e seja resistente à seca (PRADO e LEAL, 2006; ŠKORIC, 2009; OLIVEIRA e ARRIEL, 2019).

Na região Nordeste, o girassol pode ser cultivado após a colheita da cana-de-açúcar, o que irá contribuir para o aumento do rendimento dos futuros plantios de cana-de-açúcar, já que o girassol é um bom reciclador de nutrientes, trazendo os nutrientes, em especial o potássio, de camadas mais profundas do solo para a superfície ou ser plantado em esquemas de consorciação com culturas alimentares como o feijão, milho, mandioca e o feijão-de-corda, ou com outras lavouras oleaginosas como a mamona, amendoim e pinhão-manso (EMBRAPA, 2020).

Souza et al. (2010), trabalhando com o genótipo ornamental de girassol BRS OÁSIS para corte, observaram resultados significativos em todas as variáveis estudadas para o uso e reúso da água em relação à água de abastecimento.

Diversas pesquisas desenvolvidas por Lucas Filho et al. (2002), Andrade et al. (2007), Nobre et al. (2008), Silva et al. (2012), com o cultivo do girassol utilizando o reúso de água tratada, comprovaram a eficiência do reúso da água como instrumento de irrigação que, além de suprir as necessidades hídricas da cultura, ainda serve como fonte de nutrientes para o desenvolvimento da cultura.

Santos Júnior et al. (2011) utilizaram água residuária e de abastecimento, no desenvolvimento do girassol, e observaram que a irrigação com água residuária influenciou positivamente as variáveis de fitomassa fresca e seca das folhas, do caule e da parte aérea, todas ligadas à produção de forragem.

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURA DE MELANCIA (*Citrulus lanatus* Schrad)

A melancia (*Citrulus lanatus* Schrad) (Figura 7) pertence à família Cucurbitaceae e ao gênero *Citrulus*. É classificada como uma espécie herbácea de ciclo vegetativo anual de crescimento rasteiro, com várias ramificações que alcançam até cinco metros de comprimento. As variedades comerciais apresentam, em média, ramos de quatro metros de comprimento e encontrou no sertão nordestino as melhores condições edafoclimáticas para o seu desenvolvimento vegetativo (QUEIROZ et al., 1999; DIAS e RESENDE, 2010).

A cultura da melancia prefere solos leves, profundos e ricos em matéria orgânica. Não tolera clima frio, produz melhor no calor e com bastante luz. A temperatura média ideal se situa entre 20 °C e 30 °C. Para seu bom desenvolvimento e produção de frutos com qualidade, os solos precisam ser corrigidos tanto para acidez quanto para elevar os níveis de nutrientes. Para tanto, adubação química e orgânica são necessárias em fundação e cobertura. (DIAS e RESENDE, 2010; SOUZA, NUNES e ZONTA, 2019).

A região Nordeste é a principal produtora de melancia com 27% da produção nacional, sendo que entre os principais produtores dessa região, destacam-se os estados da Bahia com 253.010 toneladas e o Rio Grande do Norte com 121.688 toneladas (SOUZA, NUNES e ZONTA, 2019).



Figura 7 - Melancia (*Citrulus lanatus* Schrad)
Fonte: Adaptada de (SOUZA, NUNES e ZONTA, 2019).

Souza Filho et al. (2017) encontraram elevados valores de produtividade estudando o cultivo de melancia irrigado com reúso de água tratada e diferentes níveis de adubação química. Mota et al. (2011) verificaram o efeito significativo para o número de folhas utilizando o reúso de água tratada em mudas de melancia.

Salgado et al. (2018) avaliaram a viabilidade agrônômica do reúso de água tratada em reator anaeróbico para o cultivo de melancia tipo Crimson Sweet, em estudo de campo no sertão pernambucano e verificaram que o tratamento com lâmina a 125% que resultou em frutos de maiores tamanho (20,78 cm) e peso (7,12 kg.un-1), bem como de produtividade média (61,1 t.ha-1), que são valores superiores às médias nacional e do estado de Pernambuco, demonstrando a viabilidade agrônômica do reúso nas condições testadas.

REÚSO DA ÁGUA EM CULTURA DE MELÃO (*Cucumis melo* L.)

O melão (*Cucumis melo* L.) é uma cultura de clima tropical, que se adapta ao calor, insolação e baixa umidade relativa do ar, limitando seu cultivo comercial às regiões quentes e secas (CARVALHO, 1996).

A produção nacional de melão concentra-se na região Nordeste, sendo responsável por mais de 95% da produção nacional, com destaque para os estados do Ceará e Rio Grande do Norte, que concentraram mais de 80% do melão brasileiro, na última década (CELIN et al., 2014).

No Brasil, os tipos de melão mais comercializados (Figura 8) pertencem às variedades botânicas *inodorus* (Amarelo, Pele de Sapo e Honeydew) e *cantaloupe* (Cantaloupe, Gália e Charentais) (ROBINSON e DECKER-WALTERS, 1997 *apud* OLIVEIRA et al., 2017).

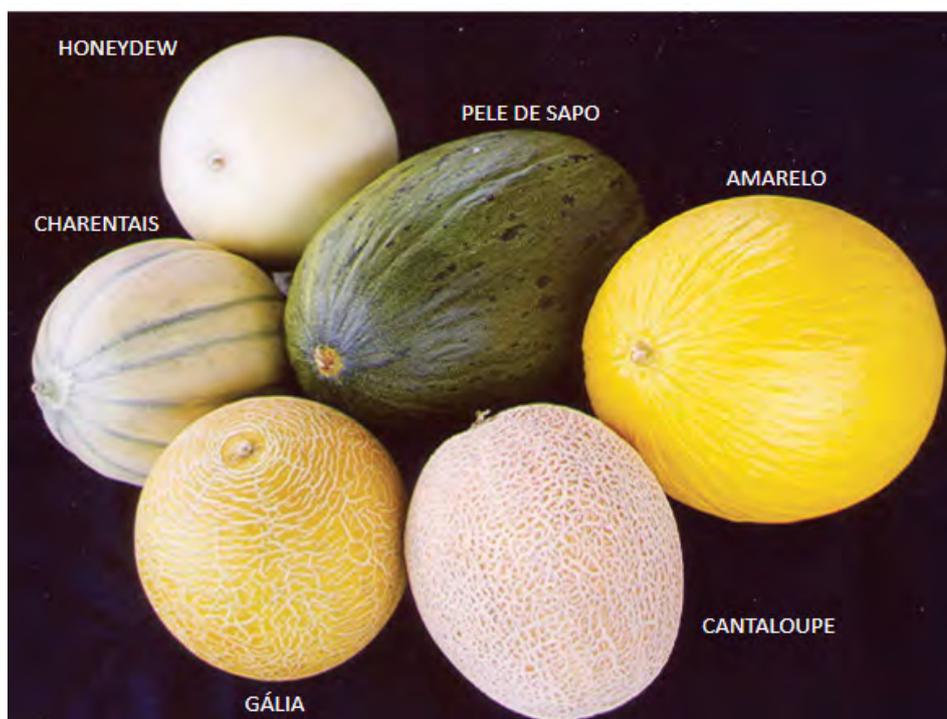


Figura 8 - Os tipos de melões mais comercializados no Brasil: *inodorus* (Amarelo, Pele de Sapo e Honeydew) e *cantaloupe* (Cantaloupe, Gália e Charentais)
Fonte: (OLIVEIRA et al., 2017).

A utilização de água residuária para irrigação de mudas, na fase inicial de produção, pode suprir a necessidade nutricional, reduzindo o uso de adubos minerais, uma vez que muitos trabalhos evidenciam o desenvolvimento de mudas de meloeiro com diferentes substratos e formulações minerais. Entretanto, a maioria deles são incorporados aos substratos nutrientes minerais visando a suprir a demanda das plantas, ou seja, quanto maior a concentração de água residuária, maiores os efeitos positivos para o crescimento inicial de mudas de meloeiro (SILVA et al., 2012).

Sem maiores efeitos deletérios às plantas e, ainda, tem havido economia de fertilizantes convencionais, a viabilidade de uso de água residuária de origem doméstica no cultivo de mudas de meloeiro para as condições do estudo vem mostrando resultados satisfatórios quando fertirrigadas com efluente de estação de tratamento (MAURER e DAVIES, 1993; LURIE et al., 1996).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reúso de água fornecida pelas estações de tratamento de água e esgoto pode auxiliar como uma das alternativas na resolução do problema da escassez hídrica que causa grandes impactos na agricultura do semiárido nordestino e, portanto, devam-se intensificar os programas que incentivem o reúso da água na agricultura, uma vez que a exigência hídrica para as principais culturas agrícolas do semiárido nordestino pode ser suprida pelo reúso parcial ou total de água.

Deve-se considerar o reúso de água como uma maneira sustentável de produção, em que o uso racional da água compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de efluentes e do consumo de água.

Que novos estudos e pesquisas possam ser realizados nas principais culturas agrícolas do semiárido para evitar os possíveis riscos do reúso da água na saúde humana, animal e ao meio ambiente.

Portanto, este capítulo contribuiu para que a prática de reúso da água tratada possa ser implementada em culturas agrícolas de importância para o semiárido, como o milho, feijão, cana-de-açúcar, algodão, girassol, melancia, melão e demais culturas, uma vez que a água, matéria orgânica e minerais são insumos agrícolas importantes para o desenvolvimento das culturas e na sustentabilidade do semiárido nordestino.

REFERÊNCIAS

ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Reúso de água nas crises hídricas e oportunidades no Brasil*. 2015.

ALVES, W. W. A. et al. Área foliar do algodoeiro irrigado com água residuária adubado com nitrogênio e fósforo. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Mossoró, v. 4, n. 1, p. 41-46, 2009.

ANDRADE, L. O.; NOBRE, G. R.; SOARES, F. A. L.; GHEYI, H. R.; FIGUEIREDO, G. R. G., SILVA, L. A. Germinação e crescimento inicial de plantas de girassol (*Helianthus annuus* L.) irrigadas com água residuária. *Revista Educação Agrícola Superior*, v.22, n. 2, p. 48-50, 2007.

AZEVEDO, M. R. Q.; KÖNIG, A.; BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, C. A. V.; TAVARES, T. L.; SOARES, F. A. L. Efeito da irrigação com água residuária tratada sobre a produção de milho forrageiro. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v. 2, n. 1, p. 63-68, 2007.

AZEVEDO, M. R. Q. A. et al. Características tecnológicas da fibra do algodão herbáceo sob efeito de adubação nitrogenada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, Suplemento, p. 202-206, 2005.

BARROSO, L. B.; WOLFF, D. B. Reúso de esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, v. 8, n. 3, p. 225-236, 2011.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de Efluentes e Reúso da Água no Meio Agrícola. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*. São Paulo, v.1, n.1, p.152-169, 2008.

BRAGA, M. B.; LIMA, C. E. P. Reúso de água na agricultura. Brasília, DF: Embrapa, 2014. 200 p.

BRANDÃO, L. P.; MOTA, S.; MAIA, L. F. Perspectivas do Uso de Efluentes de Lagoas de Estabilização em Irrigação. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória-ES. *Anais... SIBESA*. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

CARDOSO, M. J.; MELO, F. B. de.; CARDOSO, V. Q. R. *Produtividade de grãos de feijão-caupi em diferentes arranjos de plantas no município de Magalhães de Almeida, leste maranhense* / Milton José Cardoso, Francisco de Brito Melo, Valdenir Queiroz Ribeiro. - Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2017. 19 p.; 21 cm x 15 cm. - (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Meio-Norte, ISSN 1413-1455; 115).

CARVALHO, L. P. *Novas linhagens de algodoeiro herbáceo com coloração na fibra*. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2016, 17p.

CARVALHO, J. M. Comercialização de frutas de qualidade: a importância do tratamento pós-colheita. 1996, 176 p. *Dissertação Mestrado* – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1996.

CARVALHO, N. L.; HENTZ, P.; SILVA, J. M.; BARCELLOS, A. L. Reutilização de águas residuárias. *Revista Monografias Ambientais*, v. 14, n. 2, p. 3164-3171, mar. 2014.

CARVALHO, H. W. L. de.; CARVALHO, L. M. de.; CARVALHO, C. G. P. de.; MARQUES, M. G. V. P.; SANTOS, E. Comportamento de Cultivares de Girassol em Ensaio Finais de 1º e de 2º anos em Sergipe – Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2017, 24p. (*Boletim de Pesquisa / Embrapa Tabuleiros Costeiros*, ISSN 1678-1961; 128).

CELIN, E. F.; PASTORI, P. L.; NUNES, G. H. S.; ARAGÃO, F. A. S. Agronegócio brasileiro do melão na última década. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OLERICULTURA, 53., 2014, Palmas. *Anais...Palmas*: ABH, 2014.

CERQUEIRA, L. L. et al. Desenvolvimento de *Heliconia psittacorum* e *Gladiolus hortulanus* irrigados com águas residuárias tratadas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 12, n. 6, 2008, p. 606-613.

CHANG, D.; MA, Z. Wastewater reclamation and reuse in Beijing: Influence factors and policy implications. *Desalination*, China, v. 1, n. 297, p.72-78, maio 2012.

CHRISTOFIDIS, Demétrios. A evolução da irrigação no Brasil e o reúso de água. In: BRAGA, Marcos Brandão e LIMA, Carlos Eduardo Pacheco. Reúso de água na agricultura. Brasília, DF: Embrapa, 2014, p.97-129.

Cirilo, J. A. C. Políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. *Estudos Avançados*, v.22, p.61-82, 2008.

COSTA, F. X.; LIMA, V. L. A.; BELTRÃO, N. E. D. M.; AZEVEDO, C. A. V.; SOARES, F. A. & ALVA, I. D. M. Efeitos residuais da aplicação de biossólidos e da irrigação com água residuária no crescimento do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.6, p.687-693, 2009.

COSTA, Regina Helena Pacca G. Reúso. In: TELLES, Dirceu D'alkmin; COSTA, Regina Pacca. *Reúso da Água: conceitos, teorias e práticas*. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2010. p. 153-207.

COSTA, Z. V. B. da.; GURGEL, M. T.; COSTA, L. R.; ALVES, S. M. C.; FERREIRA NETO, M.; BATISTA, R. O. Efeito da aplicação de esgoto doméstico primário na produção de milho no assentamento Milagres (Apodi-RN). *Revista Ambiente e Água*, v.9, n.4, p. 737-751,2014.

CUNHA, A. H. N.; OLIVEIRA, T. H. D.; FERREIRA, R. B.; MILHARDES, A. L. M. & SILVA, S. M. D. C. O reúso de água no Brasil: a importância da reutilização de água no país. *ENCICLOPÉDIA BIOSFERA*, Centro Científico Conhecer-Goiânia, 7(13), 2011.

DANTAS, I. L. A.; FACCIOLI, G. G.; MENDONÇA, L. C.; NUNES, T. P.; VIEGAS, P. R. A.; SANTANA, L. O. G. Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus* L.). *Revista Ambiente & Água*. v.9, n.1, 2014.

DEON, M. D.; GOMES, T. M.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. M.; SILVA, E. Produtividade e qualidade da cana-de-açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 45, n. 10, p.1149-1156, 2010.

DIAS, R. de C.S.; RESENDE, G.M. de. Socioeconomia. In: REIS, A.; MENDES, A. M. S.; SIL-VA, A. F.; OLIVEIRA, A. R. de; FARIA, C. M. B. de; TERAPO, D.; SILVA, D. J.; BATISTA, D. da C.; TEIXEIRA, A. A.; SOUZA, F. de F.; RESENDE, G. M. de; BARBOSA, G. da S.; ALENCAR, J. A. de; ANJOS, J. B. dos; CASTRO, J. M. da C. e; ALVES, J. C. da S. F.; DAMACENO, L. S.; QUEI-ROZ, M. A. de; CALGARO, M.; BRAGA, M. B.; BARBOSA, M. A. G.; LIMA, M. A. C. de; LIMA, M. F.; COSTA, N. D.; CORREIA, R. C.; SOUZA, R. N. C. de; DIAS, R. de C. S.; CUNHA, T. J. F. *Sistema de produção de melancia*. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010.

DORIGON, E. B.; TASSARO, P. Caracterização dos efluentes da lavagem automotiva em postos de atividade exclusiva na região AMAI – Oeste catarinense. *Unoesc & Ciência – ACBS*, Joaçaba, v. 1, n. 1, p. 13-22, jan./jun. 2010.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Desempenho de Cultivares de Girassol no Nordeste Brasileiro nos Anos Agrícolas de 2010 e 2011*. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2012/cot_123.pdf>. Acesso em: 15 out. 2020.

FERREIRA, P. V. *Estatística experimental aplicada à agronomia*. 3. ed. Maceió: UFAL, 2000. 604p.

FREITAS, C. A. S.; SILVA, A. R. A.; BEZERRA, F. M. L.; FERREIRA, C. S.; ANDRADE, R. R. Crescimento vegetativo da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) irrigada com água de esgoto doméstico tratado. *Conexões Ciência e Tecnologia.*, v. 6, n. 1, p. 27-43, 2012.

FONSECA, A. F. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado. 2001. 126 f. *Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)* – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2001.

HENDGES, L. T.; ANTES, B. S.; TONES, A. R. M. Reúso da água na agricultura: a realidade brasileira e experiências internacionais. *Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia*, Medianeira, v. 09, n. 94, p. 109, 2018.

HESPANHOL, Ivanildo. Potencial de reúso de água no Brasil: Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Volume 7, nº 4. p. 75-95, 2002.

HESPANHOL, Ivanildo. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. *Estudos Avançados*. vol. 22, n. 63, p. 131-158, 2008.

ITABORAHY, C. R.; LIMA, F.; NASCIMENTO, V. M. C. da.; BRAGA, M. B. Reúso de água na agricultura no contexto da gestão de recursos hídricos no Brasil. In:

BRAGA, Marcos Brandão e LIMA, Carlos Eduardo Pacheco. *Reúso de água na agricultura*. Brasília-DF: Embrapa, 2014, p. 59-96.

JACOBI, Pedro. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. *Cadernos de pesquisa*, n. 118, março/ 2003, p. 189-205, março/ 2003.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J.; PIEDADE, S. M. S. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 242-249, 2009.

LEITE, A. M. Reúso de água na gestão integrada de recursos hídricos, 2003. *Dissertação (Mestrado)* – Universidade Católica de Brasília.

LEITE, R. M. V. B. de C. et al. Indicações para o cultivo de girassol nos Estados do Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Roraima. Embrapa-CNPS, Londrina, 2007. 4 p. (*Comunicado Técnico*, 78).

LEITE, R. M. V. B. C.; BRIGHENTI, A. M.; CASTRO, C. *Girassol no Brasil*. Londrina: Embrapa Soja, 2005.

LIMA, C. J. G. S. et al. Resposta do feijão caupi à salinidade da água de irrigação. *Revista Verde Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Mossoró, v.2, n.2, p.79-86, 2007.

LIMA, V. L. A. de. Reúso de água para irrigação em zonas áridas. In: *Manejo e sustentabilidade da irrigação em regiões áridas e semiáridas*. Cruz das Almas: UFRB, 2009, p.145-162.

LUCAS FILHO, M.; PEREIRA, M. G.; SILVA, D. A.; NETO, C. O. A.; MELO, H. N. S.; SILVA, G. B. Águas residuárias – Alternativa de reúso na cultura de girassol (*Helianthus annuus* L.). In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória-ES. *Anais...* SIBESA. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

LUCAS FILHO, M.; PEREIRA, M. G.; LIMA, A. SILVA, M. D. A.; FONSECA, F. C. E. Avaliação preliminar do potencial de reúso de águas residuárias tratadas em culturas de milho (*Zea mays*) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. *Anais...* Paraíba: Universidade Federal de Campina Grande; Sociedade Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001. CD Rom.

LURIE, S.; ZILKAH, S.; DAVID, I.; LAPSKER, Z.; ARIE, R. B. Quality of “Flamekist” nectarine fruits from an orchard irrigated with reclaimed sewage water. *Journal of Horticultural Science*, v.71, p. 313-319, 1996.

MALAFAIA, G.; RODRIGUES, A. S. De L.; ARAÚJO, F. G. de.; LEANDRO, W. M. Teor de nutrientes em folhas de milho fertilizado com vermicomposto de lodo de curtume e irrigado com água residuária doméstica. *Revista Ambiente e Água*, v.10, n. 4, p. 801-809, 2016.

MATOS, C. et al. Wastewater and greywater reuse on irrigation in centralized and decentralized systems — An integrated approach on water quality, energy consumption and CO2 emissions. *Science of The Total Environment*, v. 493, p. 463-471, 2014.

MAURER, M. A.; DAVIE, F. S. Microsprinkler irrigation of young “Redblush” grapefruit trees using reclaimed water. *HortScience*, v.28, n.12, p.1157-1161, 1993.

MELO, G. K. R. M. M. O reúso de água como instrumento de gestão dos recursos hídricos: Necessidade de regulamentação do reúso para fins agrícolas. *Revista Educação Agrícola Superior. Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior – ABEAS*. v.25, n. 2, p. 93-98, 2010.

METCALF; EDDY INC. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 40 ed. New York: Mc. Graw-Hill, 2003, 1819p.

MILLER, G. W. Integrated concepts in water reuse: managing global water needs. *Desalination*, v. 187, p. 65-75, 2006.

MONTE, H. M., e ALBUQUERQUE, A. *Reutilização de águas residuais*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos e Instituto Superior de Engenharia de Lisboa. V.14. 2010.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. *Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. Recursos hídricos em regiões semiáridas / editores, Hans Raj Gheyi, Vital Pedro da Silva Paz, Salomão de Sousa Medeiros, Carlos de Oliveira Galvão - Campina Grande-PB: Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas-BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012, p. 2 -27.*

MOTA, A. F.; ALMEIDA, J. P. N.; SANTOS, J. S.; AZEVEDO, J.; GURGEL, M. T. Desenvolvimento inicial de mudas de melancia ‘CRIMSON SWEET’ irrigadas com águas residuárias. *Revista Verde, Mossoró*, v. 6, n. 2, p. 98-104, 2011.

MOURA, M. S. B. de; GALVINCIO, J. D.; BRITO, L. T. de L.; SOUZA, L. S. B. de; SÁ, I. I. S.; SILVA, T. G. F. da. *Clima e água de chuva no semiárido*. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA/36534/1/OPB1515.pdf> Acesso em: 15 outubro de 2020.

MURRAY, A.; RAY, I. Wastewater for agriculture: A reuse-oriented planning model and its application in peri-urban China. *Water Research*. v. 44, n. 5, p.1667-1679, mar. 2010.

NOBRE, R. G.; ANDRADE, L. O.; SOARES, F.A.L.; GHEYI, H.R.; FIGUEIREDO, G. R. G.; SILVA, L. A. Vigor do girassol (*Helianthus annuus* L.) sob diferentes qualidades de água. *Revista Educação Agrícola Superior*, v. 23, n. 1, p. 58-60, 2008.

OLIVEIRA et al. F. I. C. de. A cultura do melão. In: FIGUEIRÊDO, M. C. B. de; GONDIM, R. S.; ARAGÃO, F. A. S. de (Ed.). *Produção de melão e mudanças climáticas: sistemas conservacionistas de cultivo para redução das pegadas de carbono e hídrica*. Brasília, DF: Embrapa, p.17-32 2017.

OLIVEIRA, M. N.; SILVA, M. P; CARNEIRO, V. A. Reúso da Água: um novo paradigma de sustentabilidade. *Élisée, Revista de Geografia da UEG*, Porangatu, v. 2, n.1 , p. 146-157, 2013.

OLIVEIRA, A. R. de.; ARRIEL, N, H. C. As principais oleaginosas da agricultura familiar. In: MELO, R. F. de; VOLTOLINI, T. V. (Ed.). *Agricultura familiar dependente de chuva no Semiárido*. Brasília-DF, Embrapa, p. 85-127, 2019.

PRADO, R. M.; LEAL, R. M. Desordens nutricionais por deficiência em girassol variedade. Catissol-01. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 36, n. 3, p. 187-193, 2006.

QUEIROZ, M. A.; RAMOS, S. R. R.; MOURA, M. C. C. L.; COSTA, M. S. V.; SILVA, M. A. S. (1999) Situação atual e prioridade do Banco Ativo de Germoplasma (BGA) de cucurbitáceas do Nordeste brasileiro. *Horticultura Brasileira*, v. 17, p. 25-29.

REBOUÇAS, J. R. L.; DIAS, N. S.; GONZAGA, M. I. S.; GHEYI, H. R.; SOUSA NETO, O. N. Crescimento do feijão-caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado. *Revista Caatinga*, v. 23, n. 1, p.97-102, 2010.

REZNIK, A. et al. Economic implications of agricultural reuse of treated wastewater in Israel: A statewide long-term perspective. *Ecological Economics*, Israel, v. 1, n. 135, p.222-233, 2017.

RIBEIRO, J. L. Manejo da cultura do girassol no Meio-Norte do Brasil. Embrapa Meio-Norte, Teresina, 2008, 9 p. (*Circular Técnica*, 48).

RODRIGUES, R. S. As dimensões legais e institucionais do reúso de água no Brasil: proposta de regulamentações do reúso no Brasil. 2005, 177p. (*Dissertação de Mestrado*) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROBINSON, R. W.; DECKER-WALTERS, D. S. Evolution and exploitation. In: ROBINSON, R. W.; DECKER-WALTERS, D. S. (Ed.). *Curcubis*. New York: CAB International, 1997, cap. 2, p. 35.

SALGADO, V. C. et al. Cultivo de melancia no semiárido irrigado com diferentes lâminas de esgoto doméstico tratado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 4, p. 727-738, 2018.

SANTOS, C. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, M. A. L.; PEDROSA, E. M. R. Evapotranspiração e coeficientes de cultura da *Moringa oleifera* em condições semiáridas em Pernambuco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 21, n.12, p. 840-845, 2017.

SANTOS, J. G. R.; SANTOS, E. C. X. R. *Agricultura orgânica: teoria e prática*. Editora da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, 2008. 228p.

SANTOS JUNIOR, J. A., GHEYI, H. R., DIAS, N. S., SOARES, F. A. L., NOBRE, R. G. Doses de boro e água residuária na produção do girassol. *Revista Ciência Agronômica*, Fortaleza, v. 42, n. 4, p. 857-864, 2011.

SHENDE, G. B. status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to Indian experience on research and development needs. In: *PesCod, M. B.; aRaR, a. (ed.) proceedings of the Fao seminar on the Treatment and Use of sewage effluents for Irrigation*. nicosia, Cyprus, 7-9 october, Butterworths, London, 1985.

SILVA, C. A. D.; RAMALHO, F de. S.; MIRANDA, J, E.; ALMEIDA, R. P de. RODRIGUES, S. M. M, ALBUQUERQUE, F. A. Sugestões Técnicas para o Manejo Integrado de Pragas do Algodoeiro no Brasil. Campina Grande: Embrapa Algodão, p. 12. (Embrapa Algodão. *Circular Técnica*, 135), 2013.

SILVA, M. N. B. da; ALVES, G. da S.; WANDERLEY JÚNIOR, J. S. A. Manejo cultural do algodoeiro agroecológico no Semiárido brasileiro. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2009, 10 p. (Embrapa Algodão. *Circular Técnica*, 126).

SILVA, M. M. da.; MEDEIROS, P. R. F. de.; SILVA, E. F. de. *Reúso da água proveniente de esgoto doméstico tratado para a produção agrícola no semiárido pernambucano*. Recursos hídricos em regiões semiáridas / editores, Hans Raj Gheyi, Vital Pedro da Silva Paz, Salomão de Sousa Medeiros, Carlos de Oliveira Galvão - Campina Grande-PB: Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas-BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012, p. 154 -173.

SILVA, J. L. A. de.; GURGEL, M. T.; MOTA, A. F; AZEVEDO, J. de.; COSTA, L. R. da.; Costa. Influência da água residuária de origem doméstica no crescimento

inicial do melão ‘amarelo ouro’. ACSA – *Agropecuária Científica no Semiárido*, v. 8, n. 4, p. 16-22, out-dez, 2012.

SILVA, A. F.; REGITANO NETO, A. *As principais culturas anuais e bianuais na agricultura familiar dependente de chuva no Semiárido* / Roseli Freire de Melo, Tadeu Vinhas Voltolini, editores técnicos. Brasília-DF: Embrapa, 2019, 467 p.

SILVA, L.T.; OLIVEIRA, M. L. A.; SACRAMENTO, D. S.; MENDONÇA, J. O.; OLIVEIRA, G. X. S.; GHEYI, H. R. Crescimento do girassol irrigado com água residuária tratada. In: *I Inovagri International Meeting & IV Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação*, 2012, Fortaleza - CE. I Inovagri International Meeting & IV Workshop.

ŠKORIĆ, D. Sunflower breeding for resistance to abiotic stresses / mejoramiento de girasol por resistencia a estreses abióticos / sélection du tournesol pour la résistance aux stress abiotiques. *Helia*, v. 32, n. 50, p. 1-16, 2009.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. Efluentes tratados utilizados na agricultura. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 15. *Anais...* Simpósio brasileiro de recursos hídricos. Curitiba-PR, Brasil, p.1- 12, 2003.

SOUSA, J. T. de; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. de. Tratamento de Esgotos para Uso na Agricultura do Semiárido Nordeste. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, v. 10, n. 3, 2005, p. 260-265.

SIMÕES, W. L.; GUIMARÃES, M. J. M.; OLIVEIRA, A. R. de. Estimativa da área foliar de variedades de cana-de-açúcar no Submédio do Vale do São Francisco-Petrolina: Embrapa Semiárido, 2017, 18 p. (Embrapa Semiárido. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, 131).

SOBRINHO, Oswaldo Palma Lopes et al. A CULTURA DA CANA-DE-AÇÚCAR (*Saccharum officinarum*) E O MANEJO DA IRRIGAÇÃO. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 12, n. 4, p. 1605-1625, 2019.

SOUSA, V. F.; NUNES, G. M. V. C; ZONTA, J. B. Importância socioeconômica da melancia. In: SOUSA, V. F. et al. (Eds.). *Tecnologias para a produção de melancia irrigada na Baixada Maranhense*. São Luís-MA: Embrapa Cocais, 2019. Série Documentos, 5, p. 15-21.

SOUZA FILHO, E. J.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; KATO, M. T. Influência dos níveis de adubação química em cultivo de melancia irrigado com esgoto doméstico. *Revista DAE*, v. 65, n. 207, p. 94-106, 2017.

SOUZA, R. M. Cultivo de girassol para corte sob irrigação com água residuária e doses de matéria orgânica. 2010. 102 p. (*Dissertação de Mestrado*). UFCG, Campina Grande. 2010.

SOUZA, R.M.; NOBRE, R. G.; GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; SOARES, F. A. L. Utilização de água residuária e de adubação orgânica no cultivo do girassol. *Revista Caatinga*, Mossoró, v.23, n.2, p.125-133, 2010.

URKIAGA, A. et al. Development of analysis tools for social, economic and ecological effects of water reuse. *Desalination*, v. 218, p. 81-91, 2008.

VASQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N. J.; MARA, D. D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 10-11, p. 355-362, 1996.

VILARINHO, A. A.; SILVA, A. F.; ROCHA, M. de M. Avaliação de genótipos de feijão caupi sob condições de baixo uso de insumos. Boa Vista-RR: Embrapa Roraima, 2010 (Embrapa Roraima. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, 26)

WHO -World Health Organization. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. *Technical Report Series*, nº 778, Report of a Scientific Group Meeting. Geneva, 1989.

CAPÍTULO 11

ÁGUA RESIDUÁRIA E BIOSSÓLIDO NA AGRICULTURA: UM ENFOQUE NO SEMIÁRIDO

Fabiana Xavier Costa

Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça

Nilene Rodrigues dos Santos

Marcos Barros de Medeiros

Salomão de Sousa Medeiros

INTRODUÇÃO

A água é o bem mais precioso do planeta, pois sem ela não há vida. Com o passar dos séculos, a poluição deste recurso se tornou um sério problema e, portanto, cada vez mais estudos são dedicados a esta causa. O alto consumo de água e a grande quantidade de efluentes gerados pelos seres humanos têm agravado a situação de escassez e poluição da água, e se fez necessário o emprego de práticas para diminuir o consumo desenfreado e para reutilização da água. Uma das práticas adotadas para isso foi o tratamento dos efluentes gerados pela população e pelas indústrias para reaproveitamento em diversos outros processos, principalmente para fins não potáveis, como a agricultura.

A água é essencial não apenas para a vida humana, mas também para todos os seres vivos que dependem dela. Além de promover a saúde e bem-estar humanos, a água tem sido utilizada para as mais diversas atividades, para o uso doméstico, industrial, produção de energia, agricultura e pecuária (SOUZA, 2018).

O déficit hídrico é uma problemática atual de relevância mundial. No Brasil, em especial no semiárido, essa realidade alcança níveis elevados de seca em boa parte do ano, sendo necessária a busca de alternativas mitigadoras, como o reúso planejado de águas residuárias, alternativa instaurada com sucesso nos países desenvolvidos, aplicado para diversos fins, inclusive na agricultura. No cenário nacional, mesmo diante do acentuado crescimento dessa atividade, não existem políticas definidas

de controle e monitoramento que visam minimizar impactos causados ao meio ambiente e à saúde humana. Ademais, o país não dispõe de legislação específica que contemple parâmetros da qualidade de água de reúso proveniente de esgoto doméstico (FERREIRA et al, 2019).

O reúso da água é uma prática amplamente estudada e recomendada por diversos pesquisadores como alternativa viável para suprir as necessidades hídricas e parte das demandas nutricionais das plantas. No Brasil, esta atividade está em processo de desenvolvimento. Sua implantação está condicionada a especificidades locais, respeitando as legislações dos recursos hídricos, proteção ao meio ambiente e saúde pública. Além de fatores como qualidade do efluente tratado e seleção de culturas a serem irrigadas, faz-se necessário aplicar práticas adequadas de manejo, para conservação das propriedades físico-químicas e biológicas do sistema solo, planta e atmosfera.

Atualmente, um dos maiores passivos ambientais urbanos no Brasil corresponde à disposição final dos resíduos sólidos urbanos, dentre eles encontra-se o lodo de esgoto, que é o resíduo gerado durante o tratamento de esgotos sanitários.

O lodo de esgoto devidamente tratado e estabilizado passa a ser denominado biossólido e constitui uma fonte de matéria orgânica e de nutrientes para as plantas. Sua reciclagem agrícola e florestal pode ser uma alternativa interessante, tanto para os geradores de biossólido, que passam a dispor seu resíduo de forma mais sustentável, como para os receptores, que passam a receber um material rico em nutrientes e matéria orgânica, em quantidade e com baixo custo (ABREU et al., 2017c).

Diante do exposto, objetiva-se com esse capítulo focar os benefícios da água residuária tratada de esgoto e do biossólido na agricultura.

REÚSO AGRÍCOLA

A água é considerada um recurso essencial à preservação da vida no planeta, e indispensável para viabilizar diferentes atividades desenvolvidas pelos seres humanos. No entanto, a disponibilidade desse importante recurso hídrico implica numa grande demanda que atende a diferentes fatores, tais como: aumento da população, urbanização, industrialização, degradação ambiental e uso irracional da água.

De acordo com Castro (2012), a água ocupa aproximadamente 70% da superfície da terra e é responsável pela existência de vida no planeta, além disso, é primordial para várias atividades antrópicas, como a agricultura e diversos processos industriais.

As questões relacionadas aos recursos hídricos ocupam, hoje, uma significativa parcela dos investimentos e esforços administrativos de todos os segmentos da atividade econômica. A preocupação com os recursos hídricos deixou de ser um modismo, para ser uma das ferramentas gerenciais das organizações (BARROS, 2015).

Diante do cenário atual em que se enfrenta um elevado consumo de recursos hídricos e da real escassez, surge a necessidade de buscar fontes alternativas quanto à gestão dessas águas, ou seja, passar de um modelo de “tratamento e eliminação” para um modelo de “redução, reutilização, reciclagem e recuperação dos recursos”, assim destaca a UNESCO no Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos de 2017 (BATISTA, 2019).

A legislação brasileira que regulamenta o uso e proteção das águas é a Lei nº 9.433/97, denominada de Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), porém esse diploma legal não é suficiente para disciplinar o uso racional, através da dinâmica do reúso, pois o Brasil carece de legislação, tanto para fins não potáveis, como também para utilização de águas provenientes de estações de tratamento de esgotos (ETE), inclusive as oriundas do próprio processo de produção (BATISTA, 2019).

Para Cunha (2011), apesar da omissão legal a nível federal, a Resolução nº 54 de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), define que o reúso de água constitui-se em prática de racionalização e de conservação de recursos hídricos, conforme princípios estabelecidos na Agenda 21. Tal prática reduz a descarga de poluentes em corpos receptores, conservando os recursos hídricos para o abastecimento público e outros usos mais exigentes quanto à qualidade; reduz os custos associados à poluição e contribui para a proteção do meio ambiente e da saúde pública.

A água é essencial não apenas para a vida humana, mas também para todos os seres vivos que dependem dela. Além de promover a saúde e bem-estar humanos, a água tem sido utilizada para as mais diversas atividades, para o uso doméstico, industrial, produção de energia, agricultura e pecuária (SOUZA, 2018).

A política de importar água de bacias cada vez mais distantes para satisfazer o crescimento da demanda começou, há mais de dois mil anos, com os romanos, dando origem aos seus famosos aquedutos. A prática ainda persiste, resolvendo, precariamente, o problema de abastecimento de água de uma região, em detrimento daquela que a fornece. As soluções mais modernas em termos de gestão de recursos hídricos consistem em tratar e reusar os esgotos já disponíveis nas próprias áreas urbanas para complementar o abastecimento público. A prática de reúso para fins não potáveis já está consagrada em uma grande multiplicidade de países desenvolvidos e em vias de desenvolvimento (HESPANHOL, 2015).

De acordo com Barros (2015), o reúso de águas residuárias é um conceito bastante antigo. Há relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação. Contudo, a demanda crescente por água tem feito do reúso planejado um tema atual e de grande importância. Neste sentido, deve-se considerar o reúso de água como parte de uma atividade mais abrangente que é o uso racional ou eficiente da água, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de resíduos e do consumo de água.

Kummer et al. (2012) afirmam que a utilização de efluentes na agricultura cresceu consideravelmente, nos últimos anos, em muitos países, inclusive no Brasil; no entanto, ainda não foram suficientemente estudados todos os aspectos positivos e negativos dessa técnica, especialmente sobre as propriedades físicas e químicas do solo, absorção de nutrientes pelas plantas ou sua toxidez.

O reúso da água apresenta-se como uma das alternativas ou parte da solução para enfrentar o crescente problema de disponibilidade de água em quantidade e qualidade para as demandas das atividades humanas (SANTOS, 2016).

Conforme afirmado por Asano (2002), o reúso da água proporciona uma única e viável oportunidade para aumentar as tradicionais fontes para abastecimento de água. Nesse contexto, o uso de esgotos, particularmente no setor agrícola, vem se constituindo em um importante elemento das políticas e estratégias de gestão de recursos hídricos.

O Nordeste brasileiro tem 58% do seu território encravado na região semiárida, caracterizada pela ocorrência do fenômeno das secas periódicas. As chuvas se concentram, em geral, entre os meses de fevereiro a abril, ficando os nove meses restantes do ano submetidos a um déficit hídrico que se acentua no decorrer do período, devido a elevados valores de temperatura e taxas de evapotranspiração, comprometendo os sistemas de cultivo de sequeiro, principal atividade econômica da região. Neste contexto, uma política adequada de gestão de recursos hídricos: captação de água durante o curto período chuvoso e armazenamento em poço profundo, barragens subterrâneas e reúso de águas residuárias, entre outras alternativas, poderão ser uma saída para a convivência com a estiagem.

A prática do reúso planejado de águas residuárias domésticas, na agricultura, vem sendo apontada como excelente medida para atenuar o problema da escassez hídrica no semiárido, especificamente nas áreas circunvizinhas às cidades. Nas últimas décadas, é crescente a utilização de esgotos na agricultura, visto que se tem revelado como fonte natural de fertilizantes que garantem boa produtividade das culturas irrigadas (Figuras 1, 2 e 3). Contra isto, entretanto, pesam os aspectos sanitários dessas águas (SOUSA e LEITE, 2003, citado por SOUSA, 2006).



Figura 1 – Início do crescimento das plântulas de milho. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.



Figura 2 – Plantas de milho em pleno desenvolvimento. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.



Figura 3 – Início da produção de espigas de milho. Experimento analisando o efeito residual do bio-sólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004

Fonte: Autoria própria.

As águas residuárias domésticas, quando utilizadas sem tratamento adequado, podem contaminar o ambiente por concentrarem bactérias, parasitas e vírus que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que propagam enfermidades de veiculação hídrica (METCALF e EDDY, 1991), que podem afetar não só os trabalhadores mas também os prováveis consumidores das culturas irrigadas incluindo-se, entre estes, os animais que se alimentam de pastagem irrigada com esgotos; portanto, o reúso de água residuária doméstica, nessas condições, apresenta riscos potenciais à saúde pública (SHUVAL et al., 1986), razão pela qual os esgotos domésticos, antes de serem utilizados na agricultura, requerem tratamento prévio que, por sua vez, demanda a necessidade de se desenvolver tecnologias de baixo custo, para tal fim.

A Organização Mundial da Saúde – OMS estabeleceu, para uso de esgotos em irrigação, o mesmo nível de proteção da saúde pública previamente estabelecido para consumo de água potável, isto é, a carga adicional de doenças oriundas pelo consumo de produtos irrigados com esgotos não deverá exceder 10^{-6} AVAD (Anos de Vida Perdidos por pessoa por ano, PPPA). Um nível de risco tão restritivo é quase impossível de ser obtido em uma grande maioria de países em desenvolvimento,

que não terão condições de implementar as medidas protetoras preconizadas, principalmente em relação a tratamento de esgotos, mesmo para irrigação irrestrita (HESPANHOL, 2009).

São diversos os usos destinados à água captada, seja de origem subterrânea ou superficial. No Brasil, atendidos os requisitos de quantidade e qualidade, os principais usos são para abastecimento humano e animal, irrigação, indústria, mineração, geração de energia, pesca e aquicultura, além da navegação, turismo e lazer (MOURA, 2018).

De acordo com a ANA (2017 – a), a irrigação, utilizada geralmente nos períodos de poucas chuvas, é responsável por 70% de toda a água consumida no mundo. No Brasil, 67,2% da demanda de água é para irrigação e 8,8% para abastecimento urbano, conforme dados do relatório conjuntura dos recursos hídricos publicados pela Agência Nacional de Águas (ANA) em 2017, que utilizou em seu cálculo a média anual da estimativa de consumo. As outras demandas por água provêm do abastecimento animal, que representa 11,1% do consumo brasileiro, das termelétricas (0,3%), indústrias (9,5%), abastecimento rural (2,4%) e da mineração 0,8%.

Segundo Moura (2018), o reúso de água residuária, mediante coleta e tratamento dos esgotos e posterior utilização, é uma alternativa viável de proteção e preservação dos recursos hídricos, vez que, com essa prática, elevados volumes de água potável são economizados, pois deixarão de ser captados da natureza. E quando esse reúso de água é para fins de irrigação agrícola temos ainda a promoção do fator econômico e sustentável do local. Alguns países avançaram nesse sentido, desenvolvendo tecnologias para o tratamento de esgotos e sua posterior utilização, bem como estabelecendo parâmetros e padrões para reutilização.

Considerando que os principais poluentes presentes nos esgotos são fósforo, nitrogênio, matéria orgânica, e que os mesmos são insumos para a agricultura (Figuras 4, 5, 6, 7 e 8), a ANA tem incentivado o reúso agrícola a partir de efluentes em municípios com menos de 50 mil habitantes, que possam fazer o tratamento intermediário da água, por meio de lagoas, por exemplo, e a reutilize na irrigação.



Figura 4 – Coleta de água de abastecimento e residuária respectivamente para análise química na instalação do experimento, Estação de Tratamento de Água de Campina Grande. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.



Figura 5 – Água residuária e de abastecimento para análise química. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.



Figura 6 – Água residuária para análise química, em que se detectou a presença de muitos elementos químicos, inclusive, fósforo, nitrogênio e matéria orgânica. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.



Figura 7 – Água de abastecimento para análise química. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.



Figura 8 – Comparação nas análises da água residuária e de abastecimento.
UFMG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.

Para Santos (2018), o reúso do efluente doméstico tratado surge como alternativa para prevenir a escassez da água e ao mesmo tempo contribui com a agricultura, reduzindo o lançamento de esgotos nos corpos receptores, possibilitando a substituição parcial de fertilizantes químicos, proporcionando aumento na produção e economia de água voltada para a irrigação.

Atualmente, a água consiste numa razão limitante para o desenvolvimento industrial, agrícola e urbano, haja vista que a disponibilidade da água doce vem sendo reduzida, devido ao aumento da demanda de seus diversos usos, ao crescimento populacional desordenado e a constante poluição dos mananciais.

Os recursos hídricos estão sendo comprometidos devido à ação antropogênica e não podem mais ser considerados como característica exclusiva de regiões áridas e semiáridas. Dessa forma, é de fundamental importância o desenvolvimento de tecnologias e soluções alternativas, visto que o uso inconsciente da água pode comprometer sua disponibilidade quantitativa e qualitativa (HESPANHOL, 2003).

Basicamente, o esgoto doméstico é formado por 99,9% de água, e os outros 0,1% por sólidos grosseiros, areia, sólidos sedimentáveis e sólidos dissolvidos. Se for tratado e controlado de forma adequada, o efluente de esgoto doméstico pode ser usado para fornecer nutrientes vitais para o crescimento da planta, como nitrogênio e potássio. Dessa forma, os agricultores são beneficiados devido à diminuição dos investimentos em fertilizantes (VAN DER HOEK et al., 2002).

O uso planejado de águas residuárias implica na necessidade de menor captação dos recursos hídricos primários e de geração reduzida de efluentes, constituindo-se, portanto, em estratégia eficaz para a conservação desse recurso natural, em seus aspectos qualitativos e quantitativos (MEDEIROS et al., 2007), principalmente quando usado na agricultura, servindo como fonte extra de nutrientes, auxiliando no desenvolvimento da cultura (SANDRI et al., 2007).

O aproveitamento planejado de águas residuárias na agricultura (área restrita, fácil de confinar e controlar, e altamente eficiente na remoção de poluentes e contaminantes) é uma alternativa para controle da poluição de corpos d'água, disponibilização de água para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento de produção agrícola (MEHNERT, 2003).

De acordo com Matos et al. (2010), as plantas utilizam nutrientes das águas residuárias para o seu crescimento, atuando, deste modo, como extratoras de grande parte dos macros e micronutrientes da água residuária em tratamento. Essas plantas podem, ainda, extrair ou possibilitar a transformação de substâncias contendo metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. No período de crescimento, as plantas podem absorver macronutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais) sendo que, no início da senescência, a maior parte dos nutrientes é translocada para as raízes e rizomas.

BIOSSÓLIDO

O biossólido, produto resultante do tratamento do lodo de esgoto, pode ser aplicado como condicionador do solo promovendo melhorias na retenção de água, na aeração, na infiltração e na agregação das partículas.

O lodo de esgoto ou biossólido é o resíduo obtido no tratamento das águas residuárias municipais. Devido aos teores de matéria orgânica, de macro e micronutrientes pode ser destinado à agricultura, por acrescentar elementos que podem melhorar as características do solo (Figuras 9 e 10) e consecutivamente o potencial agrícola das lavouras. Segundo Barbosa (2016), todavia, os lodos podem conter elevadas concentrações de metais pesados, patógenos e compostos orgânicos persistentes que oferecem riscos à saúde humana e ao meio ambiente.



Figura 9 – Solo coletado para análises químicas e físicas. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.



Figura 10 – Análise química do solo para verificação de matéria orgânica, macro e micronutrientes, entre outros. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.

O lodo de esgoto é um resíduo semissólido, predominantemente orgânico e contém, em média, 55% de matéria orgânica proveniente de proteínas, carboidratos e gorduras presentes nas águas residuárias (PEQUENO et al., 2008). A matéria orgânica do lodo bem digerido resulta principalmente em húmus, que é o resultado da ação de diversos microrganismos, apresentando em média 58% de carbono e 5% de N (CARVALHO et al., 2015).

Complexada a matéria orgânica, o lodo de esgoto carrega materiais inorgânicos, como minerais e metais pesados. Segundo Fjallborg et al. (2005), geralmente, são encontrados teores significativos de N, P, S e Mg, além de outros elementos químicos como Potássio (K), Ca, B, Zn, Mn, Cu, Níquel (Ni), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr) e Chumbo (Pb). Todavia, com teores variáveis de acordo com o sistema de tratamento empregado, com a época do ano em que foi gerado e com a sua origem, que é diferenciada pelo grau de industrialização da região e o nível sociocultural da população (GARCÍA-DELGADO et al., 2007).

As patologias da população são disseminadas nas águas residuárias. Portanto, vírus, bactérias, protozoários e helmintos fazem parte da composição do lodo de esgoto. Entre esses microrganismos, estão os coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos, salmonella e vírus entérico (BASTOS et al., 2003).

A utilização do biossólido pode resultar em melhoras significativas nas propriedades químicas do solo, influenciando, de maneira positiva, na fertilidade. Vários pesquisadores relatam aumentos de pH, matéria orgânica, CTC e teor de macronutrientes, principalmente N, P e Ca, em solos que receberam biossólido. (RIEKERK, 1981; BERTON et al., 1989; MELO et al., 1994; BEVACQUA e MELLANO, 1994; DUTCH e WOSLTENHOLME, 1994; OLIVEIRA et al., 1995; FOLLE et al., 1995; AYUSO et al., 1996; SKOUSEN e KLINGER, 1998; TSUTYA, 2000; SUI e THOMPSON, 2000), citados por (VAZ e GONÇALVES, 2002).

A disposição final do lodo de esgoto em solos é uma alternativa que permite que Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) e a agricultura se tornem mais sustentáveis. O gerenciamento do lodo resulta em um alto custo para as ETE e a prática agrícola é uma alternativa eficiente, pois, além de disponibilizar um adubo acessível para os produtores de baixa renda, promove a reintegração de um produto de descarte ao ciclo produtivo (NUVOLARI et al., 2011) e aumenta os teores de nutrientes e matéria orgânica do solo, gerando uma economia com insumos agrícolas (CEZAR et al., 2012).

Segundo Von Sperling (2012), cidades que aumentaram a coleta e o nível de tratamento de esgotos têm encontrado dificuldades em dispor adequadamente o lodo produzido. Entre as alternativas de disposição final, estão os aterros sanitários, áreas agrícolas e florestais e a incorporação na produção de materiais para construção civil (CASTRO; SILVA; SCALIZE, 2015), mas apenas a utilização de

aterro sanitário exclusivo e utilização agrícola se apresentavam como alternativas sustentáveis capazes de absorver as quantidades de lodos gerados nas ETE (TSUTIYA, 2000).

Todavia, os aterros sanitários exigem o monitoramento constante, mesmo após o seu fechamento. No Brasil, o descarte ainda é normalmente realizado em aterros sanitários (CASTRO; SILVA; SCALIZE, 2015), o que intensifica o problema com os resíduos urbanos e vai de encontro à Política Nacional de Resíduos Sólidos, que prevê a redução de resíduos sólidos úmidos dispostos em aterros sanitários (BRASIL, 2010).

O método de maior benefício ambiental e econômico é a utilização de lodo nas práticas agrícolas, que além de ser uma solução de longo prazo para a destinação desses resíduos, é um fertilizante e condicionador de solos (BUENO et al., 2011; MOREIRA; MINCATO; SANTOS, 2013).

A utilização do lodo de esgoto na agricultura adiciona elementos ao solo que podem alterar suas propriedades químicas, físico-químicas e biológicas afetando, em geral, positivamente o desenvolvimento das plantas (PEDROZA et al., 2010), (Figuras 11 e 12).



Figura 11 – Análise de crescimento (medição de altura, diâmetro, área foliar, número de nó, entre outros de planta) em plantas de milho. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004

Fonte: Autoria própria.



Figura 12 – Plantas de milho com seu crescimento, desenvolvimento e produção em ritmo acelerado. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.

Segundo Dynia, Souza e Boeira (2006), tal utilização do lodo de esgoto também contempla um importante aspecto da sustentabilidade, que é a reciclagem dos nutrientes, da energia e da matéria orgânica. A utilização desse material como fertilizante pode contribuir para economizar reservas minerais e energia elétrica utilizadas na fabricação de fertilizantes minerais industrializados.

No estudo na ETE do Distrito Federal, Vieira (2007) relata a produção de 400 toneladas de lodo de esgoto diariamente, sendo suficiente para fertilizar até 5.000 hectares por ano, com economia de R\$ 3,8 milhões na compra de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio.

Os teores de metais pesados, por sua vez, são geralmente maiores nos lodos de esgotos do que nos solos. Assim, aplicações sucessivas podem promover o acúmulo de metais pesados no ambiente e a entrada deles na cadeia alimentar (KIDD et al., 2007). Essas substâncias são tóxicas à microvida dos solos, às culturas que venham ser produzidas e aos consumidores desses produtos, ou seja, afetam de forma deletéria todos os níveis da cadeia trófica. Portanto, a utilização do lodo de esgoto em áreas agrícolas e florestais pode ser coibida pelo conteúdo desses metais (POGGERE et al., 2012).

As resoluções CONAMA n° 375 e n° 380 estabelecem limites de concentração de metais pesados em solos condicionados por lodos, bem como a quantidade que pode ser acumulada no solo com a sua aplicação sucessiva (CONAMA, 2006).

Para Bettioli e Camargo (2000), a análise da composição química do lodo é indispensável para verificar se o resíduo atende aos teores estabelecidos pela norma nacional, além de fornecer uma ideia do potencial para destinação na agricultura, seja como condicionador das propriedades químicas e biológicas do solo, ou como substituto, ao menos parcial, dos fertilizantes minerais comumente utilizados. Além da composição química do lodo, outros fatores, como o potencial genético da variedade do vegetal a ser cultivado e a fertilidade do solo, contribuem para o sucesso da colheita sob esse tipo de manejo (GOMES; NASCIMENTO; BIONDO, 2007). Portanto, há a necessidade de ensaios regionais para definição de critérios para aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas.

Já em se tratando do efeito do lodo de esgoto nas plantas, para o desenvolvimento ideal, além de luz, água e temperatura, elas necessitam dos elementos minerais. Contudo, mesmo os solos com teores ótimos de nutrientes podem não refletir em um bom desenvolvimento das plantas, devido aos valores de pH, CTC, SB e V % que estão diretamente relacionados à mobilidade das substâncias do solo para as plantas (TSUTIYA, 2000).

Por alterar o pH, os teores de macro e micronutrientes e a relação de íons trocáveis, CTC, SB e V %, o lodo de esgoto pode contribuir diretamente com o estado nutricional das plantas e consecutivamente no aumento da produtividade agrícola. Os nutrientes presentes no lodo de esgoto estão em sua maioria na forma orgânica, e se tornam disponíveis para as plantas à medida que são mineralizados para forma inorgânica (MELO; MARQUES, 2000).

Portanto, a fertilização a partir do lodo oferece maior estabilidade no fornecimento de nutrientes para as plantas ao longo do tempo, ao contrário da fertilização mineral, em que nutrientes estão prontamente disponíveis e logo são perdidos por processos de lixiviação e percolação. Oliveira et al. (2002) observaram a liberação gradativa de nutrientes pelo lodo, com uma disponibilidade contínua para as plantas, enquanto praticamente todo o P adicionado, na forma de fosfato de sódio, foi imobilizado pelo solo após a aplicação.

O P é um dos nutrientes essenciais para as plantas, pois atua diretamente no processo de conversão de energia; fotossíntese, metabolismo de açúcares, armazenamento e transferência de energia, divisão celular e alargamento das células. O P também estimula o crescimento das raízes e aumenta a resistência às doenças. A cultura do milho (Figura 13) não possui eficiência no aproveitamento desse nutriente, portanto as doses recomendadas para aplicação nos solos são geralmente altas (EMBRAPA, 2006).



Figura 13 – Plantas de milho em estágio de crescimento diferentes, cultivadas em solo adubado com biossólido e irrigado com água residuária. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004

Fonte: Autoria própria.

O incremento de P nos solos, via lodo de esgoto, é importante devido à reduzida disponibilidade nos solos brasileiros, em decorrência da baixa difusão e da alta fixação nos solos (MALAVOLTA, 1989). Depois do N, o K é o elemento absorvido em maiores quantidades pelo milho (Figura 14), sendo que 20% são exportados para os grãos (Figura 15). As concentrações de K no lodo de esgoto são baixas. Entretanto, diferente do N e P, o K já se encontra na fase mineral, prontamente disponível para as plantas (CAMARGO; BETTIOL, 2010).



Figura 14 – Análise química de solo para verificação de macro e micronutrientes, inclusive NPK. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004.

Fonte: Autoria própria.



Figura 15 – Espiga de milho contendo em seus grãos, macro e micronutrientes, sobretudo NPK. Experimento analisando o efeito residual do biossólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. UFCG/PROSAB, Campina Grande-PB, 2004
Fonte: Autoria própria.

As plantas necessitam de baixos teores de micronutrientes, entretanto, a deficiência de um deles pode ter tanto efeito na desorganização de processos metabólicos, quanto na deficiência de um macronutriente, como N (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Os lodos de esgotos contêm níveis variáveis de micronutrientes (BARROS et al., 2011).

Os metais pesados transferidos para o solo e disponíveis para absorção pelas plantas podem reduzir a produtividade das culturas (WANG et al., 1994). O padrão de acúmulo de metais pesados em plantas cultivadas em solos adubados com lodo de esgoto inclui respostas negativas, positivas ou ausência de respostas (PAGE et al., 1987).

Sugundo McBride (1995), os teores de metais nos tecidos das plantas dependem do pH do solo, da natureza do metal, do teor de matéria orgânica e da CTC. Além disso, o acúmulo de metais pesados é também muito variável de acordo com o vegetal e com os diferentes órgãos. As alfaces absorvem quantidades expressivas e os pepinos absorvem quantidades negligenciáveis de Pb (BAIRD; CANN, 2011).

Segundo Jing e Logan (1992), os frutos acumulam menores quantidades de metais do que as partes vegetativas na maioria das plantas. Cantarella et al. (2003) observaram no milho uma maior acumulação de metais nas folhas, caules e raízes em oposição aos grãos e sabugos.

Portanto, o lodo também é composto por micronutrientes que, em quantidades elevadas, tornam-se tóxicos para as plantas, como os metais pesados, a exemplo do arsênio (As), o níquel (Ni), o cádmio (Cd), o cobre (Cu), o mercúrio (Hg), o molibdênio (Mo), o boro (B), o chumbo (Pb), o selênio (Se) e o zinco (Zn) (LOPES et al., 2005, citado por PEREIRA, 2019).

O reaproveitamento e a reciclagem do biossólido após estabilização devem ser considerados como opções de destino final, seja para recuperação de áreas degradadas, reúso industrial ou reaproveitamento como resíduo orgânico para a agricultura e não, apenas, para a incineração ou a disposição em aterro sanitário (ANDREOLI, 2009; CARVALHO et al., 2016; LIMA, 2014).

Dentre os reúsos do biossólido, seu aproveitamento como fertilizante agrícola se mostra como um recurso para a agricultura sustentável, por possuir elevada carga orgânica e nutrientes (fósforo, nitrogênio, enxofre, magnésio e cálcio) essenciais ao desenvolvimento vegetal, por possibilitar a ciclagem de nutrientes ao ser aplicado no solo, além de ser um condicionador, melhorando a retenção de água, a aeração, a infiltração e a agregação das partículas (AFÁZ et al., 2017; MIGLIOLI et al., 2016; USMAN et al., 2012).

Legislação brasileira para reúso agrícola do biossólido

Para viabilizar o reúso sustentável e seguro dos resíduos das ETEs na agricultura, em 2006 foi instituída a Resolução Federal CONAMA nº 375. Nesta resolução, estão descritos os critérios e procedimentos para o uso de lodos de esgoto provenientes de estações de tratamento de esgoto sanitário (BRASIL, 2006).

Dentre os critérios que a resolução pondera, encontram-se o potencial agrônômico, as substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas, os indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos e a estabilidade do resíduo (BRASIL, 2006).

O parágrafo primeiro do artigo 7º estabelece que parâmetros como carbono orgânico, fósforo total, nitrogênio Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, umidade, sólidos voláteis, pH em água, potássio, sódio, enxofre, cálcio e magnésio total devem ser considerados ao avaliar o potencial agrônômico (BRASIL, 2006).

No parágrafo quinto, a resolução determina que, entre os parâmetros químicos a serem analisados na caracterização do lodo, encontram-se as quantidades de arsênio, bário, mercúrio, cobre, níquel, zinco, selênio, cromo e molibdênio. E, biologicamente, o resíduo deve apresentar reduzida presença de coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos, salmonella e vírus entéricos (PEREIRA, 2019).

Baseando-se nas concentrações de patógenos presentes no lodo de esgoto, a Seção III da resolução classifica-o em classe A ou classe B. A primeira exige a ausência de salmonella em 10 gramas de sólidos totais (ST), número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes inferior a 103, ovos de helmintos em quantidade menor que 0,25 por grama de ST e as unidades formadoras de placa por vírus devem ser inferior a 0,25 por grama de sólidos totais. Já, a segunda classe considera apenas 21 a presença máxima de 106 de NMP por grama de ST e de 10 ovos de helmintos por grama de sólidos totais (PEREIRA, 2019).

De acordo com Pereira (2019), ainda que o lodo apresente potencial agrícola, o artigo 12º da resolução CONAMA 375/2006 proíbe a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto em pastagens, cultivo de olerícolas, tubérculos, raízes, culturas inundadas e em qualquer cultura que tenha a parte comestível em contato com o solo.

Além dessa resolução, em julho de 2009, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento instituiu a Instrução Normativa SDA número 25 (IN nº 25), que estabelece especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem para fertilizantes orgânicos e biofertilizantes destinados às atividades agrícolas.

O artigo 2º da IN nº 25 classifica os fertilizantes orgânicos, sendo que aqueles, cuja produção é oriunda de qualquer quantidade de material advindo de tratamento de despejo sanitário, denominam-se classe D. Esta classe apresenta as mesmas restrições da Resolução CONAMA nº 375/2006.

Para a classe D, o Anexo III da Instrução Normativa define os limites de alguns elementos presentes no resíduo, dentre eles estão o nitrogênio que deve ter um valor maior que 0,5%, a relação carbono/nitrogênio (C/N) com resultado menor que 20%, o pH tem que ser superior a 6,0 e a umidade inferior a 70%.

Em relação aos cultivos agrícolas, entre as culturas que tanto a Resolução CONAMA nº 375/2006 quanto a IN nº 25 permitem o reúso do biossólido na condição de lodo de qualquer classe ou de fertilizante classe D, estão a acerola, a pinha, o limão e a goiabeira.

REFERÊNCIAS

ABREU, A.H.M. de; LELES, P.S.S.; ALONSO, J.M.; ABEL, E.L.S.; OLIVEIRA, R.R. (2017a) Characterization of sewage sludge generated in Rio de Janeiro, Brazil, and perspectives for agricultural recycling, *Semina: Ciências Agrárias*, v. 38, n. 4, Supl. 1, p. 2433-2448, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (BRASIL). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno*. Brasília: ANA, 2017-a.

AFÁZ, D. C. de S.; BERTOLAZ, K. B.; VIANI, R. A. G., SOUZA, C. F. Composto de lodo de esgoto para o cultivo inicial de eucalipto. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 12, n. 1, 2017.

ANDREOLI, C. V. et al. (Coord). *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*. Rio de Janeiro: ABES, 2009, 388 p.

AGENDA 21. *Capítulo 18: Proteção da Qualidade e do Abastecimento dos Recursos Hídricos: Aplicação de Critérios Integrados no Desenvolvimento, Manejo e Uso dos Recursos Hídricos*. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1992.

ASANO – Water from (Waste) water – the dependable water resource. *Water Science e Technology*, v. 45, n. 8, 2002, p. 23-33.

BAIRD, C.; CANN, M. *Química Ambiental*. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011, 844p.

BATISTA, Luciana Marques de Oliveira. O reúso de água residual: uma análise legal das possibilidades e desafios para o setor agroindustrial de Sousa-PB. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Campina Grande-PB, p. 37, 2019.

BARBOSA, Rômulo Spuri. Efeito do lodo de esgoto em latossolo vermelho e na cultura do milho. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL, Alfenas-MG, p. 64, 2016.

BARROS, I. T.; ANDREOLI, C. V.; SOUZA JUNIOR, I. G.; COSTA, A. C. S. Avaliação agronômica de biossólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 15, n. 6, p. 630-638, 2011.

BARROS, Helder Morais Mendes, VERIATO, Mara Karinne Lopes; SOUZA, Leandro de Pádua; CHICÓ, Luciana Rodrigues; BAROSI, Karina Xavier Leite. Reúso de água na agricultura. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*. Vol. 10, n. 5, Pombal-PB, 2015, p. 11-16.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; ANDRADE NETO, C. O.; VON SPERLING, M. Utilização de esgotos tratados em irrigação: aspectos sanitários. In: BASTOS R. K. X. (Org.). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. 1. ed. São Carlos: RiMa Artes e Texto, 2003, 37p.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. 2. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BETTIOL, W.; CAMARGO, A. O. *Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura*. Jaguariúna: 1. ed. Embrapa Meio Ambiente, 2006. 320p.

BRASIL - *Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 27 agosto, 2020.

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; MARIA, I. C. Chemical and microbiological attributes of na oxisol treated with

successive applications of sewage sludge. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 1461-1470, 2011.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006. “Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências”. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, 2006.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária de Abastecimento – MAPA. Instrução Normativa nº 25. Aprova definições, especificações e as garantias dos fertilizantes orgânicos, simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. *Diário Oficial da União*. Brasília, 2009.

CAMARGO, O. A.; BETTIOL, W. De resíduo a fertilizante: Uma análise prospectiva do meio ambiente. In: COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M., orgs. *Uso agrícola de lodo de esgoto: Avaliação após a resolução nº. 375 do Conama*. Botucatu, FEPAF, 2010, p. 13-30.

CANTARELLA, H.; MATTOS JÚNIOR; D.; QUAGGIO, J. A.; RIGOLIN, A. T. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Berlin, vol. 67, n. 1, p. 215-223, 2003.

CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A. de; GRUTZMACHER, P.; PIRES; A. M. M. Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, vol. 10, n. 3, p. 413-419, 2015.

CARVALHO, L. C. do C. S.; LE, L. T.; SANTOS, F. S. dos. Lodo de esgoto e seu potencial uso agrícola: revisão bibliográfica. In: Seminário de políticas públicas e meio ambiente, 2016. *Anais do Seminário de políticas públicas e meio ambiente*, v. 1, 2016. ISSN: 2318-698.

CASTRO, C. N. Gestão das Águas - Experiências Internacional e Brasileira. *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA*. Brasília, 2012. 86p.

CASTRO, A. L. F. G. de; SILVA, O. R. da; SCALIZE, P. S. Cenário da disposição do lodo de esgoto: uma revisão das publicações ocorridas no Brasil de 2004 a 2014. *Multi-Science Journal*, Goiás, vol. 1, n. 2, p. 66-73, 2015.

CEZAR, R.; SILVA, M.; COLONESE, J.; BIDONE, E.; EGLER, S.; CASTILHOS, Z.; POLIVANOV, H. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bio-availability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. *Environmental Earth Science*, vol. 66, p. 2281-2292, 2012.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resoluções nº 375 e nº 380, de 29 de agosto de 2006*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res06/res37506.pdf>>. Acessado: 27 agosto, 2020.

CUNHA, A. H. N.; OLIVEIRA, T. H. D.; FERREIRA, R. B.; MILHARDES, A. L. M. & SILVA, S. M. D. C. O reúso de água no Brasil: a importância da reutilização de água no país. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer-Goiânia*, 7(13), 2011. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2011b/ciencias%20ambientais/o%20reuso.pdf>. Acesso em: 13 agosto 2020.

Ferreira, D.M.; Navoni, J. A.; Araújo, A. L. C.; Tinoco, J. D.; Amaral, V. S. Reúso agrícola de águas no Brasil: limites analíticos do efluente para controle de impactos. *Revista Caatinga*. V. 32; N. 4; 2019.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, vol. 41, p. 855-862, 2006.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006, 306p.

COSTA, F. X. Efeito residual do bio-sólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho. *Dissertação de mestrado* apresentada a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Campina Grande-PB, 2004, 84p.

FJALLBORG, B.; AHLBERG, G.; NILSSON, E.; DAVE, G. *Identification of metal toxicity in sewage sludge leachate*. *Environment International*, Amsterdam, vol. 31, n. 1, p. 25-31, 2005.

GARCÍA-DELGADO, M.; RODRÍGUEZ-CRUZ, M. S.; LORENZO, L. F.; ARIENZO, M.; SÁNCHEZ-MARTÍN, M. J. Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, vol. 382, n. 1, p. 82-92, 2007.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDO, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 11, n. 5, p. 459-465, 2007.

HESPANHOL, Ivanildo. A Inexorabilidade do reúso potável direto. Artigos técnicos. *Revista DAE*. Janeiro-abril 2015.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. *Bahia Análise e Dados*, Salvador, v. 13, n. especial, p. 411-437, 2003.

HESPANHOL, Ivanildo. Viabilidade de um AVAD não superior a 10^{-4} por pessoa por ano, para reúso agrícola de água, em países em desenvolvimento. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol. 4, núm. 2, 2009, p. 124-134, Universidade de Taubaté. Taubaté, Brasil.

KUMMER, Lydia. *Metodologia participativa no meio rural: uma visão interdisciplinar*. Conceitos, ferramentas e vivências. Salvador: GTZ, 2007. 155p.

JING J.; LOGAN J. T. Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. *Journal of Environmental Quality*, Amsterdam, v. 21 n. 1 p. 73-81, 1992.

LIMA, F. A. Determinação de áreas potenciais à aplicação de lodo de esgoto como insumo agrícola utilizando geoprocessamento. *Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal)*. Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2014.

KIDD, P. S.; DOMÍNGUEZ M. J.; RODRÍGUEZ B. J.; DÍEZ B. C.; MONTERROSO B. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. *Chemosphere*, Amsterdam, vol. 66, n.1, p. 1458-1467, 2007.

MALAVOLTA, E. ABC da adubação. São Paulo: *Agronômica Ceres*, 1989. 292p.

MATOS, A. T. et al. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, Campina Grande, v. 14, p. 1311-1317, 2010.

McBRIDE, M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective? *Journal of Environmental Quality*, Amsterdam v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995.

MEDEIROS, S. de S. et al. Uso de água residuária de origem urbana no cultivo de gérbas: efeito nos componentes de produção. *Engenharia Agrícola*, v. 27, n. 2, p. 569-578, 2007.

MEHNERT, D. U. Reúso de efluente doméstico na agricultura e a contaminação ambiental por vírus entéricos humanos. In: *Biológico*, São Paulo, v. 65, n. 1/2, p.19-21, 2003.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (eds.). *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 109-141, 2000.

METCALF e EDDY. *Inc. Wastewater engineering treatment disposal reuse*. 3.ed. NewYork: McGraw - Hill Book, 1991, 1334 p.

MIGLIOLI, M. G.; LEITE, J. F. de S.; GOULART, J. A. G.; SILVA, J. D. da. Alternativas para o reúso e a disposição final do lodo gerado nas estações de tratamento de esgoto em Blumenau,-SC. In: Simpósio Internacional de 27 Qualidade Ambiental, 2016. *Anais do Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, v. 10, 2016.

MOURA, Ozando Mariano de. Tratamento de esgoto para utilização na irrigação de feijão, arroz, milho e mandioca no município de Beneditinos-PI. *Dissertação de mestrado*. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE. Fortaleza-CE, 2018, 102p.

MOREIRA, R. S; MINCATO, R. L.; SANTOS, B. R. Heavy metals availability and soil fertility after land application of sewage sludge on dystroferric Red Latosol. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 37, n. 6, p. 512-520, 2013.

NUVOLARI, A; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R. de; MARTINELL, A. *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola*, 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011. 565p.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 505-520, 2002.

PAGE, A. L.; LOGAN, T. J.; RYAN, J. A. Land application of sludge-food chain implications. 1. ed. *Chelsea: Lewis Publishers*, 1987, 168p.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. C. Produção e tratamento de lodo de esgoto - Uma revisão. *Revista Liberato*, Novo Hamburgo, v. 11, n. 1, p. 89-188, 2010.

PEREIRA, Janielle Souza. Reúso agrícola de biossólido em cultivo de mudas de *Psidium guajava* L. *Dissertação de mestrado* apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade do Vale de São Francisco (UNIVASF). Juazeiro da Bahia, 2019. 67p.

PEQUENO, P. L. L.; MENDES, J. R. N.; SCHELINDWEIN, J. A.; SERRADO, A.; LOCATELLI, M. *Caracterização Química do lodo de esgoto tratado (biossólido) para uso*

agrícola e florestal no Estado de Rondônia. SEPEX - UNIR, Porto Velho, v. 11, n. 2, p. 08- 12, 2008.

POGGERE, C. G.; SERRAT, B. M.; MOTTA, A. C. V.; BITTENCOURT, S.; DALPISOL, M.; ANDREOLI, C. V. Lodos de esgoto alcalinizados em solos do estado do Paraná: taxa de aplicação máxima anual e comparação entre métodos para recomendação agrícola. *Revista Brasileira Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 17, n. 4, p. 429-438, 2012.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Teores de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.26, n.1, p. 45-57, 2007.

SANTOS, Priscila Freitas; PEDREIRA, Isabella Albergaria; SOUZA, Anderson Carneiro de; SILVA, Eduardo Henrique Borges Cohim. Potencial de utilização da água residuária no município de Feira de Santana para o cultivo de milho. In: 6º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente. Bento Gonçalves-RS. Anais... 2018, p. 1-8.

SANTOS, Regina Maria Ferreira dos; ROSTON, Denis Miguel. Desempenho de alagados construídos (constructed wetlands) de fluxo vertical no pós-tratamento de esgoto sanitário: potencial para o reúso agrícola. *Engenharia na agricultura*, v. 25, n. 6, Viçosa-MG, 2016, p. 517-528.

SOUZA, José T. de; CEBALLOS, Beatriz S. O. de; Henrique, Israel N.; DANTAS, José P.; LIMA, Suzana M. S. Reúso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.). *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* vol.10, no.1, Campina Grande, 2006.

SOUZA, Pablo Porto. NETO, José Ribeiro e Silva. Reaproveitamento da água de piscicultura na irrigação da forragem brachiaria brizantha cv. Brs piatã. *Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento*. Ano 03, ed. 12, vol. 06, p. 28-43, 2018.

SHUVAL, H. I.; ADIN, A.; Fal, B.; RAWITZ, E.; Yekutieli, P. Wastewater irrigation in developing countries health effects and technical solutions. World Bank Technical Paper. Number 51, *Integrated Resource Recovery Projects series*, number GLO/80/004, Washington, D.C. 1986, 324p.

USMAN, K.; KHAN, S.; GHUKAM, S.; KHAN, M. U.; KHAN, M. A.; KHALIL, S. K. Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. *American Journal of Plant Sciences*, v.3, p. 1708- 1721, 2012.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: EMBRAPA, cap. 4, 2000, 37p.

VAN DER HOEK, W., et al. Urban wastewater: a valuable resource for agriculture. *A case study from Horoonabad, Pakistan*. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka, 2002. 29 p.

VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, vol. 26, núm. 3, Viçosa, 2002, p. 747-758.

VIEIRA, C. L. *Distrito Federal transforma em fertilizante 400 toneladas diárias de lodo de esgoto*. Disponível em: <http://www.agenciabrasil.gov.br/noticias2007/o4/12/materia.2007>. Acesso em: 27 agosto, 2020.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Lodos ativados*. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2012, 240 p.

WANG, Q. R.; CUI, Y. S.; LIU, X. M.; DONG, Y. T.; CHRISTIE, P. Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *Journal of Chemical Education*. Nova Iorque, vol. 8, n. 1, p. 496-500, 1994.

Ada Cristina Scudelari

Engenheira Civil (UFPR) Curitiba-PR. Doutora em Engenharia Civil (UFRJ), Rio de Janeiro-RJ. Professora da UFRN, Natal-RN. E-mail: adaufrn@gmail.com

Amanda Cristiane Gonçalves Fernandes

Graduada em Estatística e Ciências Jurídicas (UEPB), Mestra em Engenharia Mineral (UFPE) e Doutoranda no Programa Pós-Graduação em Engenharia de Gestão em Recursos Naturais (UFCG), Campina Grande-PB. E-mail: amandafernandestt@gmail.com

Ana Beatriz Alves de Araújo

Engenheira Agrícola e Ambiental (UFERSA) Mossoró-RN, Doutora em Manejo de Solo e Água (UFERSA), Mossoró-RN. E-mail: beatrizufersa@gmail.com

Ana Carla da Fonseca Ferreira

Engenheira de Biotecnologia e Bioprocessos (UFCG), Mestranda no Laboratório de Engenharia Bioquímica (LEB) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal-RN. E-mail: ferreiraafc.ana@gmail.com

André Luís Calado Araújo

Engenheiro Civil (UFPA) Belém-PA, Doutor em Engenharia Civil pela University of Leeds – Inglaterra. Professor do IFRN, Natal-RN. E-mail: acalado@ifrn.edu.br

André Luís Lopes Moriyama

Engenheiro Químico (UFRN). Doutor em Engenharia Química (UFRN), Professor do Departamento de Engenharia Química da UFRN, Natal-RN. E-mail: allmoriyama@gmail.com

Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça

Graduada em Química (UEPB), Campina Grande-PB. Doutora em Engenharia de Materiais (UFCG) e Pós-doutora em Engenharia Civil – Estrutura (UFCG), Campina Grande-PB. Professora do (UFCG), Campina Grande-PB. E-mail: ana.duartemendonca@gmail.com

Bruno Ligier Barreiro de Araújo

Graduando em Engenharia Florestal (UFCG), Campus Patos-PB. E-mail: Brunoligier15@gmail.com

Carlson Pereira de Souza

Engenheiro Químico (UFRN). Doutor em Engenharia Química (Université Claude Bernard – França). Professor do Departamento de Engenharia Química da UFRN, Natal-RN. E-mail: carlsonps@hotmail.com

Edmilson Dantas da Silva Filho

Engenheiro de Alimentos e Licenciado em Química (UFCG). Doutor em Engenharia Agrícola (UFCG). Professor do Instituto Federal da Paraíba (IFPB), Campina Grande-PB. E-mail: edmsegundo@hotmail.com

Emilianny Rafaely Batista Magalhães

Engenheira Química (UFRN), Doutora em Engenharia Química (UFRN) e Pesquisadora do Centro de Tecnologias Estratégicas do Nordeste (CETENE), Recife-PE, Brasil. E-mail: emyrbmagalhaes@gmail.com

Emanuel Júnior Silva Soares

Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB), Campina Grande- PB. Técnico em Segurança do Trabalho (SENAI), Campina Grande-PB. E-mail: emanuel.junior.902@gmail.com

Fabiana Xavier Costa

Bióloga (Licenciatura e Bacharelado) UEPB, Campina Grande-PB, Doutora em Recursos Naturais (UFCA), Campina Grande-PB. E-mail: fabyxavierster@gmail.com

Francisco de Oliveira Mesquita

Graduado em Agronomia – UFPB, Areia-PB. Doutor em Manejo de Solo e Água – (UFERSA), Mossoró-RN e Pós-doutorado em Agronomia – UFCA, Juazeiro do Norte-CE. Pesquisador do Instituto Nacional do Semiárido. mesquitaagro@yahoo.com.br

Francinaldo Leite Silva

Biólogo (UFRN), Doutor em Biotecnologia (UFRN) e Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba – Campus Picuí (IFPB/Picuí), Picuí-PB, Brasil. E-mail: francinaldo.silva@ifpb.edu.br

George Antonio Belmino da Silva

Químico Industrial e Engenheiro Sanitarista e Ambiental (UEPB), Campina Grande-PB. Doutorando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais pela UFCA, Campina Grande-PB. E-mail: george_belmino@hotmail.com

Gleydson Kleyton Moura Nery

Biólogo (UEPB), Campina Grande-PB. Mestre em Ecologia e Conservação (UEPB), Campina Grande-PB. Pesquisador do Instituto Nacional do Semiárido (INSA), Campina Grande-PB. E-mail: gleydson.kleyton@gmail.com

Gustavo Marques Calazans Duarte

Engenheiro Civil (UFRN), Natal-RN, Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental (UFCEG), Campina Grande-PB. E-mail: gustavomcalazans@live.com

Italla Medeiros Bezerra

Engenheira Química (UFRN), Natal-RN, Doutora (UFBA), Salvador-BA. Professora da UFERSA, Mossoró-RN. E-mail: itallamedeirosb@gmail.com

Janiele França Nery

Bióloga (UEPB), Campina Grande-PB, Doutora em Ciências Ambientais (UEM), Maringá-PR. Pesquisadora do Instituto Nacional do Semiárido (INSA), Campina Grande-PB. E-mail: janiele.biologa@gmail.com

João Paulo de Oliveira Simões

Graduado em Tecnologia em Irrigação e Drenagem (IFCE). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCEG), Campus Campina Grande-PB. Pesquisador do Instituto Nacional do Semiárido (INSA). E-mail: jpsimoes84@gmail.com

José Wagner Alves Garrido

Engenheiro Ambiental (UFCEG), Doutor em Engenharia Química (UFRN) e Técnico de Laboratório de Meio Ambiente da Superintendência de Infraestrutura/Diretoria de Meio Ambiente (INFRA/DMA) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal-RN. E-mail: josewagnerag@gmail.com

Julia Soares Pereira

Engenheira Agrícola (UFCEG), Campina Grande-PB, Doutora em Engenharia Agrícola (UFCEG), Campina Grande-PB. E-mail: julia_eng@hotmail.com

Elton da Nóbrega Silva

Engenheiro Químico (UFPB), Mestrando em Engenharia Química (UFRN). E-mail: eltonobrega@hotmail.com

Maitê Medeiros de Santana e Silva

Engenheira Química (UFERSA). Doutoranda em Engenharia Química (UFRN). E-mail: maite.engquimica@gmail.com

Magna Angélica dos Santos Bezerra Sousa

Engenheira Química (UFRN), Doutora em Engenharia Química (UFRN), Professora do Departamento de Engenharia Química (DEQ/UFRN) e Coordenadora do Laboratório de Monitoramento e Tratamento de Resíduos e Efluentes (LAMTRE) da UFRN, Natal-RN. E-mail: magnelica@eq.ufrn.br

Márcia Liana Freire Pereira

Engenheira Química (UFPB), Campina Grande-PB. Mestre em Engenharia Química (UFPB), Campina Grande-PB. Consultora do Programa Água Doce da Secretaria Nacional de Segurança Hídrica do Ministério do Desenvolvimento Regional. E-mail: liana.freire@gmail.com

Marcos Barros de Medeiros

Graduado em Licenciatura em Ciências Agrárias (UFPB). Doutor em Entomologia (ESALQ/USP), Professor titular do Departamento de Agricultura da UFPB, Campus Bananeiras-PB. E-mail: marcos.barros@academico.ufpb.br

Marco Antônio Calazans Duarte

Engenheiro Civil (UFRN), Natal-RN, Doutor em Hidráulica e Saneamento (USP), São Carlos-SP. Professor do IFRN, Natal-RN. E-mail: marcoacd@gmail.com

Mateus Cunha Mayer

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB), Campina Grande-PB. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental (UEPB), Campina Grande-PB. Pesquisador do Instituto Nacional do Semiárido (INSA). E-mail: mateus.mayer@insa.gov.br

Nilene Rodrigues dos Santos

Bióloga (Licenciatura e Bacharelado) UEPB. Campina Grande-PB, Doutora em Ciências Biológicas – UFPB, João Pessoa-PB. E-mail: nileners@yahoo.com.br

Rafael Oliveira Batista

Engenheiro Agrícola e Doutor em Engenharia Agrícola (UFV) Viçosa-MG. Professor Associado II, UFERSA, Mossoró-RN. E-mail: rafaelbatista@ufersa.edu.br

Rodrigo de Andrade Barbosa

Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB), Campina Grande-PB. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental (UEPB), Campina Grande-PB. Pesquisador do Instituto Nacional do Semiárido (INSA). E-mail: rodrigouepb@hotmail.com

Ronaldo dos Santos Falcão Filho

Engenheiro de Alimentos (UFPB), Doutorando em Engenharia Química (UFRN), Professor do IFRN, Currais Novos-RN. E-mail: ronaldo.falcao2014@gmail.com

Salomão de Sousa Medeiros

Engenheiro Agrícola – UFPB. Campina Grande-PB, Doutor em Recursos Hídricos e Ambientais – UFV, Viçosa-MG. Instituto Federal da Paraíba (IFPB). E-mail: salommao@gmail.com.

Viviane Farias Silva

Engenheira Agrícola (UFCG), Doutora em Engenharia Agrícola (UFCG), Professora da UFCG, Campus Patos-PB. E-mail: flordeformosur@gmail.com

Wanessa Alves Martins

Engenheira Ambiental (UFCG). Engenheira de Segurança do Trabalho (FIP), Doutoranda no Programa Pós-Graduação em Engenharia de Gestão em Recursos Naturais (UFCG), Campina Grande-PB. E-mail: wanessamartins.eng@gmail.com

Weruska Brasileiro Ferreira

Engenheira Química (UEPB), Campina Grande-PB, Doutora em Engenharia Química (UFCG), Campina Grande-PB. Professora da UEPB, Campina Grande-PB. E-mail: weruska_brasileiro@yahoo.com.br

Whelton Brito dos Santos

Engenheiro Sanitarista e Ambiental (UEPB), Campina Grande-PB. Doutorando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais (UFCG), Campina Grande-PB. E-mail: wheltonbrt@gmail.com

Wilza da Silva Lopes

Engenheira Sanitarista e Ambiental (UEPB), Campina Grande-PB. Doutora em Engenharia Ambiental (UEPB). Campina Grande-PB. Pesquisadora do Instituto Nacional do Semiárido (INSA). E-mail: wilzasilvalopes@hotmail.com

Sobre o livro

Projeto Gráfico e Editoração Leonardo Araújo
Design da Capa Erick Ferreira Cabral
**Normalização Técnica
e Revisão Linguística** Elizete Amaral de Medeiros

Formato 21 x 28 cm

Mancha Gráfica 15,5 x 22,5 cm

Tipologias utilizadas Iowan Old Style 11 pt

É sabido que a carência de água na região semiárida impede o desenvolvimento da região e faz com que as populações continuem vulneráveis à ocorrência de secas, especialmente quando se trata do uso múltiplo da água nas comunidades rurais. Assim, faz-se necessário ampliar e fortalecer a infraestrutura hídrica, com uma gestão adequada, tornando requisitos essenciais para a solução da escassez hídrica, servindo como elemento primordial para minimizar o êxodo rural e promover o desenvolvimento regional.

Desta forma, visando aumentar a oferta de água para atender às necessidades das atividades humanas do semiárido e considerando as recomendações do Capítulo 18 da Agenda 21, relacionadas ao desenvolvimento de novas fontes alternativas de abastecimento de água, elaboramos esta publicação fruto da parceria entre a Universidade Estadual da Paraíba e o Instituto Nacional do Semiárido que consta apresentação dos estudos de pesquisadores que desenvolvem pesquisas voltadas para o desenvolvimento sustentável do semiárido, contidas em 11 capítulos, englobando os temas sobre: disponibilidade hídrica, uso racional dos recursos hídricos, tratamento de fontes alternativas de água, técnicas inovadoras de tratamento de águas residuais e aplicação do reúso de águas residuais no semiárido brasileiro.

