

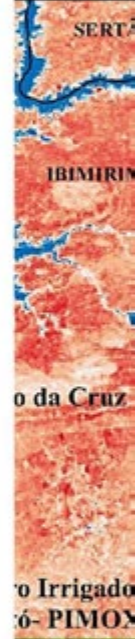


PESQUISA E TECNOLOGIAS HÍDRICAS PARA O DESENVOLVIMENTO DO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

ORGANIZADORES

ABELARDO A. DE ASSUNÇÃO MONTENEGRO
WERÔNICA MEIRA DE SOUZA

RECIFE, 2022.



PESQUISA E TECNOLOGIAS HÍDRICAS PARA O DESENVOLVIMENTO DO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

**Organizadores: Abelardo Antônio de Assunção Montenegro
Werônica Meira de Souza**

1º Edição

**Recife
2023**

Conselho Editorial Consultivo

Abelardo Antônio de Assunção, UFRPE.

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, UFPE.

Ana Virgínia Marinho Silveira, UFRPE.

Carolyne Wanessa Lins de Andrade Farias, UFPB.

Débora Teresa da Rocha Gomes Ferreira de Almeida, FACENE/PB.

Freds Fernando Alves de Almeida, UFAPE.

Renata Maria Caminha M de O Carvalho, IFPE.

Ricardo Brauer Vigoderis, UFAPE.

Suzana Maria Gico Lima Montenegro, UFPE.

Valéria Sandra de Oliveira Costa, UFPE.

Werônica Meira de Souza, UFAPE.

Ficha Catalográfica

PESQUISA E TECNOLOGIAS HÍDRICAS PARA O DESENVOLVIMENTO DO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO. Editora Universitária, UFRPE, Recife, 2022, 224pág.

PDF

978-65-85711-12-8



**UNIVERSIDADE
FEDERAL RURAL
DE PERNAMBUCO**

Prof. Marcelo Brito Carneiro Leão

Reitor da UFRPE

Prof. Gabriel Rivas de Melo

Vice-Reitor

Edson Cordeiro do Nascimento

Diretor do Sistema de Bibliotecas da UFRPE

Antão Marcelo Freitas Athayde Cavalcanti

Diretor da Editora da UFRPE

José Abmael de Araújo

Coordenador Administrativo da Editora UFRPE

Josuel Pereira de Souza

Chefe de Produção gráfica da Editora Universitária da UFRPE

Victor Sandes de Meneses

Editoração eletrônica

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), órgão responsável pelo auxílio financeiro a pesquisa, por meio do Processo nº APQ-0300-5.03/17, Edital ALIANÇAS INTERINSTITUCIONAIS DO CONHECIMENTO – RECURSOS HÍDRICOS – EDITAL 04/2017/FACEPE, coordenado pelo prof. Abelardo Antônio de Assunção da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Às instituições de pesquisa e ensino: Universidade Federal Rural de Pernambuco- UFRPE, Universidade Federal de Pernambuco- UFPE, Universidade Federal do Agreste de Pernambuco – UFAPE, Universidade de Pernambuco- UPE, Universidade Federal do Vale do São Francisco- UNIVASF, Universidade Católica de Pernambuco- UNICAP, e o Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA, pela anuência de recursos humanos e infraestrutura para desenvolvimento das pesquisas realizadas.

Apresentação

O presente livro é resultado de uma aliança interinstitucional para gestão de recursos hídricos no semiárido de Pernambuco, formada por 7 instituições de ensino e pesquisa, a saber: Universidade Federal Rural de Pernambuco- UFRPE, Universidade Federal de Pernambuco- UFPE, Universidade Federal do Agreste de Pernambuco – UFAPE, Universidade de Pernambuco- UPE, Universidade Federal do Vale do São Francisco- UNIVASF, Universidade Católica de Pernambuco- UNICAP, e Instituto Agrônômico de Pernambuco – IPA, em prol do desenvolvimento de pesquisa pura e aplicada em recursos hídricos, inserida na realidade do Bioma Caatinga, focando na experimentação, modelagem e apropriação tecnológica por parte de usuários da região Semiárida de Pernambuco, abrangendo bacias hidrográficas do Agreste e Sertão de Pernambuco, algumas antropizadas, envolvendo Unidades Acadêmicas e Estações Experimentais das Instituições participantes, possibilitando maiores sinergias com as populações, em particular com membros de Órgãos Colegiados de gestão de Recursos Hídricos (Conselhos de Usuários de Açudes e Comitês de Bacias Hidrográficas).

Visando subsidiar políticas públicas e pesquisas no âmbito de ações em bacias hidrográficas do Agreste e Sertão de Pernambuco, envolvendo Unidades Acadêmicas e Estações Experimentais distribuídas nas diversas regiões do Estado, possibilitando assim maiores capilaridades e sinergias com as populações aglomeradas e difusas, reduzindo desse modo as vulnerabilidades, e contribuindo para o desenvolvimento inclusivo, a presente obra contempla 15 capítulos, a saber:

O capítulo *Tecnologias hídricas e conservacionistas para a sustentabilidade do semiárido* aborda tecnologias hídricas e alternativas de gestão estratégicas para a região do semiárido do estado de Pernambuco, as quais foram testadas e aprimoradas para as condições locais, em diferentes bacias hidrográficas da região, durante o desenvolvimento do Consórcio Universitário de Gestão de Recursos Hídricos.

O capítulo *Infiltração de água em solos de zona semiárida do estado de Pernambuco* avalia a capacidade de infiltração de água por meio de amostras de solo e ensaios de infiltração em alguns municípios do Sertão e Agreste de Pernambuco.

O capítulo *A técnica de filtração em margem no semiárido* realiza um levantamento bibliográfico de estudos que utilizam a técnica de filtração em margem (FM) em regiões semiáridas de Pernambuco, identificando condições que possam minimizar o efeito do aumento da concentração do Fe, Mn e CE na água do poço, além das condições hidrogeológicas e de qualidade de água em mananciais superficiais no semiárido.

O capítulo *Geotecnologia aplicada em mananciais hídricos no semiárido pernambucano* utiliza geotecnologia associada ao sensoriamento remoto para mapear a superfície de reservatório no semiárido, contribuindo com a tomada de decisões na gestão ambiental de Pernambuco.

O capítulo *Aplicação de geotecnologias e modelagem hidrológica como suporte ao estudo integrado dos recursos hídricos* destaca algumas ferramentas de geoprocessamento e modelagem hidrológica, além de enfatizar a importância da computação em nuvem para facilitar estudos ambientais e aplicações que possam favorecer a gestão hídrica e tomada de decisões, especialmente no semiárido.

O capítulo *Análise de áreas apropriadas para a construção de barragens subterrâneas no semiárido pernambucano* avalia o potencial de aproveitamento dos solos aluviais do estado de Pernambuco para a implantação de barragens subterrâneas, verificando os riscos possíveis de salinização, bem como a capacidade de acumulação de água em diferentes formações aluviais.

O capítulo *Conservação de água em edificações no semiárido brasileiro* apresenta abordagens realizadas em diferentes tipologias de edificações (residências, instituições de ensino básico e superior) no Semiárido de Pernambuco, buscando a melhoria na eficiência do uso da água, através da redução da demanda e aumento da oferta a partir da exploração de fontes alternativas de abastecimento.

O capítulo *Desenvolvimento de pluviômetro automático de baixo custo* apresenta um pluviômetro automático de baixo custo, utilizando uma plataforma arduino para realizar o registro da precipitação, afim de aumentar a rede de monitoramento de dados e possibilitar estudos hidrológicos em Pernambuco.

O capítulo *Índices climáticos e cenários de mudanças climáticas para a região Agreste do estado de Pernambuco-Brasil* apresenta os índices climáticos da precipitação pluviométrica e os cenários climáticos das chuvas e da temperatura média do ar para os anos de 2025 e 2055 para o Agreste pernambucano, contribuindo com a gestão dos recursos hídricos do Estado.

O capítulo *Panorama evolutivo da qualidade de água na perspectiva do programa de saneamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Ipojuca - Pernambuco* traz um panorama evolutivo da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, por meio do estudo do Enquadramento dos Cursos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca.

O capítulo *Telhados verdes aplicados no semiárido pernambucano* investiga o desempenho do telhado verde em condições climáticas do semiárido, revelando a manutenção da temperatura dos ambientes interiores mais próximas ao limite superior previsto em Norma para o conforto térmico.

O capítulo *Plano de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco: um olhar para o semiárido na perspectiva dos objetivos de desenvolvimento sustentável* analisa sob a perspectiva dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável ações voltadas para a região semiárida, promovendo a busca do desenvolvimento sustentável alinhado à melhor convivência com a seca dos municípios na bacia hidrográfica do rio São Francisco.

O capítulo *Uso do rejeito de dessalinizadores na produção agropecuária* aborda a dessalinização como uma alternativa que ajuda a ofertar água potável para atender as necessidades da população, especialmente na região semiárida, destacando o cultivo de plantas halófitas a partir do uso de rejeito da dessalinização como uma alternativa tecnológica.

O capítulo *Tecnologias aplicadas no processo de dessalinização de água* explora a quitosana isolada de resíduos de exoesqueletos de camarão no processo de remoção de metais contaminantes dos rejeitos de dessalinizações na região do semiárido pernambucano, como forma sustentável para o tratamento de água contaminada.

O capítulo *Tecnologias para redução da evaporação no semiárido* apresenta alternativas para reduzir a taxa de evaporação em água armazenada em reservatórios no semiárido, economicamente viável e sem prejudicar qualidade das águas na região.

Os organizadores

Recife, inverno de 2022.

Sumário

	Pág.
Agradecimentos	04
Apresentação	05
Prefácio	09
1. TECNOLOGIAS HÍDRICAS E CONSERVACIONISTAS PARA A SUSTENTABILIDADE DO SEMIÁRIDO. Autores: Abelardo A. A. Montenegro, João L.M.P. de Lima, Thieres G. Silva, Ana V. Marinho, Ailton A. Carvalho, Ênio F.F. Silva, Thayná A. B. Almeida, Lizandra de B. de Sousa	11
2. INFILTRAÇÃO DE ÁGUA EM SOLOS DE ZONA SEMIÁRIDA DO ESTADO DE PERNAMBUCO. Autores: Willames de Albuquerque Soares, Marco Aurélio Calixto Ribeiro de Holanda, Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral.	28
3. A TÉCNICA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM NO SEMIÁRIDO. Autores: Raquel Ferreira do Nascimento, José Adson Andrade de Carvalho Filho, Renatha Michelly Sabino dos Santos, Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral.	39
4. GEOTECNOLOGIA APLICADA EM MANANCIAS HÍDRICOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO, Autores: Leidjane Maria Maciel de Oliveira, Sylvana Melo dos Santos, Débora Natália Oliveira de Almeida, Camila Oliveira de Britto Salgueiro, Mateus Barbosa dos Santos.	53
5. APLICAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS E MODELAGEM HIDROLÓGICA COMO SUPORTE AO ESTUDO INTEGRADO DOS RECURSOS HÍDRICOS. Autores: Suzana Maria Gico Lima Montenegro, Diego Cezar dos Santos Araújo, Ana Cláudia Villar e Luna Gusmão, Jussara Freire de Souza Viana, Bruno e Silva Ursulino, Carolyne Wanessa Lins de Andrade Farias.	68
6. ANÁLISE DE ÁREAS APROPRIADAS PARA A CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS SUBTERRÂNEAS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO. Autores: José Almir Cirilo, Eronildo Luiz da Silva Filho, Rochele Sheila Vasconcelos, Tiago Oliveira Caetano, Thaise Suanne Guimarães Ferreira.	87
7. CONSERVAÇÃO DE ÁGUA EM EDIFICAÇÕES NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. Autores: Simone Rosa da Silva, Anna Elis Paz Soares, Juliana Karla da Silva, Luiz Gustavo Costa Ferreira Nunes.	102
8. DESENVOLVIMENTO DE PLUVIÔMETRO AUTOMÁTICO DE BAIXO CUSTO. Autores: Clóvis Manoel Carvalho Ramos, Ana Carla dos Santos Menezes, Juliana Pires Pereira.	122
9. ÍNDICES CLIMÁTICOS E CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS PARA A REGIÃO AGRESTE DO ESTADO DE PERNAMBUCO-BRASIL. Autores: Werônica Meira de Souza, Vanessa Vasconcelos Barbosa, Freds Fernando Alves de Almeida, Maendra Pollinne Arcoverde Soares, Josiclêda Domiciano Galvêncio, Romero Luiz Mendonça Sales Filho.	128
10. PANORAMA EVOLUTIVO DA QUALIDADE DE ÁGUA NA PERSPECTIVA DO PROGRAMA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO. Autores: Rafaela Vieira Ribeiro, Edmilson Martins de Vasconcelos Júnior, Hidaiane Fayga Matias Caldas, Maria do Carmo Martins Sobral, Suzana Maria Gico Lima Montenegro.	143
11. TELHADOS VERDES APLICADOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO. Autores: Sylvana Melo dos Santos, Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, Leidjane Maria Maciel de Oliveira, Thomas Fernandes da Silva, Gilles Chaves dos Santos.	156
12. PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO: UM OLHAR DO SEMIÁRIDO NA PERSPECTIVA DOS OS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Autores: Sheila Silva dos Santos, Renata Maria Caminha M de O Carvalho, Maria do Carmo	169

Martins Sobral.	
13. USO DO REJEITO DE DESSALINIZADORES NA PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA. Autores: Arminda Saconi Messias, Josimar Gurgel Fernandes, Ana Virgínia Marinho Silveira, Patrícia Ribeiro dos Santos, Galba Maria de Campos Takaki.	179
14. TECNOLOGIAS APLICADAS NO PROCESSO DE DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA. Autores: Vanessa P. Santos, Nathália S.A.A. Marques, Luciana O. Franco, Josimar Gurgel Fernandes, Arminda- Saconi Messias, Galba Maria de Campos-Takaki.	194
15. TECNOLOGIAS PARA REDUÇÃO DA EVAPORAÇÃO NO SEMIÁRIDO, Autores: Jean Carlo do Nascimento, Maria das Graças Monteiro Almeida de Melo, Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral.	203
Sobre os Autores	216
Sobre os Organizadores	222
Posfácio	223

Prefácio

Arranjos que incentivam trabalho em equipe são sempre bem-vindos e nem sempre de fácil construção. Ter a capacidade de juntar sete instituições de ensino e pesquisa, sendo seis públicas e uma privada: Universidade Federal Rural de Pernambuco- UFRPE, Universidade Federal de Pernambuco- UFPE, Universidade Federal do Agreste de Pernambuco – UFAPE, Universidade de Pernambuco- UPE, Universidade Federal do Vale do São Francisco- UNIVASF, Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA (instituições públicas) e Universidade Católica de Pernambuco- UNICAP (instituição privada), em construir uma agenda comum de projetos e iniciativas de ordem administrativa, didática, científica, extensão e inovação, deve-se reconhecer como uma tarefa bem mais complexa.

Foi este esforço comum que direcionou a visão e sabedoria dos reitores em formatarem o Consórcio Universitas. A partir daquele momento ficou claro que no estado de Pernambuco as condições foram postas para se contar com um ensino superior conectado e harmônico de modo que as escolas se completassem, otimizando a infraestrutura física, os equipamentos de trabalho, a riqueza do material humano e a construção efetiva de uma força priorizando a interinstitucionalidade e a interdisciplinaridade.

Este Consórcio esteve por dois anos a procura de uma causa comum, que conseguisse agregar a todos e não deixasse nenhuma das instituições à deriva. Um edital da FACEPE – Fundação de Amparo à Ciência, Tecnologia e Inovação do Estado de Pernambuco, construído após se ouvir dezenas de especialistas e diversas entidades públicas e empresas privadas, elegeu um tema consensual: Recursos hídricos.

A região Nordeste estava saindo de um ciclo longo de secas que afetou todo o semiárido entre 2012 e 2018, deixando sequelas indeléveis em todos. Desde os gestores estaduais e municipais até a população geral. Imagine-se o que é, no caso de Pernambuco, se contar com dezenas de cidades sendo total ou parcialmente abastecidas por carros-pipas.

Com um grande esforço dos dirigentes das universidades e suas lideranças, desde Recife a Petrolina, uma proposta foi elaborada à tempo de ser submetida à apreciação e julgamento por parte das câmaras técnicas da instituição que patrocinava a iniciativa.

A riqueza da abordagem está descrita na montagem do livro intitulado Pesquisas e Tecnologias Hídricas para o Desenvolvimento do Semiárido de Pernambuco, coordenada pelo Professor Abelardo Antônio de Assunção Montenegro da UFRPE e pela Professora Werônica Meira de Souza da UFAPE. O resultado não poderia deixar de ser rico, trazendo à apreciação de especialistas e à sociedade o acervo técnico que o estado de Pernambuco dispõe e que pode ser acionado a qualquer momento.

A seca é uma companheira do semiárido Nordestino. Ela pode demorar, mas com certeza em algum momento estará à porta, entrando casa à dentro sem cerimônia. É uma irmã as vezes imprevisível e nem sempre desejada, mas é nossa irmã. A convivência com ela demanda uma paciência estoica, mas há de se reconhecer que a cada momento, a região se qualifica para recebê-la sem alarde e não permitir que sua passagem seja marcante e dolorosa quanto no passado.

Hoje, o semiárido é uma região com características bem distintas daquelas que lhe caracteriza há duas décadas, por exemplo. Os sistemas de abastecimento de água se multiplicaram, a exemplo da transposição do Rio São Francisco, quase um milhão de cisternas foram construídas, adutoras de pequeno, médio e longo porte foram disponibilizadas à população, as energias renováveis estão ao alcance bem como o celular e a internet.

Além de tudo isto, a região contou com um movimento virtuoso de expansão do ensino universitário. Neste caso, algo testemunhado de forma invejável pela UNIVASF, UFPE, UFRPE, UFAPE e UPE. Iniciativa que semeou não apenas instituições de ensino, mas mão de obra qualificada e inteligência por todo o semiárido. A perspectiva de aproveitamento das potencialidades do semiárido mudou radicalmente e,

como consequência o esforço de dezenas de professores técnicos e pesquisadores do Consórcio Universitas, com o apoio da FACEPE, coloca à disposição do estado de Pernambuco e da região Nordeste uma obra que servirá de base a projetos com conexão ao tema recursos hídricos e de tantas outras matérias relevantes que surgiram desde 2019, a exemplo da pandemia Covid 19 e ameaças e desafios que estão à espreita.

Parabéns a todos envolvidos na elaboração dos textos que compõem o livro e no exemplo de trabalho cooperativo demonstrado a todas as entidades envolvidas com a Ciência, a Tecnologia e à Inovação em Pernambuco e nos demais estados da federação.

José Geraldo Eugênio de França
Professor Titular – UFRPE-UAST
Serra Talhada, PE

TECNOLOGIAS HÍDRICAS E CONSERVACIONISTAS PARA A SUSTENTABILIDADE DO SEMIÁRIDO

Abelardo Antônio de Assunção Montenegro

João Luís Mendes Pedroso de Lima

Thieres George Silva

Ana Virgínia Marinho

Ailton Alves Carvalho

Ênio F.F. Silva

Thayná Alice Brito Almeida

Lizandra de Barros de Sousa

Introdução

As regiões áridas e semiáridas ocupam um terço da superfície terrestre. O semiárido do nordeste brasileiro é uma das regiões mais populosas do planeta a enfrentar um problema crônico de falta de água, com ciclos de fortes estiagens e secas prolongadas (Marengo, 2010). Essa região se destaca dentre outras regiões semiáridas no planeta por apresentar elevados aportes pluviométricos, sendo considerado por Tinoco et al. (2018) o semiárido mais chuvoso do mundo. Tal característica cria relevantes oportunidades de aproveitamento racional dessas águas, desde que haja um adequado planejamento dos recursos hídricos disponíveis, adoção de técnicas conservacionistas, e implementação de tecnologias hídricas eficazes.

O estado de Pernambuco, em particular o semiárido, está frequentemente submetido à cenários de estresse hídrico e riscos de erosão e desertificação, associados a um regime pluviométrico irregular, com chuvas de alta intensidade e curta duração, solos rasos, limitada cobertura vegetal natural, principalmente durante os períodos secos, reduzida disponibilidade hídrica, em termos quantitativos e qualitativos. Esses cenários de escassez são agravados pelo uso ineficiente dos recursos hídricos disponíveis, particularmente para irrigação de cultivos agrícolas, verificando-se perdas substanciais na condução da água, na sua aplicação no solo, e desse modo no manejo da irrigação. Excetuando-se alguns perímetros irrigados no Vale do Rio Francisco, associados à fruticultura irrigada, ainda predominam nos perímetros de irrigação técnicas de baixa eficiência hídrica, constatando-se limitada adoção de manejos de água e sais, baseados no consumo hídrico dos cultivos.

A gestão e o planejamento dos recursos hídricos dependem de uma adequada quantificação da disponibilidade hídrica. Segundo Monte-Mor (2012), a gestão racional da água deve ser fundamentada sobre uma profunda compreensão da disponibilidade de água em movimento na atmosfera, a qual é uma questão complexa e crucial para o desenvolvimento de uma região. O conhecimento detalhado das variáveis que compõem o ciclo hidrológico é o subsídio para uma gestão eficiente. Em regiões semiáridas, existe uma grande preocupação acerca da disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos a longo prazo. Essa preocupação se agrava em consequência dos efeitos crescentes de alterações no clima, associados à reduzida disponibilidade, seja quantitativa ou qualitativa, de água superficial e subterrânea (Gehyi et al., 2012). Fontes Júnior e Montenegro (2017) destacam que a incerteza das chuvas e a ocorrência de secas nas regiões semiáridas, associadas às altas taxas de evapotranspiração, limitam fortemente a disponibilidade de recursos hídricos, tanto em reservatórios superficiais quanto em aquíferos rasos.

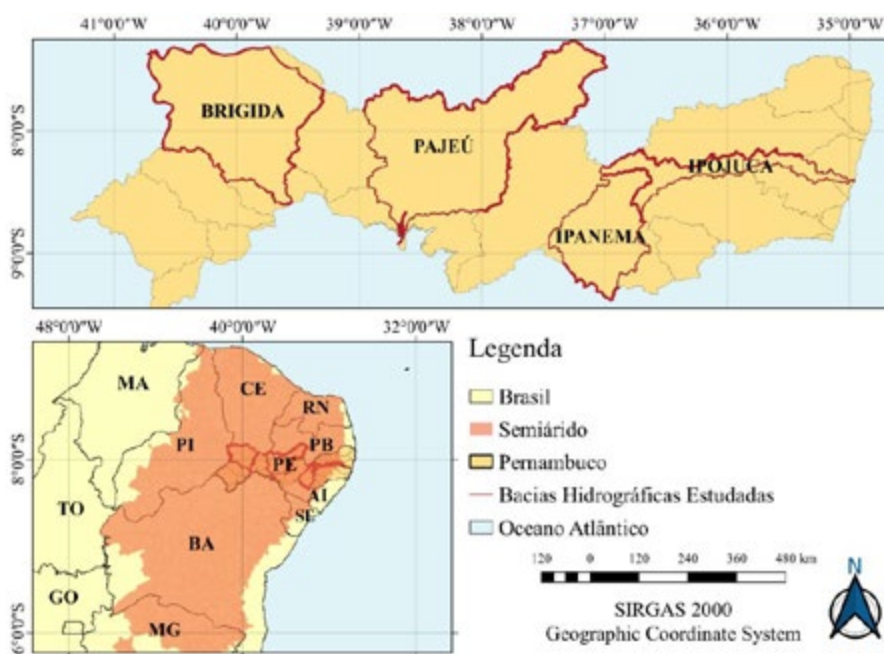
Neste Capítulo serão abordadas tecnologias hídricas e alternativas de gestão estratégicas para a região do semiárido do estado de Pernambuco, as quais têm sido testadas e aprimoradas para as condições locais, em diferentes bacias hidrográficas da região, durante o desenvolvimento do Consórcio *Universitas* de Gestão de Recursos Hídricos. Os estudos foram primordialmente desenvolvidos em campo, em bacias hidrográficas experimentais, e em Unidades Piloto, utilizando parcelas experimentais representativas. Adicionalmente, importantes estudos complementares de laboratório têm sido realizados, e serão aqui discutidos.

Os estudos numéricos e experimentais em desenvolvimento no âmbito do Consórcio *Universitas* vêm sendo ampliados, e novas Unidades Piloto foram implementadas, a partir da captação de novos recursos de pesquisa estaduais e federais, e atração de novos parceiros e empresas, propiciando assim um locus adequado para consolidação de inovações tecnológicas voltadas para a conservação de água e solo. Tais inovações envolvem diferentes aspectos das tecnologias hídras, abrangendo desde o aprimoramento do manejo, e o reúso de águas de qualidade inferior até as técnicas avançadas de monitoramento e de análises de resultados que permitam validar as alternativas a serem implementadas, além de subsidiar o uso racional.

Cabe também ressaltar um importante resultado do Consórcio *Universitas* neste tema, que foi fortalecer a integração entre diferentes Grupos de Pesquisa. Neste capítulo, estarão conectados resultados individuais e conjuntos obtidos pelo LAS (Laboratório de Água e Solo) da UFRPE Sede, pelo GAS (Grupo de Agrometeorologia do Semiárido) da UFRPE/ UAST, e também do Centro Tecnológico de Engenharia Civil, da Universidade de Coimbra, Portugal.

A Figura 1 apresenta o mapa do semiárido brasileiro, e do Estado de Pernambuco, com destaque para as bacias hidrográficas que serão abordadas neste capítulo.

Figura 1. Semiárido brasileiro, e destaque para as bacias hidrográficas estudadas neste capítulo



Fonte: os autores.

Regime climático e cobertura vegetal

A seca é um risco natural recorrente, que pode ocorrer em qualquer região. Os efeitos da seca não se limitam apenas às crises regionais da água, mas podem levar a importantes consequências sociais, econômicas e ambientais (Vazifehkhah & Kahya, 2019). Devido às mudanças climáticas, é esperado que as secas ocorram com mais frequência e com maior intensidade (Yacoub & Tayfur, 2020). Desta forma, os efeitos da variabilidade climática sobre os recursos hídricos têm sido objeto de estudos críticos para a melhoria da gestão da água em escala local (Velasco et al., 2017).

No Nordeste brasileiro, historicamente as secas registradas são desde de um período curto de um ano, até mais de sete anos consecutivos, que ao longo da história tem ocasionado diversas mortes de pessoas e animais. Entretanto, estes eventos vêm sendo intensificados nos últimos anos, levando à investigação em relação aos efeitos das mudanças climáticas. Segundo Montenegro e Ragab (2010), os baixos índices pluviométricos e a alta

evapotranspiração potencial no semiárido brasileiro são responsáveis pelo déficit hídrico da região.

Com base em registros históricos, Marengo e Bernasconi (2015) investigaram o risco de aridificação nas terras semiáridas e alertaram para as projeções climáticas regionais, que sugerem reduções de chuva, aumento de temperatura e déficits de água por períodos mais longos, levando a secas e condições áridas ainda mais extremas.

Carvalho et al. (2020), utilizando dados meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), em três regiões geográficas faixa costeira (14 estações), faixa de 150-300 km até 300 m de altitude (14 estações) e acima de 300 m (cinco estações), entre 400 e 600 km da costa até 300 m (quatro estações) e acima de 300 m (oito estações) analisaram as tendências no regime de chuvas, número de dias chuvosos e temperatura para estações localizadas em diferentes condições de continentalidade e altitude no Nordeste do Brasil. A tendência das chuvas e dias chuvosos foi obtida através das análises de Mann-Kendall (Figura 2) e de regressão, em níveis de significância de 0,01 e 0,05, respectivamente. Para maiores informações sobre este teste, sugere-se ao leitor consultar Mann (1945) e Kendall (1975).

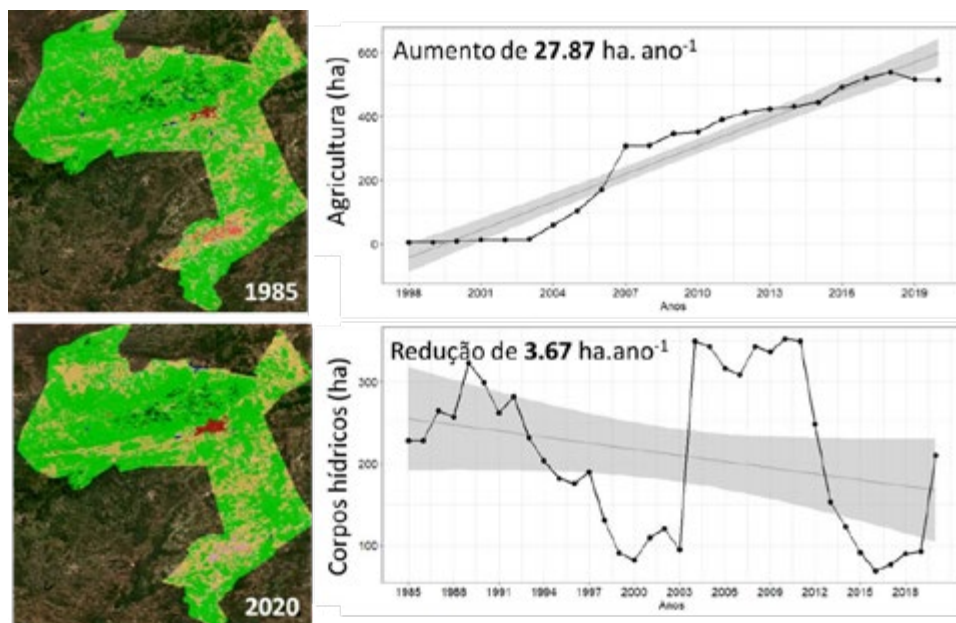
A análise de tendência mostrou redução no número de dias chuvosos no litoral nordestino, enquanto no centro da região há redução tanto na precipitação quanto no número de chuvas dias, e tendência de aumento da temperatura para regiões mais distantes da costa. Os autores alertaram que o aumento da aridez, combinado à degradação do solo pelo uso agrícola e desmatamento, pode aumentar a vulnerabilidade ambiental e os índices de desertificação da região. Como perspectiva futura, haverá maior variabilidade espacial da precipitação e número de dias sem chuva para o Nordeste do Brasil, especialmente para a região central englobando o Sertão.

O efeito combinado das mudanças nos padrões de precipitação com o aumento das temperaturas pode influenciar negativamente a disponibilidade hídrica e aumentar a ocorrência de secas. Como resultado, os recursos hídricos podem ser temporariamente estressados em algumas regiões, por exemplo, sob condições de seca, e futuras mudanças no clima, uso da terra e gestão da água potencialmente podem ter efeitos adversos tanto na reposição quanto na exploração dos recursos hídricos, agravando o estresse hídrico.

Tais mudanças impactam sistematicamente a dinâmica espacial e temporal da cobertura vegetal do Bioma Caatinga, que é um ecossistema caducifólio brasileiro, fortemente controlado pelo regime de chuvas. Portanto, o monitoramento espaço-temporal da cobertura vegetal nessas áreas é fundamental para a avaliação dos processos hidrológicos e o planejamento dos recursos hídricos, conforme ressaltado por Bezerra et al. (2022)

Neste aspecto, o sensoriamento remoto fornece informações essenciais de refletância sobre a cobertura vegetal e suas heterogeneidades em diferentes escalas. Assim, trabalhos vêm sendo desenvolvidos com objetivo de avaliar a variabilidade espacial e temporal da precipitação e sua correlação com as condições de uso do solo em região semiárida. Na Figura 3, o padrão de uso do solo permitiu identificar o crescimento significativo das áreas agrícolas, concomitantemente a tendências decrescentes de corpos hídricos, conforme Carvalho et al. (2022), no município de Pesqueira, localizado aproximadamente na Longitude 38° W, e na Bacia do Ipanema.

Figura 2. Evolução da cobertura vegetal e dos corpos hídricos na Bacia do Ipanema-PE.



Fonte: os autores.

As mudanças na cobertura vegetal promovem alterações muitas vezes significativas nos estoques hídricos, seja no solo, ou em corpos hídricos. Neste sentido, Queiroz et al. (2020) verificaram que os desmatamentos na Bacia do Pajeú promoveram significativa redução nas umidades do solo. Neste estudo, que envolveu avaliações experimentais de umidade utilizando sondas Diviner2000®, foi constatado que o plantio de palma forrageira constituiu-se em uma alternativa de recuperação ecológica de áreas desmatadas, incrementando os estoques hídricos nestas áreas, e sendo assim recomendada a sua implantação. Foi verificado que as mudanças no uso do solo influenciaram significativamente a variabilidade espacial da umidade nas camadas do solo, especialmente nas camadas superiores (0,05–0,25 m), e que o estabelecimento de palma forrageira nas atuais áreas desmatadas do semiárido brasileiro pode diminuir a dinâmica temporal e a redução da umidade do solo em relação às superfícies do solo nu.

Tecnologias hídricas e conservacionistas em plantios resilientes e apropriados

O solo é um componente essencial do ecossistema terrestre, fornecendo bases para produção de alimentos, controlando processos hidrológicos e oferecendo serviços ecossistêmicos cruciais para se alcançar as Metas de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pelas Nações Unidas, no tocante à produção de alimentos de forma sustentável e a qualidade ambiental (Darkwah et al., 2019; Hou et al., 2020). A redução da qualidade do solo, resultante de sua degradação, diminui a sua produtividade, comprometendo a sustentabilidade da agricultura, a qualidade e a estabilidade do meio ambiente, e a disponibilidade de recursos hídricos de qualidade nas bacias hidrográficas, reduzindo o potencial dos sistemas de produção agrícola (Montenegro et al., 2020).

A perda de solo e água são os principais problemas ambientais globais em terras agrícolas e rurais do semiárido, caracterizados por solos com baixas taxas de infiltração e padrões irregulares de precipitação, com alta intensidade e baixa frequência de eventos de chuva ocorrendo principalmente no início da estação chuvosa, quando o solo é mais suscetível à evaporação e erosão hídrica (Montenegro & Ragab, 2010; Souza et al., 2011; Figueiredo et al., 2016). Importantes discussões referentes à conservação do solo foram publicadas no relatório do IPCC ("Intergovernmental Panel on Climate Change") divulgado em 2019 (e.g. Shukla et al., 2019), onde a intensificação nas mudanças de uso e ocupação de terra associada às mudanças climáticas vêm contribuindo para processos de degradação e desertificação de terras. Os manejos inadequados de solos também ganharam destaque no relatório, sendo colocado como um dos processos que podem intensificar os períodos de seca. Ainda neste aspecto, o relatório recomenda diversas técnicas conservacionistas que podem ser aplicadas ao solo com potencial de evitar, reduzir e até reverter diversos

processos de degradação por diferentes causas, além de contribuir para a adaptação da produção agrícola às mudanças climáticas.

Neste capítulo são apresentados experimentos demonstrativos instalados no semiárido de Pernambuco, que têm permitido avanços técnico-científicos relevantes, tanto em regime de chuvas naturais, quanto adotando irrigação com água de qualidade inferior. A distribuição espacial dos experimentos demonstrativos em Pernambuco, e detalhados na Tabela 1.

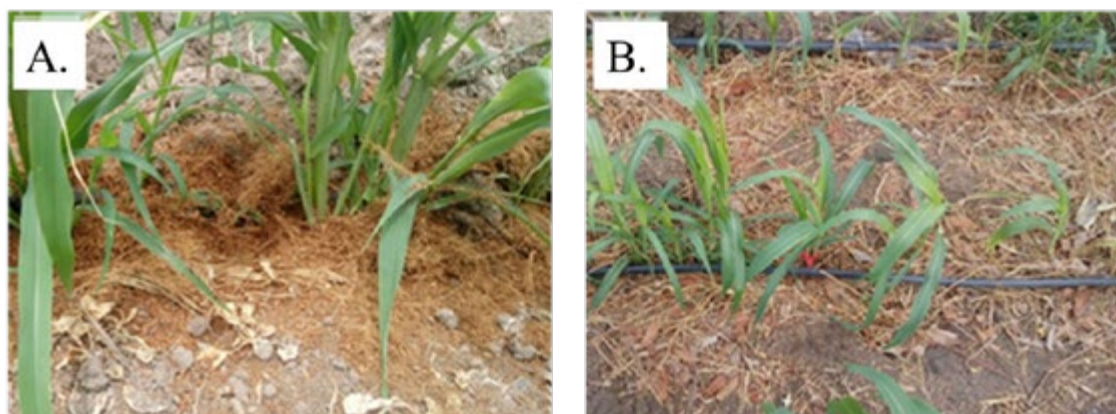
Tabela 1. Principais Unidades Experimentais de cultivos resilientes, em Pernambuco, no âmbito do Consórcio Universitas

Bacia Hidrográfica	Localidade	Principais Cultivos	Regime Hídrico	Gestão
Ipojuca	Mutuca	Sorgo, palma, Chichá, moringa	Irrigado, efluente tratado	LAS
Brígida	Parnamirim	Palma, sorgo, gliricídia, Moringa	Irrigado, efluente tratado	INSA e COMPESSA
Ipanema	Mimoso	Palma, milho	Sequeiro	LAS
Pajeú	Serra Talhada	Palma, milho, milheto, Feijão Gandu	Irrigado, água salina	GAS

Fonte: os autores.

Dentre as alternativas naturais de conservação de água e solo adaptáveis às bacias hidrográficas do semiárido, e com baixo custo, destacam-se a cobertura morta com restos vegetais, Figura 3, (Santos et al, 2010; Montenegro et al., 2013b, Lopes et al., 2019, de Lima et al., 2019, Lima et al. 2020, de Lima et al., 2020), e os cordões vegetativos como barramentos vegetais, utilizando por exemplo a Palma Forrageira (Borges et al., 2014; MONTENEGRO et al., 2019). Esses estudos vêm sendo sistematicamente realizados no Estado de Pernambuco, na Bacia Representativa do Alto Ipanema, e em laboratório com condições representativas, como parte das ações experimentais da Rede de Hidrologia do Semiárido (REHISA), e mais recentemente do Consórcio *Universitas* (Pernambuco), este último reunindo universidades públicas de Pernambuco em prol do incremento da segurança hídrica no semiárido de Pernambuco.

Figura 3. Cobertura morta com resíduos de pó de coco. Unidade Experimental de Mutuca - Bacia do Ipojuca.



Fonte: Carvalho (2020).

Montenegro et al. (2020), investigando o desempenho da cobertura morta com pó de coco (*Cocos nucifera L.*) e com barramento vegetal de Palma (*Opuntia ficus indica.*) como técnicas de conservação de solo e água, promoveram proteção à superfície do solo do impacto direto das gotas de chuva, incrementando o conteúdo de água no solo. Além disso, o cultivo de palma forrageira juntamente com o sorgo vem sendo difundido na região semiárida em função do aporte nutricional e de seu baixo custo de produção (Jardim et al., 2020).

Uma estratégia para minimizar a escassez qualitativa e quantitativa de recursos hídricos, na região semiárida, para produção agrícola é o uso de água de qualidade inferior,

tanto de águas de alta salinidade quanto de efluentes domésticos tratados. O reúso de efluentes domésticos tratados possibilita a atividade agropecuária mesmo em situação de secas, que por sua vez, estão mais recorrentes. A utilização de águas residuárias tratadas pode garantir disponibilidade hídrica para a agricultura irrigada, destinando a água de boa qualidade para usos mais nobres (Pohl & Lenz, 2017).

O aproveitamento hidroagrícola de águas residuárias pode resultar na diminuição de diversos problemas ambientais, ao reduzir o lançamento de esgoto bruto nos corpos hídricos, e atenuar a contaminação da água e solo, e econômicos, ao potencializar a elevação da produção agrícola, principalmente no semiárido do Brasil, onde os cenários de escassez hídrica são frequentes. Os números relacionados à disponibilidade de água superficial no Brasil evidenciam que, no País, existe uma ampla necessidade de adotar o reúso de água como alternativa para produção agrícola. Verifica-se que amplas extensões de cursos d'água estão com a qualidade comprometida devido ao excesso de carga orgânica, limitando ou impedindo a captação para abastecimento público devido à poluição (ANA, 2017).

A utilização de água residuária tratada na agricultura irrigada pode ser considerada uma alternativa essencial para sustentação ou expansão de áreas agrícolas, especialmente no Nordeste Brasileiro, que apresenta limitada disponibilidade de recursos hídricos e elevada variabilidade de precipitação, com tendência de sua redução em amplas regiões (Carvalho et al., 2020a). Porém, o uso de águas residuárias domésticas requer o acompanhamento e monitoramento do solo e da água para evitar a salinização e a contaminação do agroecossistema, e a decorrente degradação das áreas de cultivo (Cavalcante et al., 2016).

Métodos avançados de medição

O clima tem significativo efeito nos cultivos vegetais. Segundo Lopes et al., (2019), a compreensão dos processos hidrológicos e o impacto das técnicas de conservação do solo são cruciais para o convívio produtivo com a escassez hídrica em regiões semiáridas. Segundo Wang et al. (2021), a umidade do solo é vital para a sustentabilidade dos ecossistemas em ambientes semiáridos. Esta importância se dá em função do efeito regulador sobre processos e fatores ecológicos da dinâmica solo-planta-atmosfera, tais como a fixação de carbono orgânico e a respiração dos microrganismos do solo. Além disso, umidade do solo é um componente vital do ciclo hidrológico, logo, o entendimento da sua variação espacial e temporal tem grande importância na hidrologia. Além de ser a principal fonte hídrica para agricultura e vegetação natural, é um fator determinante nos padrões de distribuição e crescimento das plantas em ambientes áridos e semiáridos.

Segundo Anusha et al. (2022), a umidade do solo é um importante componente, impactando os processos hidrológicos. Neste capítulo diferentes técnicas de medição de umidade foram adotadas nas áreas experimentais Lima et al. (2020) adotaram sondas TDR para o monitoramento contínuo da umidade do solo em diferentes condições de cobertura. Já objetivando análise da variabilidade espacial da umidade do solo, Montenegro et al. (2019) e Queiroz et al. (2020) adotaram a Sonda Diviner 2000® para diferentes condições de cobertura, nas bacias do Ipanema e Pajeú, respectivamente.

Para avaliar o impacto dos diferentes manejos e condições hídricas nos vegetais, a termografia de infravermelho pode ser utilizada como técnica não destrutiva. A temperatura do dossel da vegetação é um relevante parâmetro na detecção de sintomas bióticos e abióticos das plantas, atuando como um bom indicador de estresse hídrico e tendo influência direta no metabolismo vegetal (Huo et al., 2019; Valím et al., 2019).

A temperatura do dossel reflete o estado térmico da cultura e está intimamente relacionada à condutância. Para o processamento dessas informações, sistemas especialistas e inteligentes baseados em algoritmos de visão computacional estão se tornando uma parte comum do gerenciamento da produção agrícola. O Nim é uma oleaginosa perene com elevada resiliência ao estresse hídrico, podendo ser utilizada como alternativa para recuperação de áreas degradadas e conservação do solo, conforme discutido adiante neste mesmo capítulo. Desta forma, um algoritmo de extração de processamento de imagens térmicas foi aplicado a um conjunto de imagens térmicas das folhas de Nim cultivadas em regime de sequeiro em uma encosta inserida em propriedade rural do Assentamento Nossa Senhora do Rosário, na Bacia do Ipanema.

Para o processamento das imagens térmicas, foi utilizada a linguagem Python e o banco de dados OpenCV, no software PyCharm. Onde foi utilizada a função *bilateral.filter* para aplicar a filtragem na imagem de entrada e reduzir o ruído, seguida de uma limiarização

das imagens realizada pela função *cv.thresh_tozero*, onde para cada pixel o mesmo valor de limite é aplicado (no nosso caso, uma temperatura limite). Os dados de temperatura média dos dosséis obtidos a partir do processamento foram combinados com a temperatura do ar para calcular o índice de estresse hídrico diário (DWSI).

Para a aquisição das imagens foi utilizado um Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT), modelo DJI Phantom 4 Multispectral (Figura 4), equipado com seis câmeras, uma com sensor RGB e cinco sensores multiespectrais cobrindo as faixas do azul (blue), verde (green), vermelho (red), borda vermelha (red-edge) e infravermelho próximo (near-infrared), todos com um obturador global de 2 MP.

Figura 4. VANT DJI Phantom 4 Multispectral utilizado na aquisição das imagens.



Fonte: Gallardo-Salazar & Pompa-García (2020)

Os seguintes índices de vegetação RGB e multiespectrais podem ser obtidos a partir do equipamento acima no monitoramento das áreas experimentais, conforme Tabela 2, e foram aplicados na análise das condições de cobertura nas áreas experimentais, apresentadas neste capítulo.

Tabela 2. Índices de vegetação e suas equações aplicadas

Índice	Função aplicada	Referência
- NDVI- Normalized Difference Vegetation Index	$\frac{NIR - R}{NIR + R}$	Rouse al. (1973)
SAVI- Soil Adjusted Vegetation Index	$\frac{(1+L)*(NIR-R)}{NIR+R+L}$	Huete al. (1988)
GLI - Ground Level Image Analysis	$\frac{(G-R)+(G-B)}{G+R+G+B}$	Louhaichi et al. (2001)
VDVI- Visible-band Difference Vegetation Index	$\frac{2*G-R-B}{2*G+R+B}$	Wang et al. (2015)
TGI- Triangular Greenness Index	$G-0.39*R-0.61*B$	Hunt et al. (2011)

onde NIR é a banda do infravermelho próximo e R é a banda vermelha, G a banda verde e B a banda azul.

Fonte: os autores

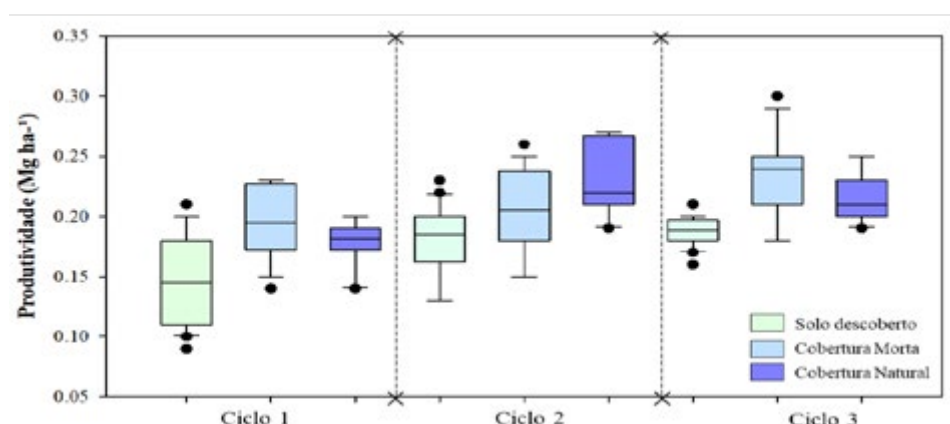
Cultivos irrigados com água de qualidade inferior

Estudos sobre a viabilidade de produção agrícola associada ao reúso de água têm sido largamente pesquisados e analisados há mais de 15 anos no Agreste pernambucano, na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Mutuca em Pesqueira, com os cultivos do algodoeiro (*Gossypium hirsutum* L.), girassol (*Helianthus annuus* L.), moringa (*Moringa oleífera* L.), mamoneira (*Ricinus communis* L.) e sorgo forrageiro (*Sorghum sudanense*

(Piper) Stapf) (Miranda, 2010; Lima et al., 2012; Santos, 2015; Santos et al., 2017; Carvalho et al., 2020b), ressaltando o elevado potencial da irrigação com água residuária tratada, sem a degradação da qualidade do solo.

A sustentabilidade área de cultivo em Mutuca, localizada na Bacia do Ipojuca, deve-se a combinações de técnicas hídricas importantes, tais como: sistema de drenagem subterrânea, uso de irrigação localizada (xique-xique), e adoção de prática conservacionista de cobertura morta nos cultivos. O tratamento é realizado em reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – reator anaeróbio de fluxo ascendente), conectados a lagoa de polimento, de onde os efluentes são então bombeados para irrigação dos cultivos agrícolas, após filtro de areia. A Figura 5 apresenta resultados do efeito do uso de cobertura morta (pó de coco e cobertura natural) na produtividade do sorgo forrageiro, variedade Sudão (desenvolvida pelo Instituto Agrônômico de Pernambuco- IPA), durante 3 ciclos de cultivo, utilizando-se efluente doméstico tratado. Mais detalhes podem ser consultados em Carvalho et al. (2021).

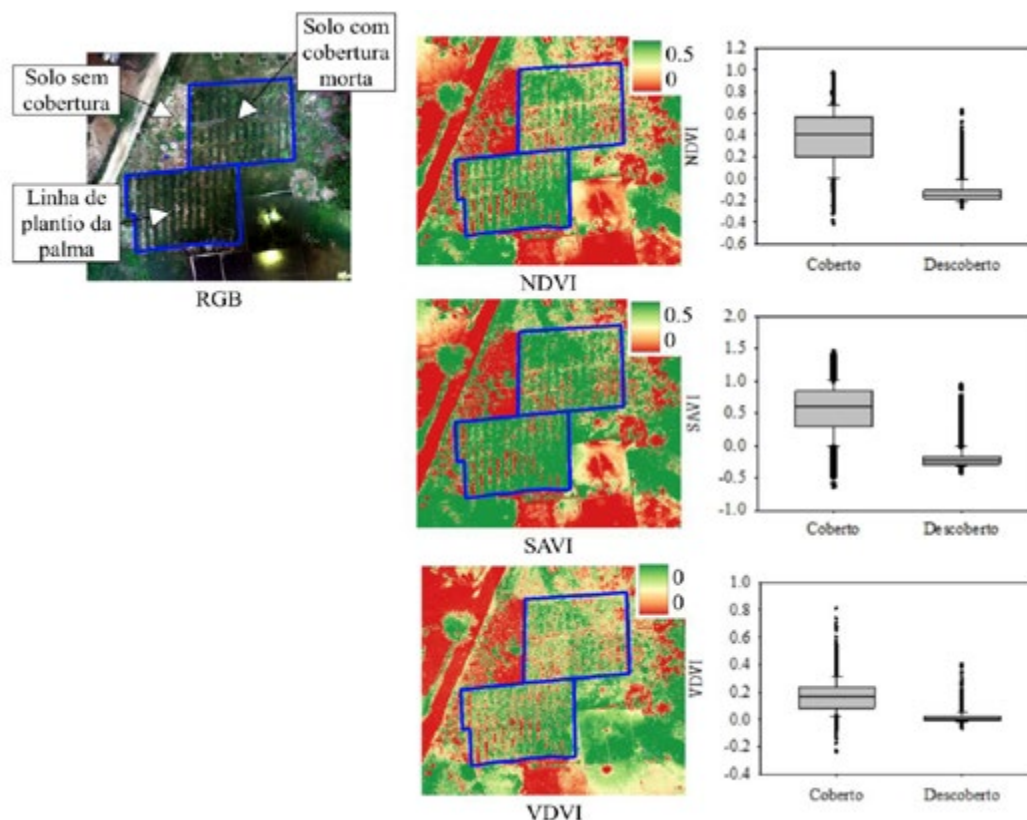
Figura 5. Produtividade do sorgo forrageiro, variedade Sudão, irrigado com efluente doméstico tratado, sob diferentes condições de cobertura do solo.



Fonte: Os autores

O uso de água residuária em cultivos irrigados requer estratégias precisas de manejo, com adoção de técnicas de agricultura de precisão. Monitoramentos com VANT multiespectral permitem o processamento de índices de vegetação RGB e multiespectral. O processamento dessas imagens foi possível a partir da parceria entre a Universidade Federal Rural de Pernambuco e a TPF Engenharia. Os índices de vegetação multiespectrais, Índice de Vegetação Ajustado do Solo (SAVI) e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), apresentaram a grande divergência entre o solo coberto e descoberto (solo nu), além da maior variabilidade dos dados no solo coberto. O box-plot do índice de vegetação RGB que mais se aproximou dos box-plots dos índices de vegetação multiespectrais foi o *Visible-band Difference Vegetation Index* (VDVI), Figura 6.

Figura 6. Imagem adquirida através do VANT na Unidade Demonstrativa de Mutuca, índices de vegetação multiespectral e RGB, e box-plots dos valores.

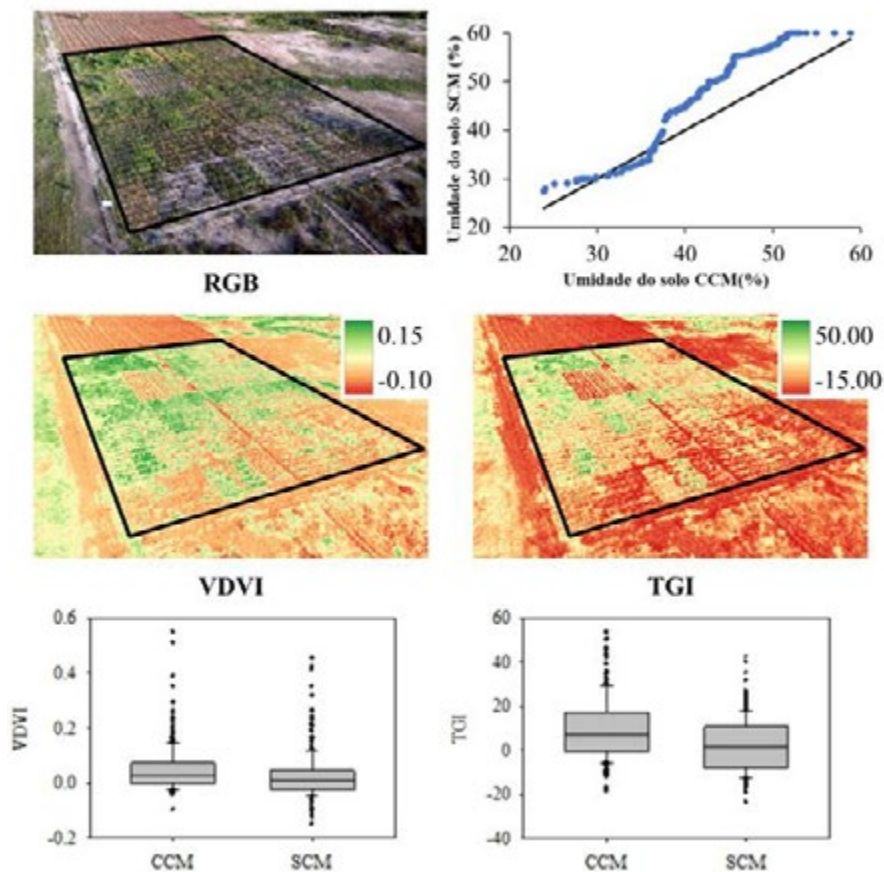


Fonte: Os autores.

A cobertura morta representa uma importante prática agrícola para diminuição do secamento do solo, reduzindo conseqüentemente o movimento ascendente em condição de lençol freático raso, e reduzindo possível ascensão de água subterrânea salina. Além disso, melhora a resiliência do solo, reduz as perdas de água por escoamento superficial, incrementando a infiltração da água no solo e diminuindo as flutuações térmicas (Montenegro et al., 2013; Carvalho et al., 2019).

O reúso de esgoto para cultivos agrícolas promove significativo aporte hídrico para produção vegetal, em particular de cultivos forrageiros, voltados para a caprinovinocultura, como palma, sorgo e milho. Em unidade produtiva do mesmo porte à de Mutuca, são aproveitados na Unidade Experimental de Parnamirim cerca de 3 m³/dia, ou cerca de 90 m³/mês de efluente tratado, em estação de tratamento operada pela Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA. Tal sistema possibilita a irrigação de uma área de cerca de 1000 m². Esta Unidade Experimental foi instalada a partir de parceria entre o Instituto Nacional do Semiárido - INSA, COMPESA e UFRPE, sendo desenvolvido cultivo de palma forrageira. A Figura 7 apresenta imagens dos voos com VANT na Unidade Experimental de Parnamirim, e o processamento dos índices de vegetação RGB. Foi realizado comparativo entre os índices nas áreas com cobertura morta e sem cobertura morta, tendo-se verificado que o índice que melhor apresentou a diferenciação entre as áreas foi o *Triangular Greenness Index* (TGI).

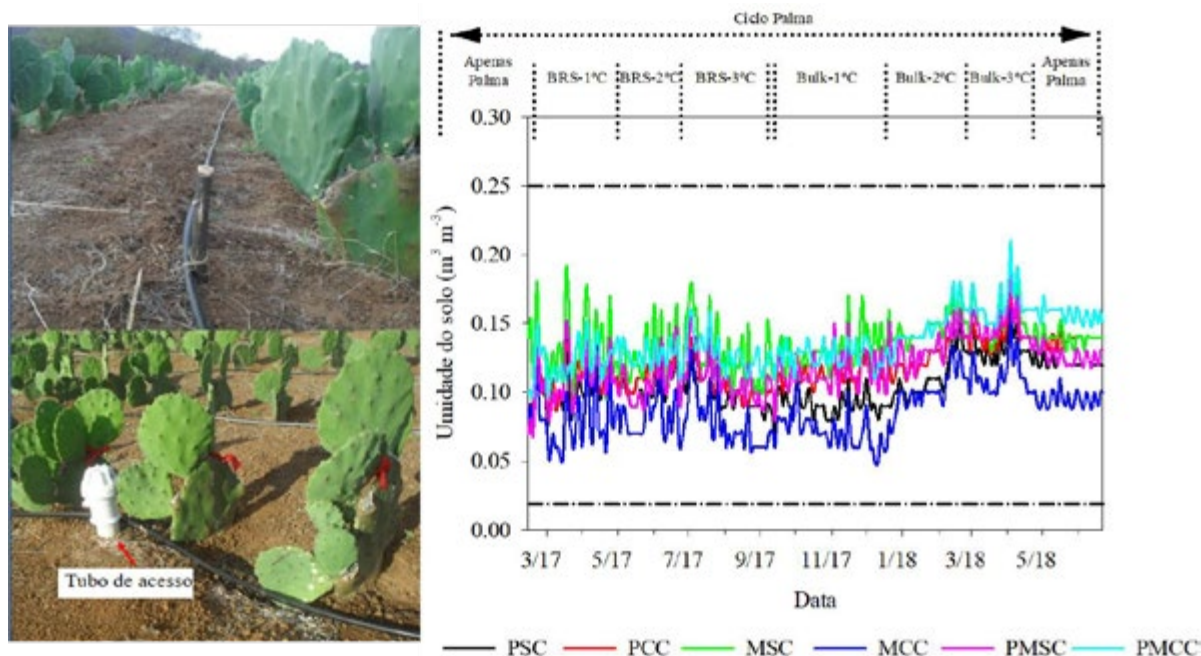
Figura 7. Imagem adquirida através do VANT na Unidade Experimental de Parnamirim e índices de vegetação RGB, e box-plots dos índices de vegetação da Unidade Experimental de Parnamirim. Onde: CCM = com cobertura morta; SCM = sem cobertura morta. Comparação entre a umidade do solo em área com cobertura morta e sem cobertura.



Fonte: os autores.

Na Unidade Acadêmica de Serra Talhada (Centro de Referência de Cultivo de Palma), na Bacia do Pajeú, a umidade do solo, entre os sistemas de cultivo de palma forrageira e milho, ao longo do tempo está exibida na Figura 8. As magnitudes de umidade variaram com a época do ano em função dos eventos de chuva, absorção de água pelas culturas, irrigação e demanda atmosférica.

Figura 8. Umidade do solo em um cultivo de palma forrageira e seis ciclos de milho com e sem o uso de cobertura morta. PSC: palma forrageira sem cobertura morta, PSC: palma forrageira sem cobertura morta, MSC: milho sem cobertura morta, MSC: milho com cobertura morta, PMSC: consórcio palma forrageira e milho sem cobertura morta e PMCC: consórcio palma forrageira e milho com cobertura morta.



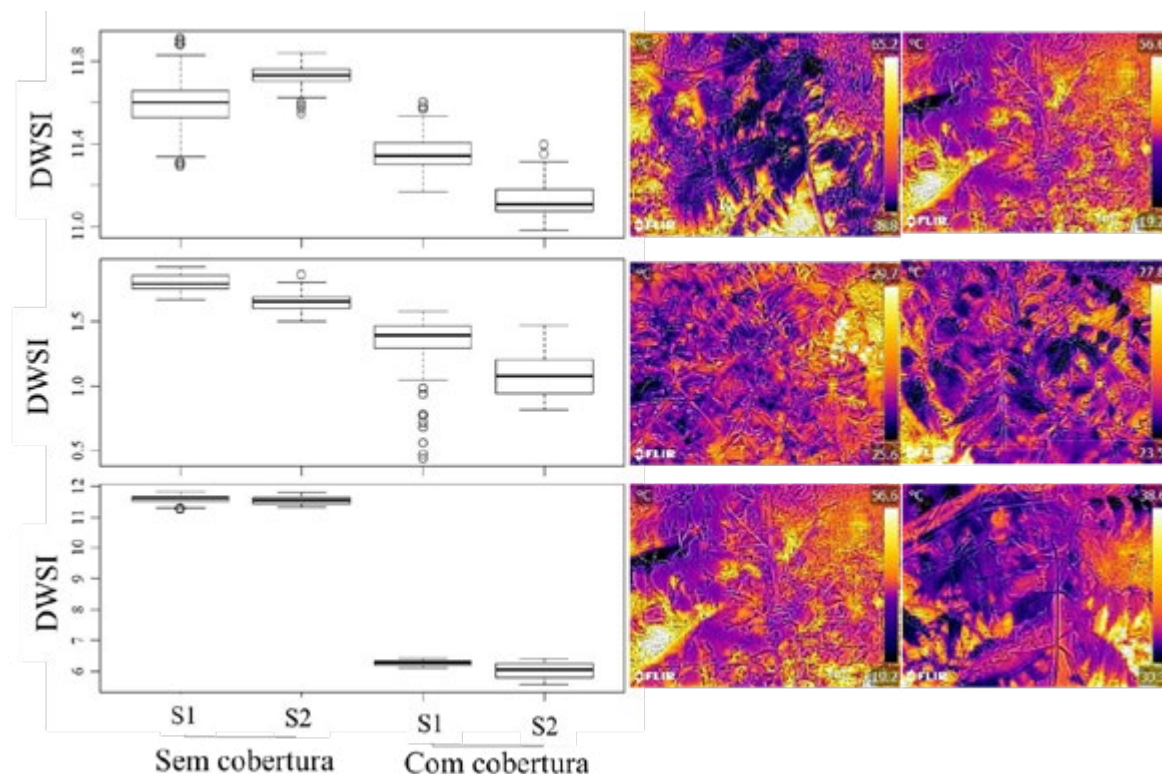
Fonte: os autores.

Os valores médios de umidade registrados foram 0,14; 0,09; 0,11; 0,12; 0,12 e 0,14 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, respectivamente, para os sistemas MSC, MCC, PSC, PCC, PMSC e PMCC, com valores mínimos e máximos variando entre 0,09 e 0,21 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$; 0,05 e 0,16 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$; 0,07 e 0,17 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$; 0,08 e 0,17 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$; 0,07 e 0,19 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$; e, 0,10 e 0,21 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, e média geral igual a 0,12 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ (0,09 e 0,19 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$). Verificou-se efeito da cobertura morta apenas no cultivo do milho, onde a umidade foi, em média, menor no sistema MCC (0,09 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) do que no sistema MSC (0,14 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$). Nos sistemas de palma exclusiva (0,11 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ versus 0,12 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) ou consórcio palma-milho (0,12 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ versus 0,14 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) as diferenças de umidade entre as condições sem e com cobertura foram mínimas. Mesmo com os eventos de irrigação, percebeu-se que as umidades atingiram no máximo 0,21 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, o que pode estar associado à textura arenosa do solo. Em condição, onde a irrigação é mínima e regular, as plantas cultivadas com cobertura morta tendem a absorver mais água, reduzindo o conteúdo de água no solo.

Cultivos em sequeiro

A Figura 9 apresenta alguns cenários de estresse hídrico vegetal, e impacto da adoção da cobertura morta como técnica conservacionista, no conforto térmico vegetal.

Figura 9. Imagens térmicas para o mês de março, maio e setembro sob condição de ausência e presença de cobertura morta de pó de coco.

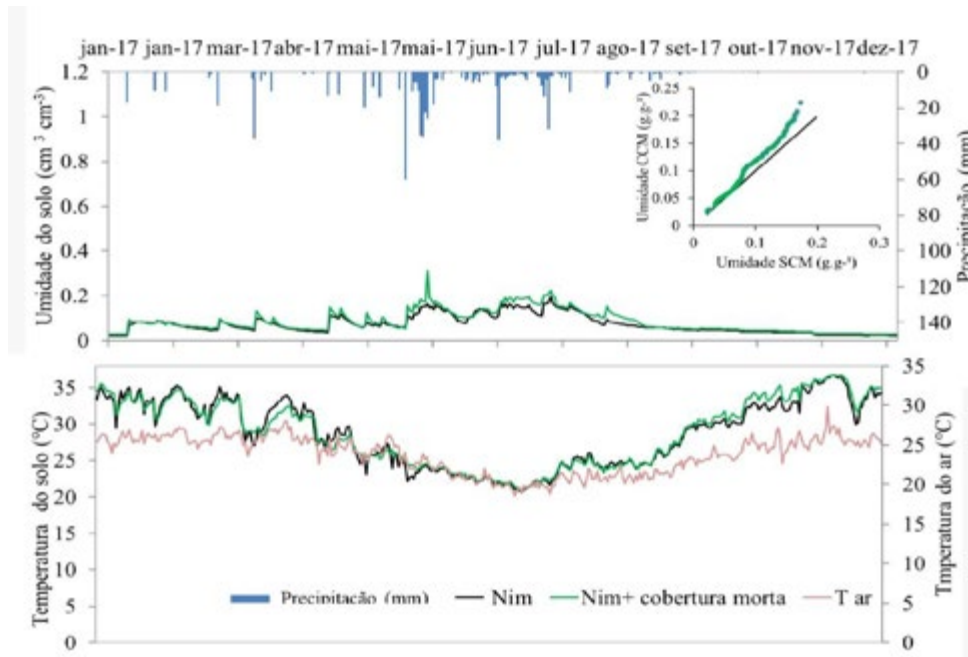


Fonte: Os autores.

Os períodos avaliados apresentaram precipitação antecedente de 0, 28,4 e 12 mm para os meses de março, maio e setembro, respectivamente. Os maiores níveis de estresse hídrico foram registrados para o mês de março de 2017 devido a uma distribuição espacial de alta temperatura no dossel, em função das altas taxas de evapotranspiração, e baixa precipitação antecedente (0 mm), o que é possível observar pela escala que varia de 10,96 a 15,46. Os índices hídricos de maio foram associados ao menor índice de estresse das plantas (28,4 mm), com variação de 0,4 a 1,9, seguido por setembro com escala entre 5,55 a 11,5.

A Figura 10 apresenta as distribuições de frequência experimentais para as leituras de umidade para os tratamentos com e sem cobertura no período correspondente às avaliações térmicas. Pode-se verificar que a utilização das práticas conservacionistas reflete em maior probabilidade de incremento de umidade no solo em comparação com o solo descoberto.

Figura 10. Variação temporal da precipitação, umidades médias do solo e temperaturas médias do solo e do ar nas parcelas estudadas com e sem cobertura do solo.

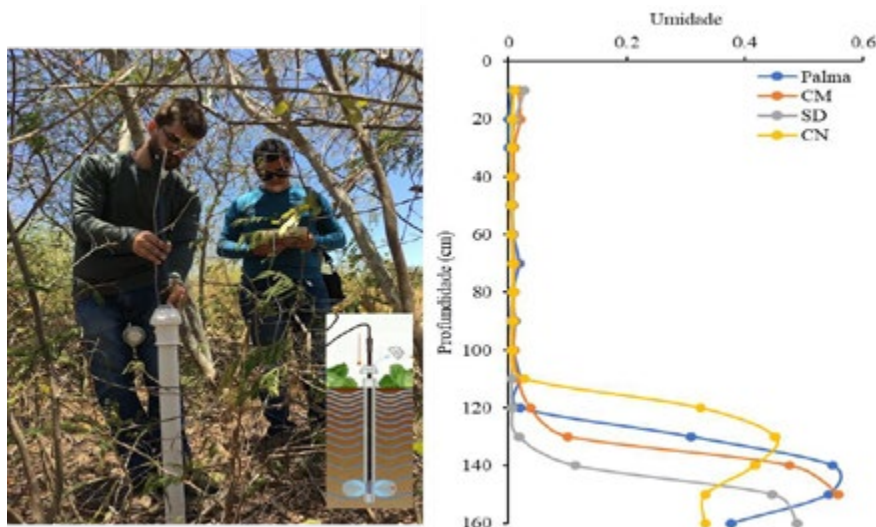


Fonte: os autores.

Lima et al. (2020) avaliaram a importância do uso de cobertura morta e de espécies de oleaginosas não convencionais perenes (*Moringa oleífera* Lam. e *Azadirachta indica* A. Juss.) no controle da erosão do solo em parcelas de erosão em condições de chuvas naturais mesma área de estudo e encontraram resultados significativos quanto à retenção de umidade do solo e redução de valores de escoamento superficial e perdas de solo proporcionados pelo tratamento com cobertura morta. Schmidt et al. (2018) destacam que as práticas de conservação de solo mostraram-se promissoras também no aumento dos níveis de carbono orgânico no solo e na redução nas temperaturas do perfil.

Ainda no tocante a adoção de práticas conservacionistas em cultivo de sequeiro, a Figura 11 apresenta os perfis de umedecimento em parcela com cobertura natural (CN) (Caatinga), parcela com solo descoberto (SD), parcela com presença de cordão vegetativo de palma forrageira (Palma), parcela com presença de cobertura morta (CM) através das leituras de umidade com sonda Diviner.

Figura 11. Perfil de umedecimento do solo em área de sequeiro com diferentes condições de cobertura do solo.



Fonte: os autores.

Para a mesma área experimental, Montenegro et al. (2019) também analisaram separadamente a distribuição de umidade do solo para os períodos úmidos e seco, na Bacia do Ipanema, e constataram relevante desempenho de práticas vegetativas naturais: primeiramente, a relevância da cobertura natural (Caatinga) no umedecimento do solo devido aos processos de interceptação nos períodos úmidos, ressaltando assim a relevância das iniciativas de reflorestamento na área; adicionalmente, verificaram a importância da cobertura morta de pó de coco na manutenção da umidade do solo nos períodos secos, devido à redução da evaporação da água no solo.

Participação social: disseminação de tecnologias

As tecnologias sociais de convivência com o semiárido devem trazer uma nova visão da realidade regional, com a participação das famílias e o incentivo à organização social para assegurar a participação e democratização no desenvolvimento de projetos e obras sociais. Essa nova percepção de convivência com o semiárido surge com a ruptura com modelos tradicionais onde as perspectivas estavam voltadas para práticas insustentáveis. Entretanto, novos caminhos tornam-se fundamentais para compreender novas práticas que se baseiam em prática sustentável voltada ao contexto do semiárido (Queiroz et al., 2016).

De acordo com Lima (2013) faz-se necessária uma nova forma de pensar e agir que valorize a construção de alternativas tecnológicas, que sejam construídas a partir do diálogo do saber técnico, da sabedoria popular, da participação das famílias envolvidas na concepção e execução das novas propostas.

Visando a disseminação das tecnologias sociais como objetivo para o desenvolvimento do semiárido de Pernambuco objetivou-se promover a interação dos conhecimentos acadêmicos com os saberes e as práticas sociais acumuladas, de forma que a sociedade deles se aproprie, difunda, gere novos saberes e usufrua dos seus resultados; a valorização a extensão universitária como produtora, difusora, facilitadora e ampliadora do acesso ao conhecimento científico e tecnológico e aos seus benefícios, e a reafirmação da indissociabilidade entre ensino, pesquisa e extensão como estratégia de desenvolvimento e difusão científicos e tecnológicos (BRASIL, 2010).

A implantação das tecnologias hídras no semiárido de Pernambuco por meio da disseminação e democratização da ciência vêm possibilitando a melhoria das condições de vida das famílias dessas regiões, transformando o cenário favoravelmente, e se tornando representativas no campo do desenvolvimento social e equidade. Portanto, o desenvolvimento social implica em promover inclusão social, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental.

Considerações finais

As tecnologias apresentadas neste capítulo, com destaque para a cobertura morta, o cultivo de palma e o reuso de águas de qualidade inferior apresentam elevado potencial para a conservação da água e do solo no semiárido.

A partir de Unidades Experimentais Demonstrativas, tais tecnologias podem ser sistematicamente disseminadas na região, e devidamente apropriadas por produtores locais.

A água é o principal elemento através do qual as alterações climáticas podem induzir maiores impactos na população, nas atividades econômicas e sociais (com ênfase nas agrícolas), e nos ecossistemas. É de referenciar a variabilidade acrescida induzida pelas alterações climáticas que trazem um desafio crescente sobre as técnicas conservacionistas de água e solo no semiárido.

Diante da escassez de recursos hídricos no semiárido, fontes alternativas de recursos hídricos podem ser obtidas a partir do aproveitamento racional do reuso de água de qualidade inferior, em particular de esgotos domésticos tratados. Tais aportes podem propiciar o desenvolvimento de cultivos agrícolas, e incremento na produção de alimentos, impactando positivamente o desenvolvimento socioeconômico do semiárido de Pernambuco.

Desse modo, sugere-se o aumento da eficiência da utilização da água, a ampliação dos sistemas de tratamento de efluentes, e a popularização dos sistemas de reuso e de monitoramento, adotando-se de forma crescente metodologias associadas à agricultura de precisão.

Agradecimentos

À Finep, CNPq e FACEPE pelo suporte aos estudos, principalmente ao projeto APQ 0300-5.03/17 da FACEPE. Ao Programa PRINT/CAPES por contribuir com a internacionalização dos estudos.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; TREZZA, R. Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) – Advanced training and user Manual. Version 1.0. NASA: Idaho, 2002. 97p.
- ANA. Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. 1. ed. Brasília: Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, 2017.
- BAHIR, M.; OUHAMDOUCH, S.; OUAZAR, D.; EL MOÇAYD, N. Climate change effect on groundwater characteristics within semi-arid zones from western Morocco. *Groundwater for Sustainable Development*, v.11, p.1-14, 2020.
- BORGES, T. K. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; SILVA JUNIOR, V. P. Influência de práticas conservacionistas na umidade do solo e no cultivo do milho (*Zea mays* L.), no semiárido nordestino. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n.38, p.1862-1873, 2014.
- BRAGA, M. B.; LIMA, C. E. P. (Ed.). Reuso de água na agricultura. Brasília: Embrapa, 2014.
- CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; ASSIS, F. M. V.; TABOSA, J. N.; CAVALCANTI, R. Q.; ALMEIDA, T. A. B. Spatial dependence of attributes of rainfed maize under distinct soil cover conditions. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.23, p.33-39, 2019.
- CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; LIMA, J. L. M. P.; SILVA, T. G. F.; PEDROSA, E. M. R.; ALMEIDA, T. A. B. Coupling Water Resources and Agricultural Practices for Sorghum in a Semiarid Environment. *Water*, v. 13, p. 1-27, 2021b.
- CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, H. P.; LOPES, I.; MORAIS, J. E. F.; SILVA, T. G. F. Trends of rainfall and temperature in Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.24, p.15-23. 2020a.
- CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, L. J. S. E.; COSTA, R. S.; ALMEIDA, G. C. Análise do crescimento fisiológico do sorgo irrigado com água residuária tratada associado com cobertura morta. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 14, p. 4258-4270, 2021a.
- CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; TABOSA, J. N.; ALMEIDA, T. A. B.; SILVA, A. G. O.; SILVEIRA, A. V. M. Reuso hidroagrícola: uma solução para a convivência com a escassez hídrica no Sertão e Agreste pernambucano. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v.5, p.140-150, 2020b.
- CAVALCANTE, K. L.; DEON, M. D.; SILVA, H. K. P. DA. Acidez e matéria orgânica de solo irrigado com efluente de estações de tratamento de esgoto de Petrolina-PE. *Revista Semiárido De Visu*, v.4, p. 181-189, 2016.
- DARKWAH, K. A.; KWAWU, J. D.; AGYIRE-TETTEY, F.; SARPONG, D. B. Assessment of the determinants that influence the adoption of sustainable soil and water conservation practices in Techiman Municipality of Ghana. *International Soil and Water Conservation Research.*, v. 7, p. 248-257, 2019.
- DE LIMA, J. L. M. P. DE; CARVALHO, S. C. P.; DE LIMA, M. I. P. Rainfall simulator experiments on the importance of when rainfall burst occurs during storm events on runoff and soil loss. *Zeitschrift für Geomorphologie*, v. 57, n. 1, p. 91-109, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00096>
- DE LIMA, J. L. M. P.; SANTO, L. S.; MUJTABA, B.; DE LIMA, M. I. P. Laboratory experimental assessment of the influence of rice straw mulch size on soil loss. *Advances in Geosciences*, v. 48, p. 11-18, 2019.
- DIAS, N. S.; BLANCO, F. F.; SOUZA, E. R.; FERREIRA, J. F. S.; SOUZA NETO, O. N.; QUEIROZ, I. S. R. Efeitos dos sais na planta e tolerância das culturas à salinidade. *Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados*. 2.ed. Fortaleza: INCTSal, Cap.11, p. 151-162, 2016.

- FIGUEIREDO, J. V.; DE ARAÚJO, J. C.; MEDEIROS, P. H. A.; COSTA, A. C. Runoff initiation in a preserved semiarid Caatinga small watershed, Northeastern Brazil. *Hydrol. Process.* v.30, p.2390–2400, 2016.
- FONTES JÚNIOR, R. V. P.; MONTENEGRO, A. A. A. Temporal dependence of potentiometric levels and groundwater salinity in alluvial aquifer upon rainfall and evapotranspiration. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.22, n.54, 2017.
- GALLARDO-SALAZAR, J. L.; POMPA-GARCÍA, M. Detecting Individual Tree Attributes and Multispectral Indices Using Unmanned Aerial Vehicles: applications in a pine clonal orchard. *Remote Sensing*, v. 12, n. 24, p. 4144, 2020.
- GAO, B. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing Of Environment*, v. 58, n. 3, p. 257-266, 1996.
- HAAS, J. C.; BIRK, S. Trends in Austrian groundwater – Climate or human impact? *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v.22, p.1-17, 2019.
- HUETE, A. R.; DIDAN, K., MIURA, T., RODRIGUEZ, E. P., GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v. 83, p. 195-213, 2002.
- HUNT, E. R.; DAUGHTRY, C. S. T.; EITEL, J. U. H.; LONG, D. S. Remote sensing leaf chlorophyll content using a visible band index. *Agronomy Journal*, v. 103, p.1090-1099, 2011.
- JARDIM, A. M. R. F.; SILVA, T. G. F.; SOUZA, L. S. B.; SOUZA, M. S. Interaction of agroecosystem intercropped with forage cactus-sorghum in the semi-arid environment: a review. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v.5, n.1, p.69-87, 2020.
- LIMA, C. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; de LIMA, J. L. P. M.; ALMEIDA, T. A. B.; SANTOS, J. C. N. Uso de coberturas alternativas do solo para o controle das perdas de solo em regiões semiáridas. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 3, p. 531-542, 2020.
- LIMA, V. L. A.; AZEVEDO, C. A. V.; MIRANDA, R. J. A.; MELO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; CRUZ, R. N. Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas: estudos e aplicações. Uso agrícola de água residuária: Uma visão socioambiental. 1ed. Cruz das Almas: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, v.1, p.130-153, 2012.
- LOPES, I.; MONTENEGRO, A. A. A.; de LIMA, J. L. M. P. Performance of Conservation Techniques for Semiarid Environments: Field Observations with Caatinga, Mulch, and Cactus Forage Palma. *Water*, n.11, p.1-15, 2019.
- LOUHAICHI, M., BORMAN, M. M., JOHNSON, D. E. Spatially located platform and aerial photography for documentation of grazing impacts on wheat. *Geocarto International*, v. 16, p. 65–70, 2001.
- MIRANDA, R. J. A. Lâminas de Irrigação com Água Residuária e Adubação Orgânica na Cultura do Algodão BRS Safira. 85f. Tese (Doutorado), UFRPE, Recife. 2010.
- MONTENEGRO, A. A. A.; DE LIMA, J. L. M. P.; ABRANTES, J. R. C. B.; SANTOS, T. E. M.. Impact of Mulching on Soil and Water Conservation in Semiarid Catchment: Simulated Rainfall in the Field and in the Laboratory. *Die Bodenkultur - Journal for Land Management, Food and Environment*, 64, 3-4, 79-85, 2013b.
- MONTENEGRO, A. A. A.; ABRANTES, J. R. C. B. de LIMA, J. L. M. P.; SINGH, V. P.; SANTOS, T. E. M. Impact of mulching on soil and water dynamics under intermittent simulated rainfall. *CATENA*, v.109, p. 139–149, 2013a.
- MONTENEGRO, A. A. A.; LOPES, I.; CARVALHO, A. A.; DE LIMA, J. L. M. P.; SOUZA, T. E. M. S.; ARAÚJO, H. L.; LINS, F. A. C.; ALMEIDA, T. A. B.; MONTENEGRO, H. C. L. A. Spatio Temporal Soil Moisture Dynamics and Runoff under Different Soil Cover Conditions in a Semiarid Representative Basin in Brazil. *Advances in Geosciences*, v. 48, v. 19, p. 19–30, 2019.
- MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: A modelling study. *Hydrol. Process.*, v.24, p.2705–2723, 2010.
- QUEIROZ, M. G.; SILVA, T. G. F.; ZOLNIER, S.; JARDIM, A. M. R. F.; SOUZA, C. A. A.; ARAÚJO JÚNIOR, G. N.; MORAIS, J. E. F.; SOUZA, L. S. B. Spatial and temporal dynamics of

soil moisture for surfaces with a change in land use in the semi-arid region of Brazil. *Catena*, v. 188, p. 104457, 2020.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W.; HARLAN, J. C. Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. *Greenbelt: National Aerospace Spatial Administration*, 1973. 371p.

SANTOS, C. S.; MONTENEGRO, A. A. D. A.; SANTOS, M. A.; PEDROSA, E. M. Evapotranspiration and crop coefficients of *Moringa oleífera* under semi-arid conditions in Pernambuco. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.21, p.840-845, 2017.

SANTOS, T. E. M., SILVA, D. D., MONTENEGRO, A. A. A. Temporal variability of soil water content under different surface conditions in the semiarid region of Pernambuco State. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n.34, p.1733-1741, 2010.

SCHMIDT, E.S.; VILLAMIL, M.B.; AMIOTTI, N.M. Soil quality under conservation practices on farm operations of the southern semiarid pampas region of Argentina. *Soil and Tillage Research*, v.176, p.85-94, 2018.

SHUKLA PR, SKEA J, SLADE R, VAN DIEMEN R, HAUGHEY E, MALLEY J, PATHAK M, PEREIRA JP. (eds.) Technical Summary. 2019. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*.

SILVA, M. V.; PANDORFI, H.; ALMEIDA, G. L. P.; LIMA, R. P.; SANTOS, A.; JARDIM, A. M. R. F.; ROLIM, M. M.; SILVA, J. L. B.; BATISTA, P. H. D.; SILVA, R. A. B. Spatio-temporal monitoring of soil and plant indicators under forage cactus cultivation by geoprocessing in Brazilian semi-arid region. *Journal Of South American Earth Sciences*, v. 107, p. 1-10, 2021.

SOUZA, E.R.; MONTENEGRO, A.A.D.A.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; MATOS, J.D.A.D. Temporal stability of soil moisture in irrigated carrot crops in Northeast Brazil. *Agric. Water Manag.* v.99, p.26-32, 2011.

TINÔCO, I.C.M.; BEZERRA, B.G.; LUCIO, P.S.; BARBOSA, L. DE M. Characterization of Rainfall Patterns in the Semiarid Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, v.41, p.397-409, 2018.

BRASIL, Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCT&I). Versão completa – Plano de ação em ciência, tecnologia e inovação (PACTI 2007-2010): principais resultados e avanços. Brasília: MCT, 2010.

LIMA, A. O. Nova abordagem metodológica para ligação, modelagem 3D e monitoramento de barragens subterrâneas no Semiárido Brasileiro. Tese de Doutorado (Geodinâmica e Geofísica) – Centro de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013.

QUEIROZ, J. G. Os vieses da questão hidrossocial e os penduricalhos produtivos do perímetro irrigado de São Gonçalo – Paraíba: quais os arranhões e as ferrugens que o desgastaram durante o período de 2012 a 2017? Dissertação Mestrado (Planejamento e Dinâmicas Territoriais no Semiárido) – Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN, Pau dos Ferros, 2019.

Mann, H.B. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13, 245-259, 1945. doi:10.2307/1907187

INFILTRAÇÃO DE ÁGUA EM SOLOS DE ZONA SEMIÁRIDA DO ESTADO DE PERNAMBUCO

Willames de Albuquerque Soares

Marco Aurélio Calixto Ribeiro de Holanda

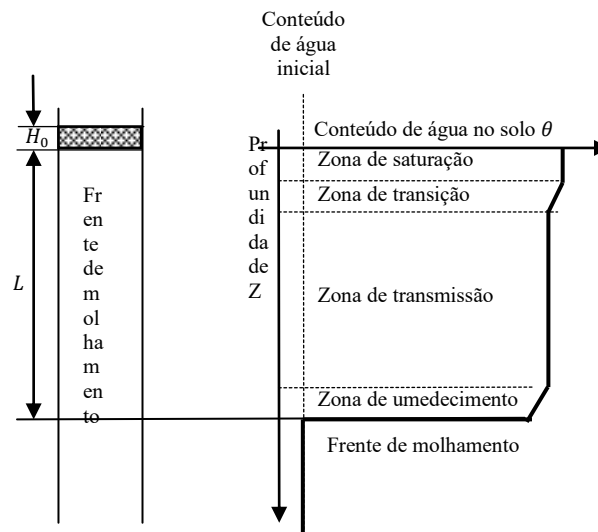
Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral

Introdução

A água é um recurso natural substancial para as atividades antrópicas em diversos âmbitos. Seu ciclo possui componentes indispensáveis para a manutenção do equilíbrio passivo entre a urbanização e a natureza. Os processos que compõem o ciclo hidrológico, como a infiltração, a evapotranspiração e o escoamento superficial são dependentes diretos do meio físico ao qual se encontram.

O volume pluvial de água que atinge o solo segue diversos caminhos. Como o solo é um meio poroso, há infiltração de toda precipitação que chega ao solo, enquanto a superfície do solo não é saturada. A partir do momento da saturação superficial, à medida que o solo vai sendo encharcado a maiores profundidades, a infiltração decresce até uma taxa residual, com o excesso não infiltrado da precipitação gerando escoamento superficial. A infiltração e a percolação no interior do solo são comandadas pelas tensões capilares nos poros e pela gravidade (TUCCI, 2007). Neste caso, a infiltração da água em um perfil de solo uniforme, sujeito a uma certa carga hidráulica está representada no esquema da Figura 1.

Figura 1. Esquema da distribuição da água com relação a profundidade



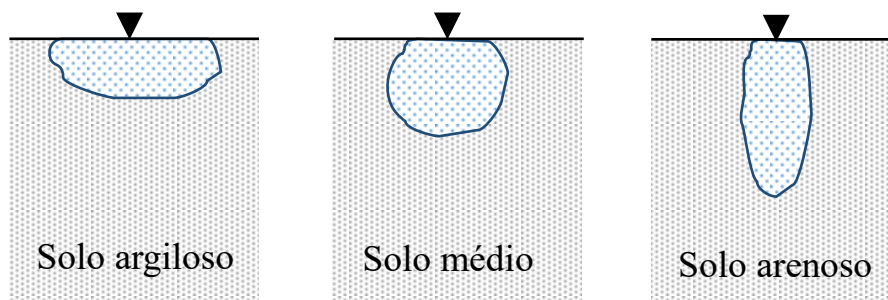
Fonte: Adaptado de Bodman; Coleman (1944)

Onde Z representa a profundidade, θ a umidade, H_0 a carga hidráulica na superfície do solo, a zona de saturação é porção do solo que presume-se já ter saturado, a zona de transmissão é a fração de solo em que a água é repassada para as camadas inferiores com variações pequenas no conteúdo de água e a frente de molhamento é a pequena região onde o gradiente da umidade do solo é grande.

A infiltração é definida como a entrada da água no solo que ocorre durante um evento chuvoso ou na irrigação (HOLANDA, 2021). Durante este processo, os percentuais de areia, silte e argila do solo são de suma importância na determinação da quantidade (volume) e a velocidade da água (taxa de infiltração) que adentra ao solo, pois solos com composição granulométrica mais grossa, ou mais arenosos, tendem a permitirem que a água infiltre mais

rapidamente no solo contudo, a capacidade de retenção destes solos tende a ser menor, Figura 2, (KLAR, 1984; TINÔCO *et al.*, 2018).

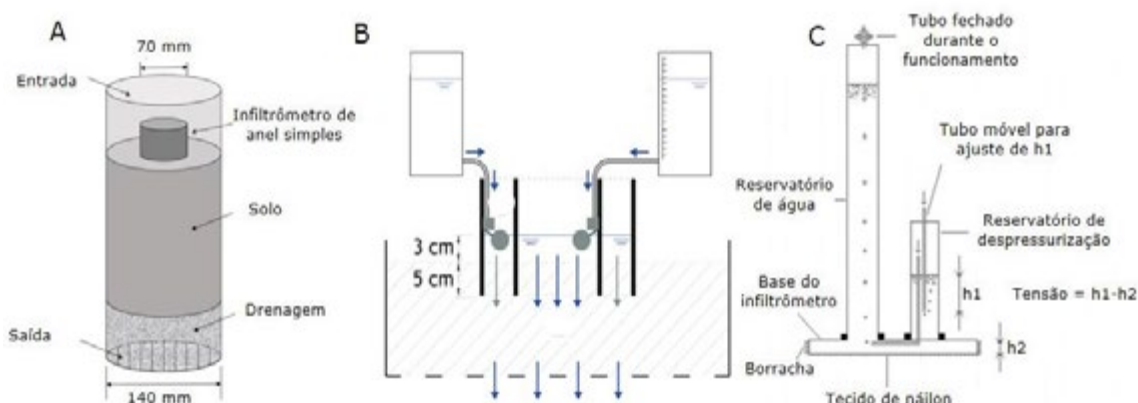
Figura 2. Esquema da infiltração da água em solos de diferentes texturas e formação do bulbo molhado



Fonte: Adaptado de Pizarro Cabello (1990)

Para analisar a capacidade de infiltração da água no solo, alguns ensaios de campo ou laboratoriais podem ser feitos, de modo que são aferidos o volume de água que infiltrou e o tempo em que esta quantidade levou para adentrar no solo. Há diversos modelos de infiltrômetros que podem ser utilizados para isso, de modo que todos eles são cilíndricos (infiltrômetro de anel simples, Figura 3A, infiltrômetro de anel duplo, Figura 3B, permeâmetro desenvolvidos empiricamente ou analiticamente, como: Kostikov (1932), Horton (1940), Green; Ampt (1911) e o de Philip (1957), os quais utilizam os resultados desses ensaios de infiltração.

Figura 3. Desenhos esquemáticos dos infiltrômetros de anel simples (A), anel duplo (B) e do permeâmetro de carga (C)



Fonte: A) Holanda, Soares e Oliveira (2020), B) adaptado de Almeida *et al.* (2017), C) Pott (2001)

Ao infiltrar no solo, a água pode seguir por um caminho ou fluxo preferencial ou de matriz. No fluxo preferencial a água busca um caminho, dentro do perfil, de modo que a infiltração ocorre rapidamente (EGUCHI; HASEGAWA, 2008), permitindo que a frente de molhamento seja mais profunda (SOUZA, 2014). Já o fluxo pela matriz do solo é aquele que ocorre lentamente e que a água percorre quase todos os poros (ROSALES, 2013).

No semiárido a infiltração é, muitas vezes, limitada por baixas condutividades hidráulicas e por níveis extremos de repelência à água do solo que, quando combinadas com intensidades de precipitação altas, resultam em excesso de infiltração como um mecanismo dominante de escoamento superficial (SOARES; SILVA; LIMA, 2020). Os solos da região do semiárido costumam conter percentuais maiores de silte e argila, ou seja, costumam ter uma capacidade de infiltração menor e, por isso, o bulbo molhado dos solos do semiárido são menos profundos e mais lateralizados do que os solos de outras regiões, de modo que a camada que contém água disponível para as plantas é rasa. Além disso, as chuvas que ocorrem nessas regiões são mais espaçadas, de modo que chove muito em curtos períodos de tempo e os intervalos entre os eventos chuvosos são longos (meses ou anos).

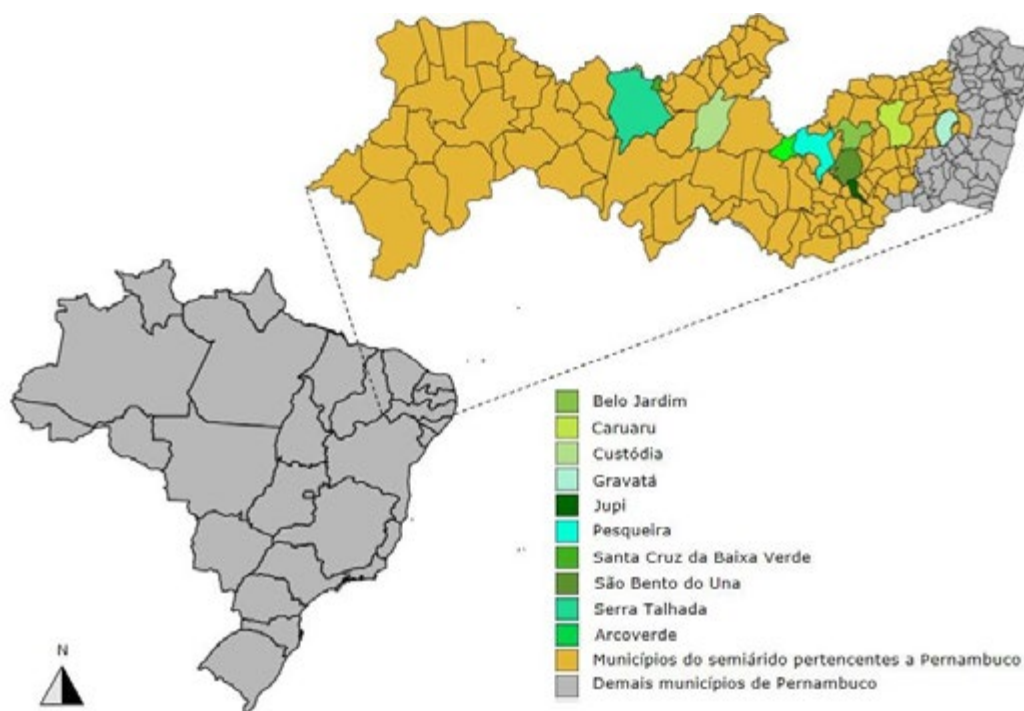
Soares (2018) estimou diferentes eventos chuvosos a fim de analisar o efeito da intensidade da precipitação na dinâmica da água no solo, na região semiárida do Brasil. Ele observou que as características hidrodinâmicas do solo natural onde se encontra a caatinga, fazem com

que os 40 primeiros centímetros retenham a maior parte da água precipitada. Ao se alterar as características física do solo da região, aumenta-se a infiltração e a água fica retida em uma maior profundidade, fazendo com que a vegetação nativa não consiga absorver a água armazenada. Ele concluiu que a maior parte das chuvas precipitadas ficaram contidas nos primeiros 15 centímetros do solo.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido nos Municípios de Belo Jardim, Jupi, Santa Cruz da Baixa Verde, Serra Talhada, Arcoverde, Garanhuns, Pesqueira, São Bento do Una, Caruaru, Custódia e Gravatá. Todos pertencentes ao semiárido pernambucano (Figura 4). Em toda as localidades foram realizados ensaios de infiltração e coletou-se amostras de solo, na camada de 0-20 cm de profundidade para a realização de ensaios de granulometria. A maior parte dos solos apresentam-se com as seguintes características: compactado, raso, pedregoso e com fragmentos de rochas na superfície. Aos 40 cm de profundidade, a partir da superfície do terreno, torna-se inviável a escavação sem o uso de maquinário, devido à grande quantidade rochas presentes.

Figura 4 – Mapa de Pernambuco, com destaque para municípios no semiárido pernambucano e das cidades onde foram realizados ensaios de infiltração



Fonte: o autor

A análise granulométrica foi realizada utilizando-se o método da ABNT (1984), que permite determinar os diâmetros das partículas mais finas (argila e silte) por sedimentação e as mais grosseiras (areia) por peneiramento. A fim de minimizar a perturbação estrutural e garantir um fluxo vertical na superfície do solo, os infiltrômetros foram encravados no solo, cerca de um centímetro.

Para a determinação da infiltração da água no solo foi utilizado o modelo proposto por Philip (1957), o qual é uma maneira de se solucionar, numericamente, a equação de Klute (Equação 1).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot (K \nabla \psi_t) \quad (1)$$

Onde θ representa a umidade, t o tempo, K a condutividade hidráulica e ψ_t o potencial total. Quando ψ_t é composto por pelas porções matriciais e gravitacionais, a Equação um pode ser reescrita, Equação 2.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot (K \nabla \psi_m) + \frac{\partial K}{\partial z} \quad (2)$$

De modo que ψ_m é o potencial matricial e z é profundidade (onde a orientação positiva é para cima). Supondo que o solo é homogêneo, pode-se dizer que $K \nabla \psi_m = D \nabla \theta$ de modo que $D = K \frac{\partial \psi_m}{\partial \theta}$.

Sendo assim, no caso da análise da infiltração vertical da água no solo, o termo $\nabla \cdot (K \nabla \psi_m)$, da Equação 2, pode ser reescrito, como $\frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial \theta}{\partial z} \right)$, obtendo-se assim a Equação 3.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) + \frac{\partial K}{\partial z} \quad (3)$$

As condições de contorno adotadas por Philip (1957) para solucionar esta equação foram que a profundidade é praticamente infinita e que a umidade inicial constante, de modo que:

$$\begin{cases} t = 0, & z < 0, & \theta = \theta_i \\ t > 0, & z = 0, & \theta = \theta_s \\ t > 0, & z = -\infty, & \theta = \theta_i \end{cases}$$

Em que θ_i e θ_s são as umidades inicial e saturada, respectivamente. Além disso, O autor ainda propôs uma substituição do termo z por $-x$, de modo que a orientação positiva fosse para baixo (Equação 4).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial \theta}{\partial x} \right) - \frac{\partial K}{\partial x} \quad (4)$$

Para a Equação 4, Philip (1957) propôs uma solução numérica em que o resultado foi uma série de potência ($t^{1/2}$), Equação 5.

$$x = \varphi t^{1/2} + \chi t + \psi t^{3/2} + \dots + f_m(\theta) t^{m/2} + \dots \quad (5)$$

Onde φ , χ e ψ são funções de θ , de modo que elas podem facilmente ser solucionadas através de métodos numéricos simples. Em tempos curtos, os primeiros termos fazem com que a Equação 5 venha a convergir, de modo que a a infiltração cumulativa (I) pode ser obtida através da Equação 6.

$$I = \int_{\theta_i}^{\theta_s} x \, d\theta + K(\theta_i) t \quad (6)$$

De modo que a $\int_{\theta_i}^{\theta_s} x \, d\theta$ nada mais é que (Equação 7):

$$\int_{\theta_i}^{\theta_s} x \, d\theta = t^{1/2} \int_{\theta_i}^{\theta_s} \varphi \, d\theta + t \int_{\theta_i}^{\theta_s} \chi \, d\theta + t^{3/2} \int_{\theta_i}^{\theta_s} \psi \, d\theta + \dots + t^{m/2} \int_{\theta_i}^{\theta_s} f_m \, d\theta + \dots \quad (7)$$

Como a Equação 7 só converge para tempos curtos, então, a expressão criada por Philip (1957) praticamente pode ser expressa como sendo (Equação 8):

$$I = \varphi(\theta) t^{1/2} + \chi(\theta) t \quad (8)$$

A principal vantagem em utilizar um modelo para representar as curvas de infiltração está na diminuição dos erros de medição, provenientes do observador.

Resultados e Discussão

A partir dos ensaios de peneiramento e sedimentação foi possível determinar as frações granulométricas dos solos estudados. Na Tabela 1 podemos ver as frações médias de areia, silte e argila além da classificação textural dos solos.

Tabela 1 - Frações granulométricas médias e classificação textural dos solos estudados

Município	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classe textural
Arco verde	69,21	13,76	17,03	Franco-arenoso
Belo Jardim	54,32	19,19	26,49	Franca-argilo-arenoso
Caruaru	79,06	5,24	15,71	Franco-arenoso
Custódia	83,53	4,43	12,04	Areia franca
Gravatá	79,89	5,59	14,51	Franco-arenoso
Garanhuns	69,52	4,69	25,79	Franca-argilo-arenoso
Jupi	90,9	3,80	5,30	Areia
Pesqueira	83,00	11,10	5,90	Arenosa
Santa Cruz da Baixa Verde	55,91	8,24	35,85	Franca-argilo-arenoso
São bento do Una (Palma)	68,19	16,71	15,10	Franco arenoso
São bento do Una (Caatinga)	72,13	17,24	10,63	Franco arenoso
Serra Talhada	70,18	4,26	25,56	Franca-argilo-arenoso

Fonte: o autor

As frações de areia foram as que apresentaram os maiores valores percentuais, superando a soma dos percentuais de silte e argila em todas as localidades. O maior percentual de areia foi encontrado para a cidade de Jupi, cujo valor nas amostras coletadas foi superior a 90%. O menor percentual foi de 54,32%, para a cidade de Belo Jardim.

Nota-se que nos solos coletados, o silte é o componente com menor expressão, uma vez que possuem os menores percentuais, sendo a amostra originária de Belo Jardim a que possui o maior valor percentual, 19,19%, e a amostra de Jupi a que possui menor quantitativo, 3,80%. Apesar de todos os solos estudados serem de cidades pertencentes ao semiárido pernambucano, os resultados se assemelham aos obtidos por Oliveira e Soares (2017) ao estudarem os solos de Recife (zona da mata pernambucana), de modo que os valores de silte permeiam entre 22,59 e 3,23%.

As localidades de Serra Talhada, Santa Cruz da Baixa Verde, Garanhuns e Belo Jardim apresentaram maiores teores de argila e os solos estudados foram classificados como Franco-argilo-arenosos. As amostras de Gravatá, Caruaru, São Bento do Una e Arcoverde como Franco-arenosas.

Determinar a classe textural do solo é muito importante para se estudar a infiltração, uma vez que a velocidade de infiltração básica depende diretamente da textura e da estrutura dos solos (GALVÃO, 2020; HOLANDA *et al.*, 2020). Entretanto, vale salientar que o semiárido brasileiro apresenta solos com pequena espessura e pouca permeabilidade, onde a água pluvial permanece na camada superficial do solo e rapidamente evapora (SOARES, 2018).

Os dados experimentais de infiltração, obtidos por meio do uso do infiltrômetro de anel simples, determinados nas localidades de estudo se adequaram satisfatoriamente a equação proposta por Philip (Equação 8). Os valores determinados para o coeficiente de determinação de todas as localidades ficaram acima de 99%, com exceção do solo de São Bento do Una, sob vegetação nativa (Caatinga), que apresentou um valor de 98,95 %, como pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2 - Frações granulométricas médias e classificação textural dos solos estudados.

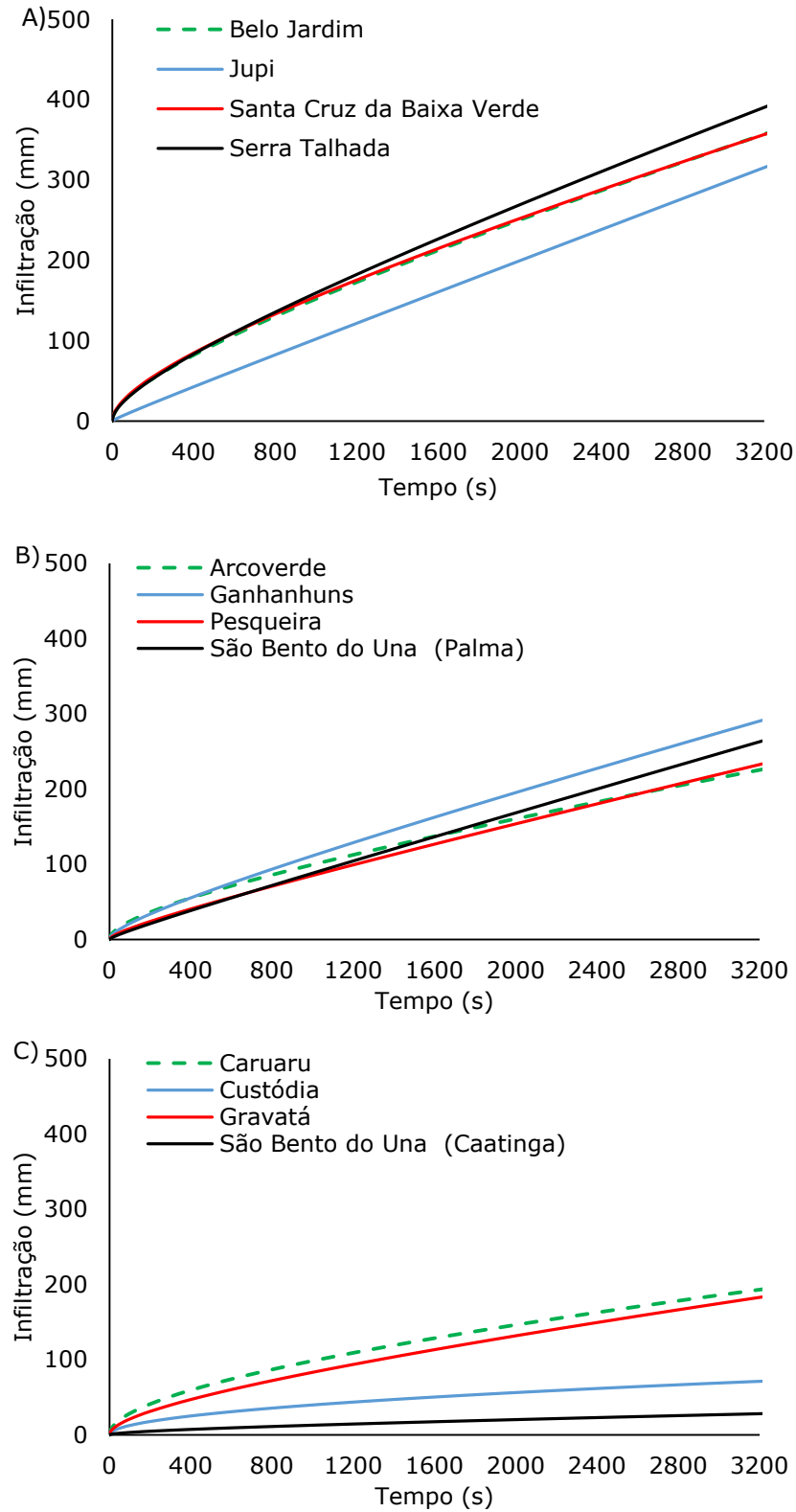
Localidade	r²
Arco verde	99,94%
Belo Jardim	99,91%
Caruaru	99,89%
Custódia	99,76%
Garanhuns	99,91%
Gravatá	99,94%
Jupi	99,52%
Pesqueira	99,95%
Santa Cruz da Baixa Verde	99,97%
São bento do Una (Caatinga)	98,95%
São bento do Una (Palma)	99,96%
Serra Talhada	99,85%

Fonte: o autor

Na Figura 5 estão apresentadas as curvas de infiltração média, obtidas para cada localidade. Inicialmente, e até os primeiros 1200 segundos, os solos das cidades de Serra Talhada, Santa Cruz da Baixa Verde e Belo Jardim apresentaram comportamentos semelhantes. Deste instante em diante, o solo de Serra Talhada destacou-se, apresentando uma maior capacidade de conduzir água para o seu interior. Após 3200 segundos, ele já infiltrara 390 mm. Já os outros dois, continuaram praticamente com o mesmo comportamento. Após esses três, o solo com maior infiltrabilidade foi o da cidade de Jupi (Figura 5A).

Na Figura 5B estão as curvas de infiltração de água para os solos das cidades de Arco Verde, Garanhuns, Pesqueira e São Bento do una (neste último, o solo era cultivado com Palma forrageira). Observa-se que o comportamento destas quatro curvas assemelham-se, com um volume infiltrado, após 3200 segundos, variando entre 290 mm, para o solo da cidade de Garanhuns, e 232 mm, para a cidade de Arcoverde.

Figura 5 - Curvas das médias de infiltração para os solos de: A) Belo Jardim, Jupi, Santa Cruz da Baixa Verde e Serra Talhada; B) Arcoverde, Ganhanhuns, Pesqueira e São Bento do Uma (Palma); C) Caruaru, Custódia, Gravatá e São Bento do Uma (Caatinga)



Fonte: O autor

As curvas de infiltração para as cidades de Caruaru, Custódia, Gravatá e São Bento do Uma (solo sob a caatinga) estão dispostas na Figura 5C. De forma geral, eles apresentam

características que atenuam a infiltração e a condução de água para o seu interior. Para o solo de Caruaru, após se passar 3200 segundos, infiltraram-se 193 mm. O solo da cidade de São Bento do Una foi o que apresentou a menor infiltrabilidade, com um valor acumulado de apenas 28mm, após 3200 segundos.

É possível que as baixas capacidades de infiltração apresentadas por estes quatro últimos solos (Figura 5C), estejam ligadas a estrutura do solo, ou seja, a dimensão e a disposição dos grãos e dos poros (SOUZA *et al.*, 2016), pois os altos percentuais de areia presentes na composição destes quatro últimos solos deveriam contribuir para uma maior capacidade de infiltração (Klar, 1984). Deste modo, nota-se que o comportamento deles se assemelha com o de solos argilosos e siltosos, bem como foi observado por Roehrs (2019) ao realizar a análise da modelagem da infiltração da água em Latossolos Argilosos.

Na Tabela 3, podemos ver os valores médios de sorvidade e de condutividade hidráulica saturada para as localidades analisadas.

Os valores determinados para a sorvidade ficaram entre 15 mm h^{-0.5}, para a cidade de Jupi, e 187 mm h^{-0.5}, para a cidade de Santa Cruz da Baixa Verde. Os valores determinados para a condutividade hidráulica saturada estão dentro de uma faixa bastante ampla. O menor valor foi encontrado para a cidade de Custódia e foi inferior a 1 mm h⁻¹. Já o maior valor encontrado foi para a cidade de Jupi, com um valor de 726 mm h⁻¹.

Tabela 3 - Sorvidade e condutividade hidráulica saturada textural dos solos estudados

Localidade	Sorvidade <i>mm h^{-0,5}</i>	Condutividade Hidráulica Saturada	Classe textural
		<i>mm h⁻¹</i>	
Arcoverde	125	258.33	Franco-arenoso
Belo Jardim	174	464.17	Franca-argilo-arenoso
Caruaru	164	92.78	Franco-arenoso
Custódia	76	0.13	Areia franca
Garanhuns	89	498.94	Franco-arenoso
Gravatá	112	185.85	Franca-argilo-arenoso
Jupi	15	726.17	Areia
Pesqueira	54	438.99	Arenosa
Santa Cruz da Baixa Verde	187	434.45	Franca-argilo-arenoso
São Bento do Una (Caatinga)	18	28.11	Franco arenoso
São Bento do Una (Palma)	26	574.81	Franco arenoso
Serra Talhada	165	574.54	Franca-argilo-arenoso
Média	100	365.44	-

Fonte: o autor

Os solos das Cidades Arcoverde e Gravatá apresentaram características hidráulicas que indicam uma boa absorção de água nos momentos iniciais das chuvas, devido aos altos valores da sorvidade apresentados. Também demonstraram terem uma boa capacidade de conduzir água ao seu interior. Igualmente, se encaixam nesta categoria os solos das Cidades de Belo Jardim e de Santa Cruz da Baixa Verde, onde apresentam valores mais altos para as duas características, quando comparados as Cidades anteriores.

Nesses casos, para que ocorra alagamentos, as chuvas devem ser de grande intensidade, também conhecidas como as chuvas das trovoadas, ou a matriz rochosa esteja muito próxima da superfície. Isso dificulta a criação de açudes para abastecer a criação de animais e a agricultura, as quais são atividades comuns e importantes para as famílias que vivem nas zonas semiáridas (DANTAS, 2018).

As amostras de solo da Cidade de Caruaru apresentaram valores altos de sorvidade, bem acima da média (100.42 mm h^{-0.5}), já no limite com o terceiro quartil, indicando uma boa capacidade de absorver as águas iniciais, entretanto, sua capacidade de conduzir a água para o seu interior foi uma das menores. As características do solo da Cidade de Custódia assemelhassem as do solo de Caruaru, mas com uma intensidade menor. Os baixos valores

de sorvidade, abaixo da média, e com a menor condutividade hidráulica saturada, fazem com que pequenos volumes de chuva sejam capazes de produzir alagamentos ou retenções acima da superfície. Nesses solos, isso ocorrerá independente da profundidade em que a matriz rochosa encontra-se da superfície do solo.

Os solos das cidades de Garanhuns e de Pesqueira apresentaram valores semelhantes, com valores de sorvidade inferiores à média e com valores de condutividade hidráulica saturada acima da média (356.44 mm h^{-1}). Devido à alta capacidade de conduzir água ao seu interior, os alagamentos devem ocorrer apenas em regiões onde a camada de solo seja bastante estreita, o que é comum em locais próximos a afloramentos rochosos.

O comportamento hidráulico encontrado para a Cidade de Jupi foi bastante curioso. Embora apresente o menor valor de sorvidade, indicando uma pequena capacidade de absorver a água no início das chuvas, ele apresentou o maior valor de condutividade hidráulica saturada. Daí, pode-se esperar que chuvas de alta intensidade e grandes volumes sejam capazes de encharcar a superfície do solo, logo nos momentos iniciais. Entretanto, rapidamente o solo conduz a água para o seu interior, não gerando alagamentos ou acúmulos.

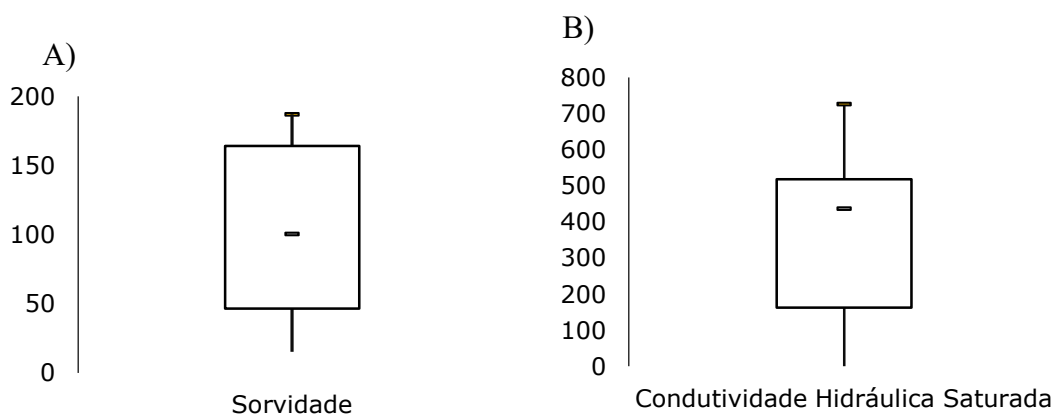
Os valores de sorvidade encontrados para os solos de São Bento do Uma, sob a caatinga e onde há a plantio de palma forrageira, apresentaram-se semelhantes, indicando pouca capacidade de absorção inicial das chuvas, uma vez que após o solo de Jupi, este foi o que apresentou os menores valores (18 e $26 \text{ mm h}^{-0.5}$, respectivamente). Já na capacidade de conduzir água para o seu interior, eles apresentaram comportamentos distintos, onde o solo sob a vegetação nativa (caatinga) teve o segundo menor valor e para o solo cultivado o valor foi superior ao terceiro quartil.

Esta grande diferença se deve ao manejo utilizado para o plantio e cultivo, bem como foi observado por Castellini *et al.* (2020), onde esses autores mostraram que a remoção da vegetação nativa e o manejo realizado para o cultivo alteram a estrutura das camadas superficiais do solo, permitindo que a água infiltre com maior facilidade, mas também que evapore com maior facilidade, o que pode ser um fator preocupante para a manutenção da vegetação nativa do semiárido.

Os solos com as menores probabilidades de acúmulo de água na superfície foram os encontrados para a cidade de Belo Jardim, Santa Cruz da Baixa Verde e Serra Talhada, seja em precipitações intensas e rápidas ou duradoras. Entretanto, para esta última, os valores de sorvidade e de condutividade hidráulica saturada estão acima do terceiro quartil, e foi o único solo analisado onde ocorreu tal fato.

Na Figura 6 temos os gráficos de caixa para os valores encontrados da sorvidade (A) e da condutividade hidráulica saturada (B). Logo, nota-se a grande magnitude de ambas as características, onde para a sorvidade, o valor médio foi de $100 \text{ mm h}^{-0.5}$ e os valores do primeiro e terceiro quartis foram de $47 \text{ mm h}^{-0.5}$ e $164 \text{ mm h}^{-0.5}$, respectivamente. Já para a condutividade hidráulica saturada, o primeiro quartil teve um valor de 163 mm h^{-1} , uma média de 437 mm h^{-1} e o valor do terceiro quartil, foi de 518 mm h^{-1} .

Figura 6 – Gráfico de caixa da A) sorvidade e B) da condutividade hidráulica saturada, para os solos estudados



Fonte: o autor

Considerações Finais

Alguns dos solos aqui estudados (Jupi, Custódia e São Bento do Una - Caatinga) apresentam características que atenuaram a infiltração e a condução de água para o seu interior, acarretando em um maior escoamento superficial, característicos da região, principalmente no Agreste pernambucano. De modo que, a textura destes solos, mesmo contendo altos teores de partículas maiores (areia), não teve tanta influência sobre a sorvidade e a condutividade hidráulica saturada quanto a estrutura.

Entretanto, de forma geral, a maior parte dos solos estudados se mostraram favoráveis a infiltração da água, tanto para eventos chuvosos de curta duração quanto para os de longa, de modo que não seria viável, por exemplo, a introdução de açudes para estoque de água. Tal fato deve-se, primordialmente, a composição granulométrica dos solos destas localidades, os quais possuem altos teores de areia em sua composição.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado graças ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel).

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, S.; MARTINS, F.; FERNANDEZ, H.; PEDRAS, C.; LANÇA, R. Impacto da carga combustível nas propriedades hidráulicas de um solo pós-incêndio em condições laboratoriais. *Territorium*, v. 24, p. 213-219, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2016) ABNT NBR 7181 - Solo: análise granulométrica. Método de ensaio. Rio de Janeiro/RJ

BODMAN, G. B; COLEMAN, E. A. Moisture and energy conditions during downward entry of water in soils. *Soil Science Society of American Journal*, v. 8, p. 116-122, 1944.

CASTELLINI, M.; STELLACCI, A. M.; MASTRANGELO, M.; CAPUTO, F.; MANICI, L. M. Estimating the soil hydraulic functions of some olive orchards: Soil management implications for water saving in soils of Salento peninsula (southern Italy). *Agronomy*, v. 10, p. 1-17, 2020.

DANTAS, J. C. Gestão da água, gestão da seca: a centralidade do açude no gerenciamento dos recursos hídricos do semiárido. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal da Paraíba, Paraíba, Brasil, 2018.

EGUCHI, S.; HASEGAWA, S. Determination and characterization of preferential water flow in unsaturated subsoil of andisol. *Soil Science Society of America Journal*, v. 72, n. 2, p. 320-330, 2008.

GALVÃO, P. Influência do uso do solo na taxa de infiltração da água na bacia hidrográfica dos igarapés 54 e 7, Paragominas/PA. *Holos Environment*, v. 20, n. 2, p. 303-319, 2020.

GREEN, W. H.; AMPT, G. A. Studies in soil physics. I. The flow of air and water through soils. *The Journal of Agricultural Science, Cambridge*, v. 4, p. 1-24, 1911.

HOLANDA, M. A. C. R. Estimativa dos parâmetros hidrodinâmicos através de infiltração da água em colunas de solos pernambucanos. 2021. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de Pernambuco, Escola Politécnica de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2021.

HOLANDA, M. A. C. R.; SOARES, W. A.; OLIVEIRA, D. B. C. Predição do escoamento superficial e consequentes alagamentos em centros urbanos. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 11, n. 5, p. 1-11, 2020.

HORTON, R. E. An approach toward a physical interpretation of infiltration-capacity. *Soil Science Society of America Journal*, Madison-WI, v. 5, p. 915-946, 1940.

KLAR, A. E. A água no sistema solo-planta-atmosfera. São Paulo: Editora Nobel, 1984.

KOSTIAKOV, A. N. On the dynamics of the coefficient of water-percolation in soils and on the necessity for studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. In:

- TRANS. 6th COMM. INTERN. SOC. SOIL SCIENCE. Proceedings[...] Moscou, Part A, p. 17-21, 1932.
- PHILIP, J. R. The theory of infiltration, part 1. Soil Science, v. 83, p. 345-357, 1957.
- PIZARRO CABELLO, F. Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF): goteo, microaspersión, exudación. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1990.
- POTT, C. A. Determinação da velocidade de infiltração básica de água no solo por meio de infiltrômetros de aspersão, de pressão e de tensão, em três solos do estado de São Paulo. 2001. 77p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônomo de São Paulo, Campinas, São Paulo, 2001.
- ROSALES, D. A. V. Descrição da estrutura tridimensional da frente de molhamento na região não-saturada do solo. 2013. 74p. Dissertação (Mestrado em Ciência da Computação) – Instituto de Informática da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2013.
- ROEHRS, S. A. Modelagem matemática da infiltração de água no solo e distribuição espacial de atributos físicos de um latossolo argiloso sob sistemas de manejo. 2019. 84p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Cascavel, Paraná, 2019.
- SOARES, W. A.; SILVA, S. R.; LIMA, J. R. S. Land-use change effect on the hydro-dynamic characteristics of soil in the Brazilian semi-arid region. Revista Ambiente & Água, Taubaté, v.15, n.2, p. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2368>.
- SOARES, W. A. Análise da dinâmica da água em um solo não saturado sob condições de chuvas simuladas. Revista águas subterrâneas, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 200-209, 2018. <https://dx.doi.org/10.14295/ras.v32i2.29109>
- SOUZA, H. H. F. Fluxo preferencial de água no solo pela aplicação da equação de Darcy-Buckingham e do método do balanço de água no solo. 2014. 94p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, São Paulo, 2014.
- SOUZA, E. S.; ANTONINO, A. C. D.; MACIEL NETTO, A.; SOUZA, R. M. S.; GONDIM, M. V. S.; LIMA, V. F.; LIMA, J. R. S.; ALVES, E. M.; COUTINHO, A. P.; SOARES, W. A. Comportamento hidrodinâmico de solos em cultivos de vazante no semiárido de Pernambuco. Journal of Environmental Analysis and Progress. Recife. v. 1, n. 1, p. 52-60, 2016.
- TINÔCO, I. C. M.; BEZERRA, B. G.; LUCIO, P. S.; BARBOSA, L. M. Characterization of Rainfall Patterns in the Semiarid Brazil. Anuário do Instituto de Geociências, v. 41, n. 2, p. 397-409, 2018.
- TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e Aplicação, Porto Alegre, ABRH, 2007.

A TÉCNICA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM NO SEMIÁRIDO

Raquel Ferreira do Nascimento

José Adson Andrade de Carvalho Filho

Renatha Michelly Sabino dos Santos

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral

Introdução

O semiárido brasileiro é uma região que apresenta uma forte insolação, regime de chuvas marcado pela escassez, temperaturas altas e precipitações irregulares com curtos períodos (em média, três meses), o que resulta em um déficit no balanço hídrico. Essa região possui reservas de água com volumes insuficientes para a demanda e, por muitas vezes, de baixa qualidade. A disponibilidade hídrica, quantidade de água efetivamente disponível para ser captada e usada de forma duradoura ou permanente, é muito pequena nessa área e seria praticamente inexistente se não fossem as reservas em barragens, cisternas e outras formas de acumulação (BRAGA, 2016).

Associados à baixa disponibilidade hídrica, o crescimento populacional e a deterioração da qualidade da água nas regiões áridas e semiáridas têm tornado o acesso à água potável um desafio para as companhias de saneamento básico dessas áreas (ABDELRAKY *et al.*, 2020). Assim, alternativas de tratamento de água precisam ser avaliadas para solucionar os problemas dessas regiões, dentre elas há a técnica de filtração em margem (FM), uma tecnologia de tratamento de água natural e relativamente de baixo custo. A FM consiste na locação de poços de bombeamento junto a um manancial superficial (rio, lago, reservatório), em que a ação do bombeamento faz com que ocorra um diferencial de carga hidráulica entre o manancial e o lençol freático, ocorrendo uma indução, ainda maior, da água através do meio poroso até o poço de produção, e, nessa passagem da água pelo meio poroso, ocorre a atenuação de diversos poluentes. A água produzida pela FM é uma mistura da água infiltrada do manancial superficial e da água subterrânea presente no aquífero. Entre os processos que ocorrem durante a FM destacam-se: os hidrodinâmicos, os mecânicos, os biológicos e os físico-químicos (FREITAS *et al.*, 2017).

A FM é uma técnica que vem sendo utilizada de forma ampla em todo o mundo para o abastecimento de água (ZHU *et al.*, 2020), principalmente por sua expressiva eficiência na atenuação de diversos poluentes (BAI *et al.*, 2019). Diversos estudos vêm comprovando a eficiência da FM na remoção de poluentes físico-químicos (GHODEIF *et al.*, 2018), metais (LYTLE *et al.*, 2020), bacteriológicos (FREITAS *et al.*, 2017) e micropoluentes, como os fármacos (OBERLEITNER *et al.*, 2020). Por outro lado, pesquisas desenvolvidas em regiões semiáridas vêm apontando o aumento da concentração de alguns parâmetros da água do poço da FM com relação ao manancial superficial, como a condutividade elétrica (CE) (NAGY-KOVÁCS *et al.*, 2019; WAHAAB; SALAH; GRISCHEK, 2019; ABBASI- MOGHADAM *et al.*, 2021), o ferro (Fe) e o manganês (Mn) (MAENG; LEE, 2019; PAUFLER *et al.*, 2018). A eficiência dessa técnica está diretamente relacionada às características das águas de origem e das condições hidrogeológicas do local de implantação do poço. Por esse motivo, se faz necessário uma investigação prévia do local onde o sistema será instalado (FUNASA, 2018).

As características físico-químicas da água estão relacionadas às características geoquímicas do ambiente por onde ela percola (LIMA *et al.*, 2014). Nas regiões semiáridas, as condições climáticas favorecem o enriquecimento químico dos recursos hídricos. As águas possuem sais dissolvidos que, a médio e longo prazo, podem comprometer a qualidade do solo devido à alta taxa de evapotranspiração características dessas áreas (RIBEIRO *et al.*, 2003). Nessas regiões, a recarga direta através da precipitação não é uma ocorrência frequente, pois a água precipitada está sujeita à evapotranspiração antes mesmo de atingir o lençol freático (SEILER; GAT, 2007), nesse caso, as recargas advindas dos mananciais superficiais se tornam um mecanismo ainda mais relevante (WANG *et al.*, 2014). Outra particularidade do semiárido é a flutuação do nível do lençol freático ser influenciado pelas altas taxas de evapotranspiração desse ambiente (SOYLU *et al.*, 2012).

A CE quantifica a capacidade da água em conduzir eletricidade dos sais dissolvidos na forma de íons (FRITZSONS *et al.*, 2009), ou seja, é uma medida da capacidade de uma solução

aquosa de transportar uma corrente elétrica. Este parâmetro é frequentemente usado como uma medida indireta da salinidade e do total de sólidos dissolvidos (TDS) (LI; LIU, 2019b). A CE está associada a diversos fatores, como diminuição do fluxo de água, maiores taxas de evapotranspiração, maiores temperaturas da água e aos impactos antrópicos e de poluição (LI; LIU, 2019a). No caso de regiões semiáridas, por possuírem altas taxas de evaporação e apresentarem, em sua maioria, condições hidrogeológicas favoráveis a teores elevados de sais nos corpos d'água, a CE desses ambientes não devem ser considerados um indicativo de cenários de poluição (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIROS, 2010).

O Fe e o Mn acontecem naturalmente no solo e nas rochas, e elementos muito sensíveis às condições redox, como Fe^{2+} , Mn^{2+} e NH_4^+ , existem amplamente nas águas subterrâneas (SHAMSUDDIN *et al.*, 2019; MENG *et al.*, 2021). Assim, caso o rio tenha baixos índices de oxigênio dissolvido (OD), a tendência é que a água da FM apresente concentrações ainda maiores desses compostos devido à solubilização dos metais causados em uma condição anaeróbica na passagem da água pelo solo (LORENZEN *et al.*, 2010; BOVING *et al.*, 2013; ROMERO-ESQUIVEL *et al.*, 2017; MAENG; LEE, 2019; ABDELRAKY *et al.*, 2020). As condições redox podem ser evitadas com menores tempos de residência, o que preveniria, conseqüentemente, o aumento das concentrações de Fe e Mn na água (PAUFLER *et al.*, 2018). De acordo com Ghodeif *et al.* (2016), o poço deve ser construído mais próximo da margem, fazer a coleta de água do aquífero mais raso e, de preferência, construir galerias de poços paralelos às margens do rio, porque, no caso de uma bomba deixar de funcionar, as demais continuariam evitando as condições redox. A variação do nível do lençol freático também influencia em ambientes anóxicos pois, durante a elevação do nível da água, o oxigênio disponível nas camadas mais superficiais do solo é aprisionado pela água (MENG *et al.*, 2021).

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento bibliográfico de estudos que utilizam a FM em regiões semiáridas para identificar condições que possam minimizar o efeito do aumento da concentração do Fe, Mn e CE na água do poço da FM. Além disso, verificar as condições hidrogeológicas e de qualidade de água em três mananciais superficiais localizados na região semiárida pernambucana (rios Ipojuca, Capibaribe e São Francisco) a fim de avaliar o potencial desses locais no uso da FM.

1. Experiências da técnica de filtração em margem em regiões semiáridas

No semiárido brasileiro, Santos *et al.* (2014) desenvolveram um projeto piloto de FM na cidade de Garanhuns-PE para abastecimento de uma população difusa. O projeto piloto foi instalado a jusante de uma barragem, no reservatório Mundaú, e visou utilizar a água percolada pelo corpo da barragem. As águas do reservatório Mundaú apresentam estágio de eutrofização avançado, floração de cianobactérias e níveis de pH alcalino. O sistema piloto implementado contou com um poço de produção de diâmetro de 1,0 m e profundidade de 2,5 m, além de uma trincheira construída e preenchida com sedimento arenoso (areia média a grossa) que permitiu uma alta permeabilidade da água até o poço. A vazão média obtida foi de aproximadamente $5,70 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ o que daria para abastecer aproximadamente 10 famílias. As análises físico-químicas e biológicas da água demonstraram resultados satisfatórios, com destaque para a eficiência da tecnologia de FM na remoção das cianobactérias, que apresentou uma taxa de 100% de remoção. Entretanto, no estudo também se observou que a FM não conseguiu eliminar ou minimizar a presença de sais e de Fe. Tais concentrações são esperadas mais altas, devido às características do solo da região. Ainda assim, os autores ressaltam que a FM se mostra viável, podendo ser aplicada em diversas barragens localizadas na região semiárida, evitando o uso da água diretamente dos reservatórios, e sendo necessária uma complementação simples de tratamento ou no máximo uma simples desinfecção da água advinda da FM.

Além da experiência no semiárido brasileiro, a FM também vem sendo desenvolvida em regiões semiáridas de outras partes do mundo com o intuito de abastecimento de populações difusas com dificuldades de acesso à água de boa qualidade.

Boving *et al.* (2018) avaliaram a eficiência da FM em quatro comunidades rurais às margens do rio Krishan, no sul da Índia, uma região semiárida com precipitação média anual de 582 mm. Cada projeto de FM implementado foi capaz de abastecer aproximadamente 2.500 pessoas e, embora tenha apresentado desafios devido às condições hidrogeológicas, como camadas estreitas de aluvião e sedimentos altamente condutores, o estudo comprovou a capacidade da técnica na redução de turbidez e *E. Coli*, demonstrando que a FM pode ser utilizada nas regiões com essa característica climática.

Em outra região semiárida, Abdel-Lah (2013) avaliou dois poços de FM localizados às margens do Rio Nilo, no Alto Egito. Os resultados confirmaram a capacidade da FM na remoção de turbidez, sólidos totais dissolvidos, *E. Coli* e coliformes totais. Nenhum outro processo de tratamento foi utilizado, com exceção da cloração, e todos os parâmetros medidos estiveram abaixo do limite permitido nas legislações locais de potabilidade. Na mesma região, Wahaab, Salah e Grischek (2019) analisaram 3 poços de FM em fase inicial. Durante o período de estudo, a água do Rio Nilo variou entre 19,5°C e 28,6°C. Remoções importantes foram verificadas na turbidez, coliformes totais e fecais; mas, em contrapartida, houve aumento nas concentrações do ferro, manganês, sulfato, cloreto e amônio com relação à água superficial. Dessa forma, os autores concluíram que os sistemas de FM devem ser operados continuamente para evitar flutuações na qualidade da água e a decisão de pós-tratamento deve ser tomada após meses de monitoramento porque a água pode levar de 2 a 12 meses para atingir uma qualidade estável.

Na província de Golestan, região semiárida do Irã, Abbasi-Moghadam *et al.* (2021) verificaram a eficiência de um sistema de FM no Rio Gorganroud. O sistema de FM analisado conta com dois poços de profundidade aproximada de 20 m e diâmetro interno de 3 m, além de 12 galerias radiais de 30 m de comprimento. Esses poços estão localizados em uma camada aluvionar e fazem parte, junto a 24 poços profundos, do sistema de abastecimento de água potável da cidade. Cada poço da FM é capaz de produzir cerca de 100 L.s⁻¹, chegando a ser 6 vezes maior que a produção de água de um poço profundo, o que resultou no desligamento de alguns destes poços durante o período de inverno, ajudando no problema de superexploração das águas subterrâneas na área. Para avaliar a eficiência do sistema de FM, foram realizadas análises de 26 parâmetros de qualidade da água, em que 12 apresentaram redução nas concentrações com relação à água do rio, entre eles, os coliformes totais, a turbidez e a cor tiveram remoções médias de 98,0%, 97,7% e 72,0%, respectivamente.

1.1 Avaliação da condutividade elétrica na filtração em margem em regiões semiáridas

Diversos estudos no mundo vêm sendo desenvolvidos sobre a FM em regiões semiáridas para complementação do abastecimento público de água. Esses estudos vêm apresentando a persistência e enriquecimento da CE nas águas advindas dos poços da FM. Santos *et al.* (2014), em um projeto piloto de FM no semiárido brasileiro, observaram que as concentrações de CE encontradas na água do poço apresentaram o dobro do valor da água do manancial superficial. Os autores explicam que o fato de o pH do solo ser ácido pode ter proporcionado uma grande quantidade de íons (H⁺ e OH⁻), aumentando significativamente a CE. Dillon *et al.* (2002) realizaram um estudo de modelagem, no sudeste da Austrália, onde também foi observado que o aumento de concentração de CE no poço estava relacionado ao valor levemente ácido do pH da água somado com a dissolução de sedimentos solúveis durante a passagem da água pelo meio poroso, indicando que a construção de poços o mais próximo possível da margem do rio seria uma condição na melhoria da qualidade da água advinda da FM para o parâmetro da CE.

Nas margens do Rio Nilo, no Egito, Wahaab, Salah e Grischek (2019) avaliaram três locais de filtração em margem. Todos os locais investigados apresentaram concentrações de CE (350, 507 e 547 µS.cm⁻¹) maiores na água da FM do que os valores encontrados no manancial superficial (322 µS.cm⁻¹). Também no Rio Nilo, Paufler *et al.* (2018) avaliaram uma bateria de poços de FM, a média obtida da concentração de CE nos poços apresentou 465,1 µS.cm⁻¹ ficando maior do que a concentração encontrada no Rio Nilo (456 µS.cm⁻¹).

No continente Asiático, Abbasi-Moghadam *et al.* (2021) realizaram um estudo para investigar a viabilidade da FM na melhoria da qualidade da água do Rio Gorganroud, Irã. Como resultado, obtiveram concentrações médias mais elevadas de CE (891,19 µS.cm⁻¹) na água do poço estudado do que na água do Rio Gorganroud (861,5 µS.cm⁻¹). Também no continente Asiático, desta vez na Índia, às margens do Rio Varaha, Satyaji Rao *et al.* (2020) observaram que as concentrações de CE encontradas na água do Rio Varaha foram de 620 µS.cm⁻¹, enquanto a água advinda do poço apresentou 850 µS.cm⁻¹. Isso é justificado pelos autores por ser uma área caracterizada por alta salinidade do aquífero.

Um outro estudo também realizado na Índia, em uma região que também é caracterizada por águas subterrâneas com altas concentrações de CE, Lorenzen *et al.* (2010) consideraram uma variedade de condições que podem afetar um projeto de FM. Foram avaliados três potenciais locais (Palla, Central Delhi e Najafgarh Drain), nas margens do Rio Yanuma, para construção de sistemas de FM, nesses locais foram instalados três piezômetros (com profundidades diferentes) para monitoramento, além de também monitorarem poços já

existentes em cada região. O monitoramento foi realizado de forma sazonal em três períodos do ano: estação fria, pré-moção e pós-moção. Para região de Najafgarh Drain, as concentrações aumentaram de acordo com a profundidade analisada, quanto mais profundo, maior era a concentração de CE ($19.700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), apresentando valores muito acima do encontrado no manancial superficial para o mesmo período ($350 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Além disso, o período pós-moção foi o que apresentou maiores concentrações. Essa condição pode ter ocorrido devido ao aumento no nível do lençol freático e da dissolução de sais do solo já que essa região, entre as investigadas, é caracterizada por um clima mais árido e ocorrência generalizada de aquíferos salinos. Os poços já existentes investigados nas três localidades apresentaram concentrações de CE maiores que as encontradas nos mananciais superficiais nos três períodos observados. Já nas regiões de Central Delhi e Palla, os poços mais profundos que apresentaram as menores concentrações de CE ($791 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $357 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), chegando a ser menor do que as concentrações encontradas no Rio Yamuna ($724 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $822 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), e, durante o período pós-moção, apresentaram as menores concentrações. Gusmão *et al.* (2016) também observaram fortes relações entre a precipitação e a CE da água advinda de poços, dessa vez no semiárido brasileiro. Houve uma expressiva redução da CE nas amostras coletadas após fortes eventos de chuva.

A CE não apresenta risco à saúde humana (SANTOS, 2013), mas é um parâmetro utilizado como uma medida indireta do TDS (LI; LIU, 2019b). O limite máximo permitido pela WHO (2017) do TDS para água de consumo humano é de $1.000 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ o que daria, aproximadamente, um valor de $12.500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ da CE. Nesse contexto, com exceção do valor da CE ($19.700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) encontrado por Lorenzen *et al.* (2010), em poços profundos na região Najafgarh Drain, todos os estudos apresentaram valores de CE aceitáveis para o consumo humano.

1.2 Avaliação do ferro e do manganês na filtração em margem em regiões semiáridas

Segundo a WHO (2017), não existe limite de potabilidade estabelecido para o Fe, mas, para o Mn, o limite é de $0,4 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Entretanto, altas concentrações de Fe e de Mn, podem causar cor e sabor à água, e outras normativas indicam a concentração máxima de $0,3 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o Fe na água potável (U.S.EPA, 2009; MINISTÉRIO DO AMBIENTE, 1998; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2021). Na FM, a concentração de Fe e Mn na água filtrada depende da proporção de mistura entre as águas superficiais e subterrâneas, além das condições redox entre o rio e o poço de produção (WAHAAB; SALAH; GRISCHEK, 2019). Dessa forma, para que as concentrações de Fe e Mn sejam minimizadas na água filtrada na FM, deve-se construir o poço mais próximo possível da margem do manancial superficial, porque o menor tempo de retenção previne as condições anóxicas e, conseqüentemente, o aumento das concentrações de Fe e Mn na água filtrada (PAUFLER *et al.*, 2018; MENG *et al.*, 2020; ABD-ELATY *et al.*, 2021).

Paufler *et al.* (2018) analisaram a concentração do Fe e Mn em seis poços às margens do Rio Nilo, no Egito. O tempo de residência da água do rio para o poço variou entre 11 e 22 dias. A concentração de Fe e Mn na água superficial foi de $0,07$ e $0,01 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Para a água filtrada, a concentração do ferro variou de $0,24$ a $0,82 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto o Mn variou entre $0,67$ e $1,15 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo a menor concentração determinada para o tempo de residência igual a 16 dias em ambos os compostos. Embora os níveis de Fe e Mn tenham sido maiores em tempos de residências menores, a dragagem do leito do rio próximo ao poço com tempo de residência igual a 16 dias removeu a camada do leito do rio rica em ambos os compostos e pode ter facilitado a entrada da água nos sedimentos do solo sem redução dos níveis de oxigênio.

Também no Rio Nilo (Egito), oito poços, com profundidades entre 31 e 36 m e distanciados de 5 a 13 m do rio, foram avaliados por Wahaab, Salah e Grischek (2019), em três locais diferentes. Concentrações médias de $0,23$, $0,11$ - $0,25$, e $<0,001 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ foram encontradas para o Fe nas águas superficial, filtrada e subterrânea, respectivamente. Para o Mn, as concentrações foram $0,34$, $0,42$ - $0,55$, $<0,001 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, nas águas superficial, filtrada e subterrânea, respectivamente. Entre os três locais avaliados, o que apresentou menor concentração de Mn foi o que obteve maior proporção de água superficial na água filtrada (ou menor tempo de residência) e que teve operação quase contínua do bombeamento. Segundo Ghodeif *et al.* (2016), para que o aumento de concentração de parâmetros como Fe e Mn seja evitado, é necessário o bombeamento contínuo dos poços, sendo ideal a construção de galerias de poços porque, caso haja a paralisação de alguma bomba, as demais continuariam fazendo a limpeza da área.

Durante a passagem da água pelos sedimentos do solo, a matéria orgânica presente nas águas de origem é consumida pelas bactérias presentes na subsuperfície, causando redução nos níveis de oxigênio dissolvido (OD), o que gera aumento na dissolução do Fe e do Mn (RAY *et al.* 2002). Dessa forma, para que as concentrações de Fe e Mn na água filtrada sejam minimizadas, é importante a disponibilidade de oxigênio nas águas superficiais e subterrâneas e baixa concentração de matéria orgânica.

Na Índia, Lorenzen *et al.* (2010) avaliaram três poços a 500 m das margens do Rio Yamuna em locais distintos: Palla, área central de Delhi e no Dreno de Najafgarh. Em Palla, devido às baixas concentrações de Fe nas águas subterrâneas rasas e médias, a dissolução do Fe durante a FM foi desprezível. Da mesma forma, no Dreno de Najafgarh, as concentrações de Fe e Mn foram baixas devido às baixas concentrações dos metais nas águas de origem. Já na área central de Delhi, os baixos níveis de oxigênio dissolvido (OD) e altas concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) causaram concentrações de Fe na água filtrada acima de 30 mg.L⁻¹ e aumento da concentração do Mn. Por outro lado, Santos *et al.* (2014) avaliaram um poço com 2,5 m de profundidade às margens do reservatório do Mundaú, no Brasil. Em todas as coletas, a concentração do Fe na água filtrada esteve muito acima da concentração do Fe na água da barragem. Embora a concentração de OD na água do reservatório fosse alta (4 – 14 mg.L⁻¹), entretanto, foi detectado uma camada rasa de solo com aproximadamente 50 cm de espessura composta por matéria orgânica, o que provocou redução da concentração de OD e, conseqüentemente, condições anóxicas.

Satyaji Rao *et al.* (2020) verificaram uma diminuição na concentração do Fe em um poço às margens do Rio Varah (Índia) de 0,05 para 0,02 mg.L⁻¹, sendo 0,1 mg.L⁻¹ a concentração do Fe na água superficial e um leve acréscimo do Mn entre a água superficial e filtrada de 0,1 para 0,2 mg.L⁻¹, sendo 0,1 mg.L⁻¹ a concentração do metal na água subterrânea. As águas superficiais e subterrâneas apresentavam altas concentrações de OD (7,7 e 4,9 mg.L⁻¹, respectivamente). Abbasi-Moghadam *et al.* (2021) analisaram um poço com 20 m de profundidade às margens do Rio Gorganroud, no Irã. As concentrações do Fe diminuíram entre as águas superficiais e filtradas em 19,2%, assim como do Mn, em 22,2%, encontrando concentrações dentro do limite estabelecido pela WHO (2017). Nas águas superficiais, altos índices de OD (média de 9,7 mg.L⁻¹) e baixos níveis de DBO (média de 2,44 mg.L⁻¹) foram encontrados.

De acordo com Meng *et al.* (2021), a elevação do nível do lençol freático durante o período chuvoso provoca o aprisionamento do oxigênio disponível nas camadas superiores do solo, elevando o OD, o que reduz a concentração do Fe e Mn na água. Um poço a 60 m da margem do Rio Songhua, na China, foi avaliado por Zhu *et al.* (2019) em relação às concentrações do Fe e Mn em diferentes níveis do lençol freático. As concentrações encontradas para o ferro foram de 0,9, 1,8 e 5,4 mg.L⁻¹, e para o Mn, 0,9, 0,9 e 1,0 mg.L⁻¹ quando o nível do lençol freático variou de 3,3, 2,42 e 1,38 m, respectivamente. Além desse poço, Meng *et al.* (2021) avaliaram a concentração do Fe e Mn em outros dois poços no Nordeste da China às margens do Rio Songhua, durante os períodos chuvoso e seco. A amplitude do nível do lençol freático nesses dois períodos foi de 1 m. A concentração média do Fe foi de 6,3 e 6,8 mg.L⁻¹, enquanto a do Mn variou entre 1,2 e 1,4 mg.L⁻¹, nas estações chuvosa e seca, respectivamente.

2. Avaliação preliminar de potenciais locais para o uso da técnica de filtração em margem no semiárido pernambucano

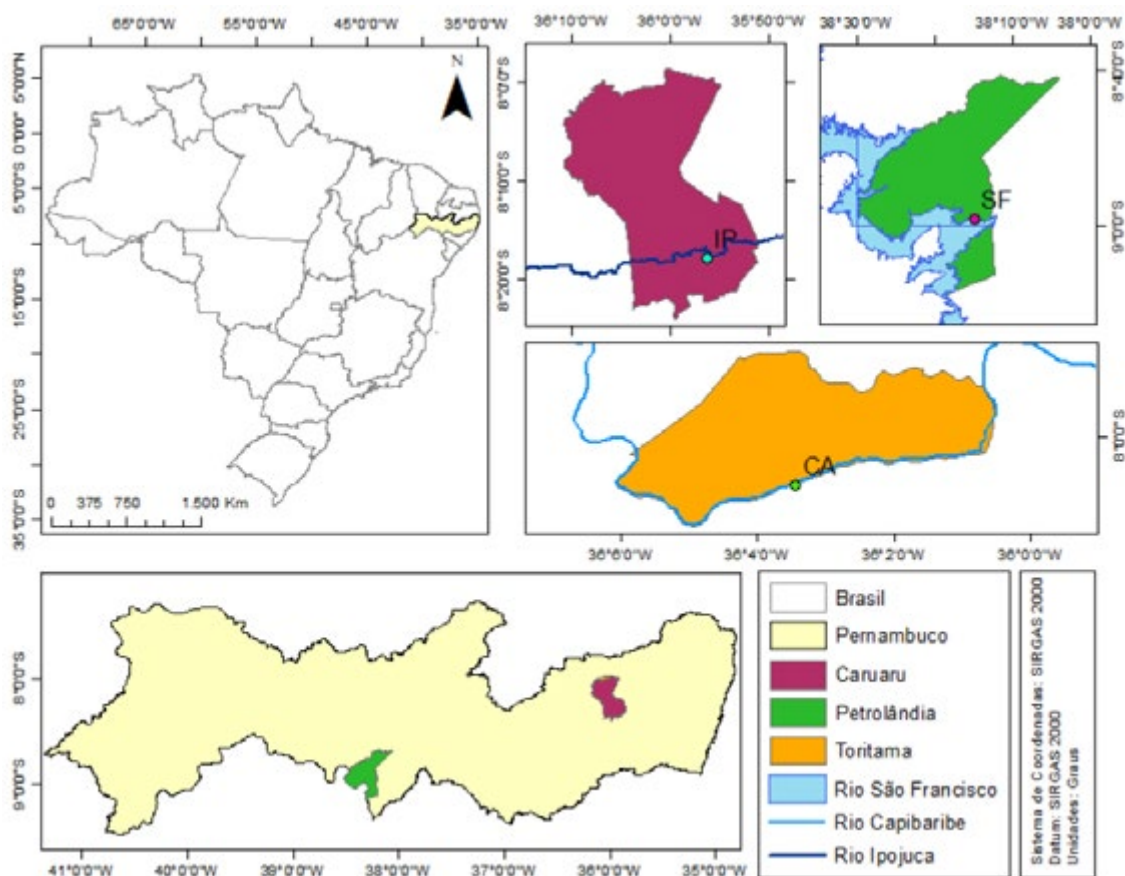
Embora seja comprovada a capacidade da FM na melhoria da qualidade da água, as características do local em que o sistema é instalado afetam a eficiência da técnica. Primeiramente, é importante escolher um manancial superficial perene para que haja o fornecimento de água durante todas as estações, além de ser necessário a observação do nível da água do rio ao longo do ano. Rios que apresentam variações sazonais no fluxo são mais adequados para a técnica porque favorecem a auto limpeza da área de infiltração da água (FUNASA, 2018).

Na maioria dos casos, os poços da FM são implantados em aquíferos aluviais localizados às margens dos rios ou ao longo das margens do reservatório superficial. Não é adequado implementar poços em áreas com camadas espessas de confinamento com baixa condutividade hidráulica porque a água bombeada seria principalmente subterrânea (RAY, 2002).

3.1 Área de estudo

A fim de realizar uma avaliação de potencial local para implementação da técnica de FM no seminário, foram selecionadas três cidades no semiárido pernambucano para uma investigação preliminar: Petrolândia, Caruaru e Toritama. Para tal, foram selecionados três pontos em trechos urbanos nos mananciais que cortam tais cidades. Um ponto no rio São Francisco (ponto SF - cidade de Petrolândia), um ponto no rio Ipojuca (ponto IP - cidade de Caruaru) e um ponto no rio Capibaribe (ponto CA - cidade de Toritama) (Figura 1). Todos os rios estudados são os principais rios de suas respectivas bacias hidrográficas e vêm sendo utilizados como fonte de abastecimento público.

Figura 1 - Localização da área de estudo e dos pontos de coleta



Fonte: Autores (2022).

O rio São Francisco, com extensão de 2.900 Km, é um dos principais rios que drenam com exclusividade o território brasileiro, correspondendo a 7,4% do território do país (Santos *et al.*, 2012), atravessando cinco estados do sudeste ao nordeste do país é considerado crucial nas atividades humanas (MESCOLOTTI *et al.*, 2021). A bacia do rio São Francisco é subdividida em quatro regiões hidrográficas e dentre elas está a região do Submédio que está localizada na região semiárida do Nordeste brasileiro (SOBRAL *et al.*, 2018) e é nessa mesorregião que está localizada a cidade de Petrolândia.

O rio Ipojuca é utilizado como fonte de abastecimento público, apesar disso, é caracterizado por seu alto índice de carga orgânica, onde suas principais fontes de poluição são efluentes industriais, domésticos e despejos advindos da agricultura. O rio possui uma extensão de cerca de 320 Km onde 12 cidades possuem sua sede contida em sua bacia hidrográfica, entres essas cidades está a cidade de Caruaru que concentra 41% da população dos 12 municípios (SRH, 2010b). O trecho do rio Ipojuca que corta a cidade de Caruaru é o que apresenta os maiores índices críticos e deterioração da água, tendo suas águas avaliadas como bastante poluídas (CPRH, 2018).

O rio Capibaribe percorre uma extensão total de cerca de 280 Km, passando por 48 municípios, onde 26 possuem sede em seu curso, dentre as 26 está a cidade de Toritama (SRH, 2010a). A cidade de Toritama é conhecida por possuir indústrias de confecção de roupas de grandes portes, onde muitas dessas indústrias possuem suas próprias captações de água diretamente do rio e que necessitam de uma demanda expressiva de água devido o grande porte das lavanderias instaladas nessas indústrias. Além disso, é constatado que há disposição inadequada de efluentes não tratado oriundos dessas lavanderias (BRAGA *et al.*, 2015).

3.2 Material e métodos

Foram realizadas coletas de água nos três pontos estudados para verificar o nível de carga poluidora existente nos mananciais entre março e junho de 2018 no rio Ipojuca, abril de 2019 a fevereiro de 2020 no rio Capibaribe, e de fevereiro a junho de 2021 no rio São Francisco. Após coletadas, as amostras foram levadas a laboratório para realização das análises dos parâmetros físico-químicos de qualidade (pH, turbidez, condutividade elétrica e fósforo total). As análises seguiram a metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da American Public Health Association* (APHA, 2017).

A fim de verificar o estado trófico dos mananciais estudados, aplicou-se o modelo matemático proposto por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos, para determinar o índice de estado trófico (IET) onde utiliza-se a concentração de fósforo total (Equação 1).

$$IET = 10 \times \left[6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 \ln(P)}{\ln(2)} \right) \right] - 20 \quad (1)$$

Em que:

IET= Índice de Estado Trófico;

P = Concentração de fósforo total, mg. L⁻¹;

Com base no valor obtido a partir do cálculo de IET, é determinada a classificação do nível de trofia do rio analisado (Tabela 1).

Tabela 1 - Classificação do nível de eutrofia da água de acordo com o IET.

Categoria	Ponderação
Hipereutrófico	IET > 67
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67
Eutrófico	59 < IET ≤ 63
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47

Fonte: Lamparelli (2004).

Também foi realizado um levantamento hidrogeológico da litologia local. Para tal, foi realizado um levantamento bibliográfico de perfis litológicos, através de dados dos poços localizados nas regiões de estudo cadastrados na plataforma SIAGAS (Sistema de Informações de Águas Subterrâneas) da CPRM (Serviço Geológico do Brasil).

3.3 Resultados e discussão

O monitoramento qualitativo mostrou que os trechos estudados dos mananciais Ipojuca e Capibaribe estão com cargas poluidoras elevadas. O trecho do manancial do São Francisco foi o que apresentou as melhores condições. Observa-se que o ponto CA apresenta concentrações muito elevadas dos parâmetros analisados quando comparado com os demais (Tabela 2).

Tabela 2 - Resultado do monitoramento da qualidade de água.

Parâmetros	SF		IP		CA	
	Máx. ± Mín.	Média	Máx. ± Mín.	Média	Máx. ± Mín.	Média
pH	7,7 ± 6,4	7,03	7,3 ± 6,8	7,01	8,3 ± 7,1	7,9
Turbidez (NTU)	6,32 ± 0,23	2,12	72,00 ± 7,00	29,30	615,00 ± 19,4	248,20
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	122,4 ± 64,0	90,04	1780,0 ± 1295,0	1650,0	8600,0 ± 3800,0	6500,0
P total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,098 ± 0.002	0,03	1.780 ± 1.560	1,700	21.5 ± 4.3	11,8

CE - condutividade elétrica; P - fósforo.

Fonte: Autores (2022).

A CE apresentou concentrações elevadas nos rios Ipojuca e Capibaribe, o que já era esperado pelas características dos solos da região semiárida. Como as águas possuem sais dissolvidos devido às suas condições climáticas, a CE tende a ser alta em regiões semiáridas (RIBEIRO *et al.*, 2003). Por esses motivos, nessas áreas, as altas taxas de CE não devem ser consideradas um indicador de poluição (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIROS, 2010). No rio São Francisco, a CE esteve abaixo das demais devido à sua nascente, localizada em Minas Gerais, que não é uma região semiárida.

Observando o parâmetro da turbidez, o trecho do rio Capibaribe apresentou valores preocupantes e muito acima do observado no trecho estudado dos rios Ipojuca e São Francisco. A turbidez é causada por matéria suspensa que pode ser natural, como sedimentos, ou de origens antrópicas poluidoras (LI; LIU, 2019b), o que faz desse parâmetro um importante indicador de poluição (LI; LIU, 2019c). As altas taxas de turbidez reduzem a passagem de luz pelo corpo aquático, impedindo a fotossíntese e reduzindo as concentrações de oxigênio na água, sendo um fator importante que pode levar a eutrofização do ambiente aquático (CETESB, 2018). A FM é uma técnica que vem demonstrando eficiência na remoção da turbidez em inúmeros estudos (BOVING *et al.*, 2018; WAHAAB; SALAH; GRISCHEK, 2019; ABDELRAHY *et al.*, 2020; ABBASI- MOGHADAM *et al.*, 2021), comprovando ser uma excelente alternativa na produção de água de melhor qualidade.

O ponto CA ($11,80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) apresentou valor médio para o parâmetro do fósforo bem mais elevado que os apresentados nos pontos SF ($0,03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e IP ($1,70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), o que pode evidenciar uma maior poluição por despejos de esgotos domésticos nesse trecho do rio. A presença de fósforo em águas naturais tem sua principal origem as descargas de esgotos domésticos, sendo sua principal fonte os detergentes e a matéria orgânica fecal (CETESB, 2018). O fósforo é considerado o principal causador da eutrofização (VON SPERLING, 2005), e águas eutrofizadas possuem taxas elevadas de fotossínteses, que diminuem as concentrações de gás carbônico nas águas, tornando as águas mais alcalinas (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Isso pode explicar o fato do ponto CA possuir características mais alcalinas quando comparados com os demais pontos estudados, onde também foi observado valores médios mais elevados para o pH.

Os altos valores de fósforo total observados nas amostras dos pontos IP e CA, quando aplicados ao modelo matemático de IET, classificou as águas dos trechos do rio Ipojuca e do rio Capibaribe como hipereutróficos. Já o ponto SF foi categorizado com o nível de trofia oligotrófico (Tabela 3).

Tabela 3 - Classificação do nível de trofia da água de acordo com o IET, para os pontos estudados

Pontos	IET	Categoria
SF	51,61	Oligotrófico
IP	72,57	Hipereutrófico
CA	82,64	Hipereutrófico

Fonte: Autores (2022).

Ambientes aquáticos hipereutróficos estão cada vez mais frequentes no mundo (Stoddard *et al.*, 2016). Essa eutrofização traz grandes consequências para as funções ecológicas e estrutura dos ambientes aquáticos, podendo resultar em proliferação de algas nocivas (MOODY; WILKINSON, 2019). A grande problemática é que as cianobactérias não são

removidas pelo sistema de tratamento convencional e pode até ter sua concentração aumentada durante o processo (CRUZ *et al.*, 2017). Entretanto, a FM mostra-se eficiente na remoção de cianobactérias e cianotoxinas (ROMERO *et al.*, 2014; SENS *et al.*, 2014).

O tipo de solo e sua granulometria, tanto da zona hiporreica quanto do aquífero, têm forte influência na eficiência da FM. Estudos vêm mostrando que solos heterogêneos com predominância arenosa se sobressaem aos demais, influenciando de forma positiva a FM na remoção de contaminantes (AHMED; MARHABA, 2016; ADLAN *et al.*, 2016; MURSHED *et al.*, 2020). Às margens dos rios Ipojuca e Capibaribe, há predominância de uma camada estreita de solo não consolidado (até 3 metros) seguido de rocha (Tabela 4). Por outro lado, a cidade de Petrolândia está inserida no domínio da Bacia Sedimentar do Jatobá (CPRM, 2000), encontrando-se uma espessa camada de areia e arenito médio (mais de 20 metros) às margens do rio São Francisco (Tabela 4).

Tabela 4 - Litologia às margens dos rios Ipojuca, Capibaribe e São Francisco.

Rio/ Município	Código do poço	Distância do poço à margem (m)	Profundidade		Litologia
			De (m)	Até (m)	
Ipojuca/ Caruaru	2600005975	833	0	50	Granito
	2600005976	1.247	0	44	Rocha cristalina
	2600005977	1.108	0	35,4	Rocha cristalina
	2600010204	412	0	3	Solo
			3	50	Rocha cristalina
	2600010334	248	0	2	Solo arenoargiloso
			2	3	Areia média
3			60	Rocha	
Capibaribe/ Toritama	2600004632	1.547	0	3	Areia fina
			3	60	Granito
São Francisco/ Petrolândia	2600001578	115	0	1	Areia média
			1	29	Arenito médio
	2600001579	85	0	2	Areia média
			2	23	Arenito médio
2600005141	45	0	24	Arenito médio	

Fonte dos dados: CPRM (2022).

Para a FM, é importante que haja uma camada espessa de aluvião para permitir a conexão entre as águas subterrâneas e superficiais (FUNASA, 2018). Assim, as cidades de Caruaru e Toritama não apresentam litologia favorável ao uso da FM por terem camada estreita de solo não consolidado, enquanto Petrolândia demonstra ser previamente favorável ao uso da técnica devido à espessa camada de aluvião às margens do rio São Francisco.

Conclusões e desafios

Em termos de qualidade, as águas advindas dos sistemas de Filtração em Margem apresentam-se qualitativamente superiores em relação às águas dos mananciais superficiais, mostrando que essa tecnologia é uma excelente alternativa para o tratamento de água em regiões que sofrem com baixa disponibilidade de água e deterioração da mesma.

Entretanto, existem alguns desafios a serem enfrentados na implementação dessa técnica nas regiões semiáridas. Estudos têm demonstrado a persistência e o aumento de alguns parâmetros de metais e físico-químicos, como o ferro, o manganês e a condutividade elétrica, nas águas advindas dos poços de produção. Esse fenômeno ocorre devido às condições hidrogeológicas dessa região. Outro fator que deve ser levado em consideração é a disposição das camadas aluvionares, que nessa região caracteriza-se por camadas de pouca profundidade. Nesse contexto, algumas recomendações excepcionais devem ser seguidas para implementação da técnica em regiões semiáridas:

- Analisar com cuidado qual a distância da margem do manancial superficial que deve ser instalado o poço de produção, de modo que fique um tempo de residência adequado para permitir o tratamento bioquímico do solo, mas evite o carreamento dos sais para o poço da FM;
- Escolher locais com mananciais de origem (superficial e subterrâneo) que apresentem baixas concentrações de CE, considerando que a técnica de FM não consegue eliminar os sais;
- Definir locais que apresentem variação do nível do lençol freático, possibilitando o aumento do OD devido ao aprisionamento do gás durante as cheias;
- Se possível, instalar galeria de poços com bombeamento constante, porque, caso uma das bombas pare de funcionar, as demais continuem bombeando possibilitando a limpeza da área de infiltração da água, evitando condições redox.

A depender do uso final e da eficiência do sistema de FM na atenuação dos poluentes, pode ser necessário tratamentos adicionais como a adição de cloro. Ainda assim, a FM servirá, no mínimo, como um pré-tratamento na produção de água potável. Pode-se observar pelos diversos exemplos pelo mundo que demonstraram resultados muito bons, mesmo em condições de regiões semiáridas, também com o foco para áreas difusas.

Os trechos estudados dos mananciais Ipojuca, localizado na cidade de Caruaru, e do Capibaribe, localizado em Toritama, estão com cargas poluidoras bastantes elevadas. O que demonstra trás a atenção para estes corpos hídricos, e seu o uso dessas águas necessitam de tratamento avançados. Enquanto, na investigação da hidrogeologia, as cidades de Caruaru e Toritama não apresentam litologia favorável ao uso da Filtração em Margem por terem camada estreita de solo não consolidado, enquanto, Petrolândia demonstra ser previamente favorável ao uso da técnica devido à espessa camada de aluvião às margens do rio São Francisco.

Agradecimentos

Os autores agradecem à FACEPE (processo nº APQ-0300.5.03/17) pelo apoio financeiro do projeto Universitas e à Companhia de Saneamento de Pernambuco - COMPESA pela disponibilização do espaço físico e apoio para realização desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABBASI-MOGHADAM, H. R.; MAHMOODLU, M. G.; JANDAGHI, N.; HESHMATPOUR, A.; SEYED, M. River bank filtration for sustainable water supply on Gorganroud River, Iran. *Environmental Earth Sciences*, v. 80, n. 1, p. 21-35 - 2021.

ABD-ELATY, I., SALEH, O. K., GHANAYEM, H. M., GRISCHEK, T., & ZELENKOVA, M. Assessment of hydrological, geohydraulic and operational conditions at a riverbank filtration site at Embaba, Cairo using flow and transport modeling. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 37, p. 100900, 2021.

ABDEL-LAH, A. K. Riverbank filtration for water supply in semi arid environment. *Journal Of Engineering Sciences*, v. 41, n. 3, p. 840-850, 2013.

- ABDELRAKY, A.; SHARMA, S.; SEFELNASR, A.; EL-RAWY, M.; KENNEDY, M. Analysis of the Performance of Bank Filtration for Water Supply in Arid Climates: case study in Egypt. *Water*, v. 12, n. 6, p. 1816, 2020.
- ADLAN, M. N.; MAZ, M. R. R.; GHAZALI, M. F.; SELAMAT, M. R.; OTHMAN, S. Z. A study on the soil characteristic and properties of riverbank soil samples from Sungai Perak, Kota Lama Kiri, Kuala Kangsar, Malaysia. *Iop Conference Series: Materials Science and Engineering*, v. 133, p. 12003, 2016.
- AHMED, A. K. A.; MARHABA, T. F. Review on river bank filtration as an in situ water treatment process. *Clean Technologies And Environmental Policy*, v. 19, n. 2, p.349-359, 2016.
- APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2017.
- BAI, Y.; RUAN, X.H.; WANG, F.F.; ANTONIE, G.; VAN DER HOEK, J.P. Sulfonamides removal under different redox conditions and microbial response to sulfonamides stress during riverbank filtration: a laboratory column study. *Chemosphere*. v. 220, p. 668-677, 2019.
- BOVING, T. B., CHOUDRI, B. S., CADY, P., CORDING, A., PATIL, K., & REDDY, V. Hydraulic and Hydrogeochemical Characteristics of a Riverbank Filtration Site in Rural India. *Water Environment Research*, v. 86, n. 7, p. 636-648, 2013.
- BOVING, T. B.; PATIL, K.; D'SOUZA, F.; BARKER, S.F.; MCGUINNESS, S.L.; O'TOOLE, J.; SINCLAIR, M.; FORBES, A.B.; LEDER, K. Performance of Riverbank Filtration under Hydrogeologic Conditions along the Upper Krishna River in Southern India. *Water*, v. 11, n. 1, p. 12, 2018.
- BRAGA, R. A. P. *Águas de Areias*. Recife: Ane publicações, 2016.
- BRAGA, R.; FARIAS, C.; SILVA, S.; CAVALCANTI, E. (org). *Gestão e educação socioambiental na Bacia do Capibaribe*. Recife: Editora Clã, p. 140, 2015.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. D. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017*. São Paulo: CETESB, 2018.
- CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco*. Recife-PE: CPRH, 2018.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. *Base municipal de informações das águas subterrâneas dos municípios de Petrolândia e Jatobá - PE*. Recife: CPRM, 2000.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. *SIAGAS: Sistema de Informações de Águas Subterrâneas*. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/index.php>. Acesso em: 04 de maio 2022.
- CRUZ, P. S.; VIANA, L. G.; CHAVES, T. L. D.; SILVA, D. L.; BARBOSA, J. E. L. (2017). Cianobactérias e cianotoxinas em mananciais de abastecimento: implicações no tratamento da água. In: CARNIATTO, I.; SCHNEIDER, M. J.; GONZALEZ, A. C. (org.). *Engenharia Sanitária e Ambiental: Tecnologia para a sustentabilidade*. Curitiba: Editora Atena. 2017. p. 37-46.
- DILLON, P. J.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H.; HUTSON, J. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers. *Journal of Hydrology*, v. 266 n. 3-4, p. 209-221, 2002.
- FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; ROCHA, F. J. S.; PAIVA, A. L. R.; SENS, M. L.; VERAS, T. B. *Cryptosporidium spp. and Giardia spp. removal by bank filtration at Beberibe River, Brazil*. *River Research and Applications*, v. 33, n. 7, p. 1079-1087, 2017.
- FRTZSONS, E., MANTOVANI, L. E., CHAVES NETO, A., & HINDI, E. C. A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 14, n. 3, p. 381-390, 2009.
-

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Manual de operação e manutenção de sistemas de tratamento de água por filtração em margem. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

GHODEIF, K.; GRISCHEK, T.; BARTAK, R.; WAHAAB, R.; HERLITZIUS, J. Potential of river bank filtration (RBF) in Egypt. *Environmental Earth Sciences*, v. 75, n. 8, p. 1–13, 2016.

GHODEIF, K.; PAUFLER, S.; GRISCHEK, T.; WAHAAB, R.; SOUAYA, E.; BAKR, M.; ABOGABAL, A. Riverbank filtration in Cairo, Egypt—part I: installation of a new riverbank filtration site and first monitoring results. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, p. 270, 2018.

GUSMÃO, P. T. R. Qualidade das águas captadas nas areias de aluvião. *In*: BRAGA, R. A. P. *Águas de Areias*. Recife: Ane publicações, 2016, p. 98-115.

LAMPARELI, M. C. Graus de trofia em corpos de água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. pp. 207, 2004.

LI, D.; LIU, S. Detection of River Water Quality. *In*: LI, D.; LIU, S. *Water Quality Monitoring and Management*. London: Academic Press, 2019b. p. 303-328.

LI, D.; LIU, S. Water Quality Monitoring in Aquaculture. *In*: LI, D.; LIU, S. *Water Quality Monitoring and Management*. London: Academic Press, 2019c. p. 303-328.

LI, D.; LIU, S. Water Quality Evaluation. *In*: LI, D.; LIU, S. *Water Quality Monitoring and Management*. London: Academic Press, 2019a. p. 113-159.

LIMA, J. O. G.; FRANÇA, A. M. M.; LOIOLA, H. G. Hydrochemical implications of electrical conductivity and chloride ion on the quality of groundwater from region semi-arid of Ceará. *Revista Virtual de Química*, v. 6, n. 2, p. 279–292, 2014.

LORENZEN, G.; SPRENGER, C.; TAUTE, T.; PEKDEGER, A.; MITTAL, A.; MASSMANN, G. Assessment of the potential for bank filtration in a water-stressed megacity (Delhi, India). *Environmental Earth Sciences*, v. 61, n. 7, p. 1419–1434, 2010.

LYTLE, D. A.; WILLIAMS, D.; MUHLEN, C.; RIDDICK, E.; PHAM, M. The removal of ammonia, arsenic, iron and manganese by biological treatment from a small Iowa drinking water system. *Environmental Science: Water Research & Technology*, v. 6, n. 11, p. 3142-3156, 2020.

MAENG, S. K.; LEE, K. H. Riverbank filtration for the water supply on the Nakdong River, South Korea. *Water (Switzerland)*, v. 11, n. 1, p. 1–12, 2019.

MENG, L.; ZUO, R.; BRUSSEAU, M. L.; WANG, J. S.; LIU, X.; DU, C.; ZHAI, Y.; TENG, Y. Groundwater pollution containing ammonium, iron and manganese in a riverbank filtration system: Effects of dynamic geochemical conditions and microbial responses. *Hydrological Processes*, v. 34, n. 22, p. 4175–4189, 2020.

MENG, L.; ZUO, R.; WANG, J. S.; LI, Q.; DU, C.; LIU, X.; CHEN, M. Response of the redox species and indigenous microbial community to seasonal groundwater fluctuation from a typical riverbank filtration site in Northeast China. *Ecological Engineering*, v. 159, p. 106099, 2021.

MESCOLOTTI, P. C.; NASCIMENTO, F. P.; LADEIRA, F. S. B.; SAWAKUCHI, A. O.; Santa Catharina, A., Assine, M. L. Fluvial aggradation and incision in the Brazilian tropical semi-arid: Climate-controlled landscape evolution of the São Francisco River. *Quaternary Science Reviews*, v. 263, 106977, 2021.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria GM/MS Nº888, de 04 de maio de 2021.

MINISTÉRIO DO AMBIENTE. Decreto-Lei n. 236/98. Diário Da República n.o 176/1998, Série I-A de 1998-08-01, n. 176, 3676–3722. <https://dre.pt/application/conteudo/430457>, 1998.

MOODY, E. K.; WILKINSON, G. M. Functional shifts in lake zooplankton communities with hypereutrophication. *Freshwater Biology*, v. 64, n. 3, p. 608-616, 2019.

MURSHED, M. F.; KAMARUZAMAN, A.; AZIZ, N. A. A.; KAMAL, N. H. M. Influence of grain size distribution towards improvements of turbidity, colour and suspended particles in a riverbank filtration process - a column study. *Iop Conference Series: Materials Science and Engineering*, v. 920, p. 12006, 2020.

- NAGY-KOVÁCS, Z.; DAVIDESZ, J.; CZIHAT-MÁRTONNÉ, K.; TILL, G.; FLEIT, E.; GRISCHEK, T. Water quality changes during riverbank filtration in Budapest, Hungary. *Water (Switzerland)*, v. 11, n. 2, p. 1–14, 2019.
- OBERLEITNER, D.; SCHULZ, W.; BERGMANN, A.; ACHTEN, C. Impact of seasonality, redox conditions, travel distances and initial concentrations on micropollutant removal during riverbank filtration at four sites. *Chemosphere*, v. 250, p. 126255, 2020.
- OLIVEIRA, C. N. D.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. *Química Nova*, v. 33, pp. 1059-1066, 2010.
- PAUFLER, S.; GRISCHEK, T.; BARTAK, R.; GHODEIF, K.; WAHAAB, R.; BOERNICK, H. Riverbank filtration in Cairo, Egypt: Part II—Detailed investigation of a new riverbank filtration site with a focus on manganese. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, n. 8, p. 1–14, 2018.
- RAY, C. *Riverbank Filtration: Understanding Contaminant Biogeochemistry and Pathogen Removal*. Tihany: Nato Science Series, 2002.
- RIBEIRO, M.R., FREIRE, F.J., MONTENEGRO, A. Solos halomórficos no Brasil: Ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. *In*: CURI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M. (Eds.). *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003.
- ROMERO, L. G.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L. Removal of cyanobacteria and cyanotoxins during lake bank filtration at Lagoa do Peri, Brazil. *Clean Techn Environ Policy*, v. 16, p. 1133–1143, 2014.
- ROMERO-ESQUIVEI, L. G.; GRISCHEK, T.; PIZZOLATTI, B. S.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L. Bank filtration in a coastal lake in South Brazil: water quality, natural organic matter (NOM) and redox conditions study. *Clean Techn Environ Policy*, v. 19, pp. 2007–2020, 2017.
- SANTOS, H. A.; SANTOS, P. P.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco river (Brazil) from 1940 to 2006. *Reg. Environ. Change*, v. 12, pp. 123-132, 2012.
- SANTOS, L. L.; CABRAL, J. J.; CIRILO, J. A.; FREITAS, D. A.; SENS, M. L.; ARAGÃO, R.; BARROS, T. H. S. Aplicação da tecnologia de filtração em margem para população difusa no Semiárido Pernambucano. *Brazilian Journal of Water Resources*. v. 19, n. 4, 2014.
- Santos, R. S. Saúde e qualidade da água: análises microbiológicas e físico-químicas em água subterrâneas. *Revista Contexto & Saúde*, v. 13, pp. 46–53, 2013.
- SATYAJI RAO, Y. R.; VIJAY, T.; SIVA PRASAD, Y.; SINGH, S. Development of River Bank Filtration (RBF) well in saline coastal aquifer. *Journal of Water Process Engineering*, v. 37, p. 101478, 2020.
- SEILER K.P.; GAT J.R. Mechanisms and processes of recharge. *In*: SEILER K.P.; GAT J.R. (Eds.). *Groundwater Recharge from Run-off, Infiltration and Percolation*. Netherlands: Springer, 2007.
- SENS, M. L.; PIZZOLATTI, B. S.; MONDARDO, R. I.; ROMERO, L. G. R. La filtración inducida como una alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas. *Interciencia [on line]*, v. 38, pp. 253-259, 2013.
- SOBRAL, M. D. C. M.; ASSIS, J. M. O.; OLIVEIRA, C. R.; SILVA, G. M. N.; MORAIS, M.; CARVALHO, R. M. C. Impacto das mudanças climáticas nos recursos hídricos no submédio da bacia hidrográfica do rio São Francisco–Brasil. *REDE-Revista Eletrônica do PRODEMA*, v. 12, pp. 95-106, 2018.
- SOYLU, M. E.; LENTERS, J. D.; ISTANBULLUOGLU, E.; LOHEIDE, S. P. On evapotranspiration and shallow groundwater fluctuations: A Fourier-based improvement to the White method. *Water Resources Research*, v. 48, n. 6, p. 1–17, 2012.
- SRH - Secretaria de Recursos Hídricos do estado de Pernambuco. Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe (PHA - Capibaribe). Recife: SRH, 2010a.
- SRH - Secretaria de Recursos Hídricos do estado de Pernambuco. Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do rio Ipojuca (PHA - Ipojuca). Recife: SRH, 2010b.
- STODDARD, J. L.; VAN SICKLE, J.; HERLIHY, A. T.; BRAHNEY, J.; PAULSEN, S.; PECK, D. V.; POLLARD, A. I. Continental-scale increase in lake and stream phosphorus: Are oligotrophic

systems disappearing in the United States? *Environmental Science & Technology*, v. 50, p. 3409–3415, 2016.

U.S. EPA - Environmental Protection Agency. National Primary Drinking Water Guidelines. EPA 816-F-09-004, 2009.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG, 2005.

WAHAAB, R. A.; SALAH, A.; GRISCHEK, T. Water Quality Changes during the Initial Operating Phase of Riverbank Filtration Sites in Upper Egypt. *Water*, v. 11, n. 6, p. 1258-1275, 2019. WANG, P.; YU, J.; POZDNIAKOV, S. P.; GRINEVSKY, S. O.; LIU, C. Shallow groundwater dynamics and its driving forces in extremely arid areas: A case study of the lower Heihe River in northwestern China. *Hydrological Processes*, v. 28, n. 3, p. 1539–1553, 2014.

WHO - World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality: first addendum to the fourth edition. Geneva: World Health Organization, 2017.

ZHU, Y. G.; ZHAI, Y. Z.; TENG, Y. G.; WANG, G. Q.; DU, Q. Q.; WANG, J. S.; YANG, G. Water supply safety of riverbank filtration wells under the impact of surface water-groundwater interaction: evidence from long-term field pumping tests. *Science of The Total Environment*, v. 711, pp. 1-13, 2020.

ZHU, Y.; ZHAI, Y.; DU, Q.; TENG, Y.; WANG, J.; YANG, G. The impact of well drawdowns on the mixing process of river water and groundwater and water quality in a riverside well field, Northeast China. *Hydrological Processes*, v. 33, n. 6, p. 945–961, 2019.

GEOTECNOLOGIA APLICADA EM MANANCIAIS HÍDRICOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Leidjane Maria Maciel de Oliveira
Sylvana Melo dos Santos
Débora Natália Oliveira de Almeida
Camila Oliveira de Britto Salgueiro
Mateus Barbosa dos Santos

Introdução

Os recursos naturais da Terra e suas características se beneficiam da utilização do Sensoriamento Remoto, visando obter informações sobre sua detecção espacial, descrição, quantificação e monitoramento (AREKHI *et al.*, 2019). A utilização da geotecnologia utilizando imagens orbitais vem se consolidando como ferramenta que permite fundamentais estudos, proporcionando dados sobre as feições da superfície terrestre, tais como: corpos hídricos, área irrigada, tipo de culturas, desenvolvimento de biomassa, necessidade da presença de água em cultivos, salinidade, escassez de água, balanço de energia, identificação de áreas em processos de degradação, desmatamento e outros (MAXWELL; SYLVESTER, 2012).

A aplicação do Sensoriamento Remoto (SR) para o estudo e mapeamento de mananciais hídricos apresentou, ao longo das décadas, um considerável crescimento, devido ao baixo custo e sua ampla área de cobertura, sendo bem mais aplicável que métodos convencionais de coleta e análise qualitativa da água. A expansão deste tipo de geotecnologia está relacionada com a quantidade de produtos disponíveis que podem ser adquiridos de forma gratuita e online pelos usuários, facilitando, portanto, o seu uso para estudos voltados aos recursos naturais terrestres (BEZERRA *et al.*, 2018). Mais ainda, os sistemas SR fornecem dados periódicos e consistentes do mosaico terrestre sendo um instrumento fundamental no monitoramento global e uma das principais ferramentas usadas para entender os processos dinâmicos inerentes às diversas formas ecossistêmicas e suas respostas as mudanças climáticas (MERCIER *et al.*, 2020; TESTA *et al.*, 2018).

Os Índices Espectrais são resultados de operações matemáticas entre valores numéricos de pixel das bandas de uma imagem ou raster. Imagens orbitais resultantes de sensores de satélites, tais como Land Remote Sensing Satellite (Landsat) – sensores TM ou OLI; Terra/Aqua – sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS); Sentinel – sensor MultiSpectral Instrument (MSI), e armazenadas em formato digital, das regiões do visível e do infravermelho do espectro eletromagnético, são utilizadas para obtenção de índices espectrais que proporcionam a geoespacialização de mananciais hídricos e vegetação (SILVA *et al.*, 2005). Dentre os índices espectrais existentes, para análise georreferenciada de manancial hídrico, destacam-se o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) e o Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI) (ROUSE *et al.*, 1973; GAO, 1996; MCFEETERS, 1996; XU, 2006).

Os índices de vegetação têm sido apresentados com o intuito de investigar as propriedades espectrais da vegetação, bem como corpo hídrico, especificamente nas regiões do visível e do infravermelho próximo (PONZONI; SHIMABUKURO, 2010). Dentre os índices espectrais utilizados, destaca-se o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), modelado a partir de dados espectrais para evidenciar as condições da cobertura vegetal em cada pixel da imagem de forma numérica, variando entre o intervalo de -1 a 1. (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015).

Uma das maneiras de extrair informações de manancial hídrico usando o método de banda múltipla é através da análise de características de assinatura de cada alvo terrestre entre diferentes bandas espectrais, descobrindo as diferenças de assinatura entre a água e outros alvos baseados na análise (XU, 2006). Com base em suas curvas de reflectâncias espectrais características, os mananciais hídricos são agrupados em três tipos - claro, verde e turvo. O MNDWI é o mais adequado para identificar águas claras (SUN *et al.*, 2012).

Estudo realizados em mananciais hídricos que envolvem grandes áreas, são fontes de pesquisas utilizando geotecnologias, a exemplo dos reservatórios Poço da Cruz e Tucutu em

Pernambuco – Brasil. O açude público Engenheiro Francisco Saboia, comumente chamado por Poço da Cruz, é o maior reservatório do estado de Pernambuco e a principal fonte hídrica para a irrigação do Perímetro Irrigado Moxotó - PIMOX. Ele está inserido como um dos reservatórios contemplados no Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF). O principal objetivo da construção foi desenvolver a agricultura irrigada da região, posteriormente passou a fomentar também atividades agropecuárias, sendo considerado uma das principais potencialidades econômicas do município de Ibimirim e de seus vizinhos. O reservatório da Barragem Tucutu, localizada no município de Cabrobó em Pernambuco, compreende parte do Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco (ANA, 2021).

Revisão de Literatura

A utilização de geotecnologia associada ao Sensoriamento Remoto (SR) tem sido utilizada com maior frequência para monitoramento nos recursos naturais e contribuição na tomada de decisões na gestão ambiental. O SR permite aquisição de informações climáticas e ambientais, por fornecer análises ou detalhes do objeto de estudo, pelo rápido processamento dos dados, praticidade e custo relativamente baixo (NOVAIS *et al.*, 2011).

A partir de estudos e análise da cobertura vegetal é possível compreender a resposta espectral da vegetação mediante os diferentes agentes, seus processos de degradação, aumento ou redução da cobertura vegetal assim como sua intensidade (ABREU; COUTINHO, 2014).

Salgueiro *et al.* (2020) utilizaram o software de livre acesso QGIS e analisaram o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), para municípios da Bacia Hidrográfica do rio Moxotó – PE. Para tanto, foram analisadas imagens advindas do sistema satélite OLI Landsat 8 nos dias 29 de outubro de 2015 e 21 de outubro de 2018. Os autores evidenciaram corpos hídricos, vegetação e o eixo leste do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF), atestando a eficiência do uso de técnicas de Sensoriamento Remoto como auxílio de tomadas de decisão em alvos terrestres, em especial de mananciais hídricos e vegetação.

Também, a partir do NDVI, Almeida *et al.* (2020), processaram o mapeamento de corpo hídrico e vegetação utilizando imagens dos sensores TM/Landsat-5 e OLI/Landsat-8, datadas de 03/11/2009 e 02/10/2017. Para o processamento do NDVI foi utilizado o software livre acesso QGIS. Os resultados obtidos permitiram a caracterização da área em diferentes anos, o que evidenciou a potencialidade do uso de geotecnologias para estudos de corpos hídricos, possibilitando maior confiança para monitoramento e gestão de recursos hídricos.

Malinconico *et al.* (2020) analisaram as configurações hídrica e vegetal presentes em parte da Bacia Hidrográfica do Capibaribe - PE, por meio da sensibilidade espectral do índice de vegetação NDVI, considerando uma análise espaço temporal (2015 a 2019), no período de baixa incidência pluviométrica. Para isso, foram utilizadas imagens do satélite OLI - Landsat 8, em que foram produzidas cartas imagem com a distribuição espacial dos pixels para o NDVI. A utilização do NDVI mostrou-se uma ferramenta importante para a gestão das bacias hidrográficas por permitir monitorar os mananciais hídricos e vegetais a partir de uma dinâmica espacial e temporal, com aplicações para fins de análises da influência de fatores antrópicos nos ecossistemas e mapeamento do mosaico terrestre.

O Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) pelo método de Gao (1996), utilizou as bandas do infravermelho próximo e do infravermelho médio, correlacionou com o conteúdo de água nos vegetais e acompanhou melhor as mudanças na biomassa e nos estresses de umidade das plantas, permitindo detectar remotamente a presença de água líquida na vegetação e, conseqüentemente, a localização do manancial hídrico na paisagem georreferenciada.

Almeida *et al.* (2018) analisaram as alterações do NDWI encontradas na área que compreende o Açude Poço da Cruz juntamente com o Perímetro Irrigado de Moxotó-PIMOX, localizados no município de Ibimirim-PE, utilizando as imagens dos sensores TM-Landsat 5 de 13/11/2009 e OLI-Landsat 8 de 05/12/2017, para subsidiar tomadas de decisões que contribuam na gestão e sustentabilidade ambiental. A investigação sobre o NDWI proporcionou obter informações do comportamento espaço-temporal da área de estudo, especialmente na lâmina d'água do açude, como também avaliar suas potencialidades.

O processamento do MNDWI, no qual é usando uma banda do infravermelho médio em vez de uma banda do infravermelho próximo melhora o resultado quando o objetivo é destacar manancial hídrico dos demais alvos, sendo possível discriminar com eficiência a água por

meio de sensoriamento remoto e processamento de imagens. Este resultado foi obtido por Nascimento *et al.* (2019) quando modelaram MNDWI com dados orbitais do OLI Landsat 8 processado no software de livre acesso QGIS, onde nos resultados delimitaram, com precisão e rapidez, mananciais hídricos de outras características da cobertura de terra nas redondezas do Rio Pajeú, que abrange parte do município de Serra Talhada, Mirandiba e São José do Belmonte - PE no ano de 2015.

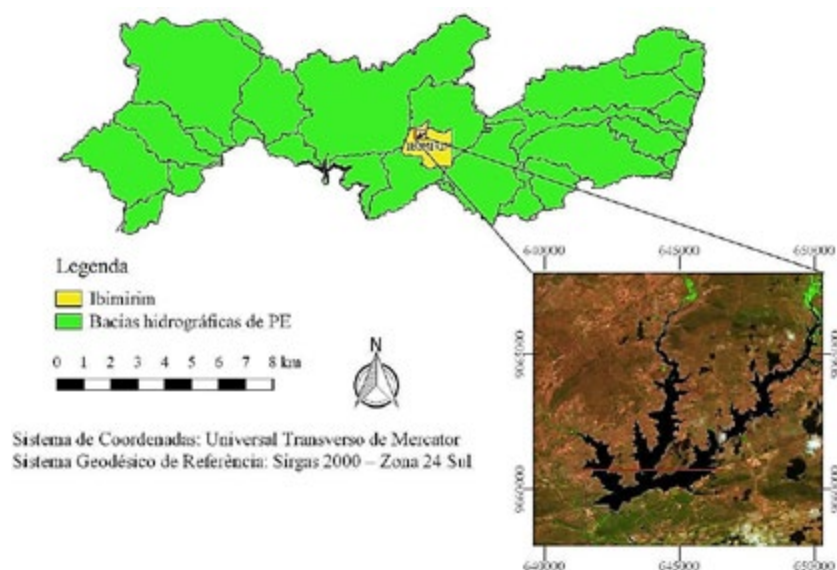
Santos *et al.* (2020) na análise quantitativa do espelho d'água de corpo hídrico pernambucano por Sensoriamento Remoto foi possível delimitar e calcular a área do espelho d'água da Barragem Tucutu - Cabrobó - PE, integrante do PISF, de grande importância para a região, utilizando os índices espectrais NDWI e MNDWI. O MNDWI apresentou melhor resultado no destaque de mananciais hídricos, em relação aos demais alvos, em comparação com o NDWI, devido a utilização da banda do infravermelho médio. Esta pesquisa mostrou a potencialidade e eficiência da aplicação da geotecnologia, para delimitação de corpos dos hídricos a partir de índices espectrais.

Material e Métodos

A área de pesquisa compreende dois importantes reservatórios em Pernambuco - Brasil, intitulados Engenheiro Francisco Saboia ou Poço da Cruz e Tucutu.

O reservatório Poço da Cruz e o Perímetro Irrigado Moxotó (PIMOX) são localizados no município de Ibimirim - PE (Figura 1). O reservatório, com capacidade de acumular até 504 milhões de m³ de água, está inserido na bacia hidrográfica do Rio Moxotó e possui as seguintes coordenadas geográficas: Latitude: 08° 29' 52,10" Sul, Longitude: 37° 43' 2,57" Oeste (ANA, 2021).

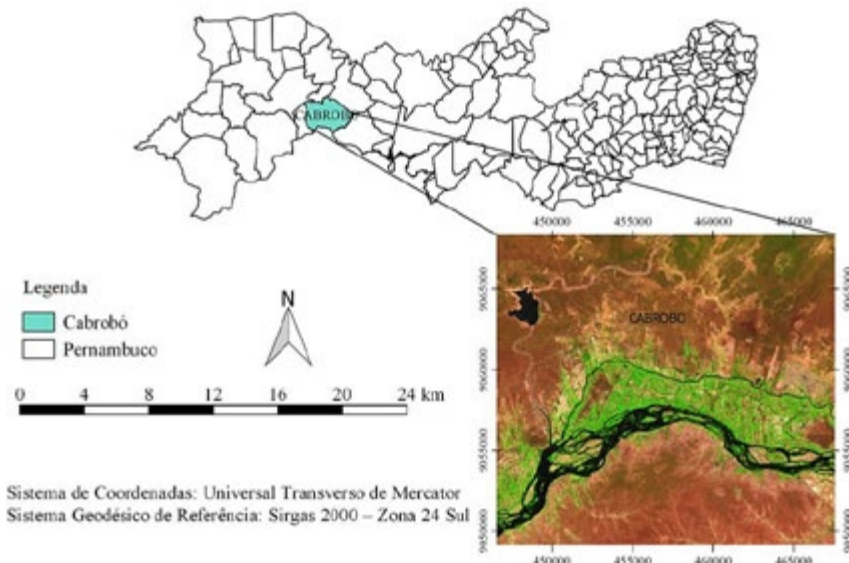
Figura 1 – Mapa de localização do reservatório Engenheiro Francisco Saboia ou Poço da Cruz - PE



Fonte: Almeida *et al.* (2020)

O reservatório da Barragem Tucutu, localizada no município de Cabrobó em Pernambuco, conforme mostrado na Figura 2, faz parte do Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF), sendo utilizada para abastecimento da população e agricultura do município, possui as seguintes coordenadas geográficas: Latitude 08° 28' 05,8" Sul, Longitude 39° 27' 45,0" Oeste (ANA, 2021).

Figura 2 – Mapa de localização do reservatório da Barragem Tucutu - PE

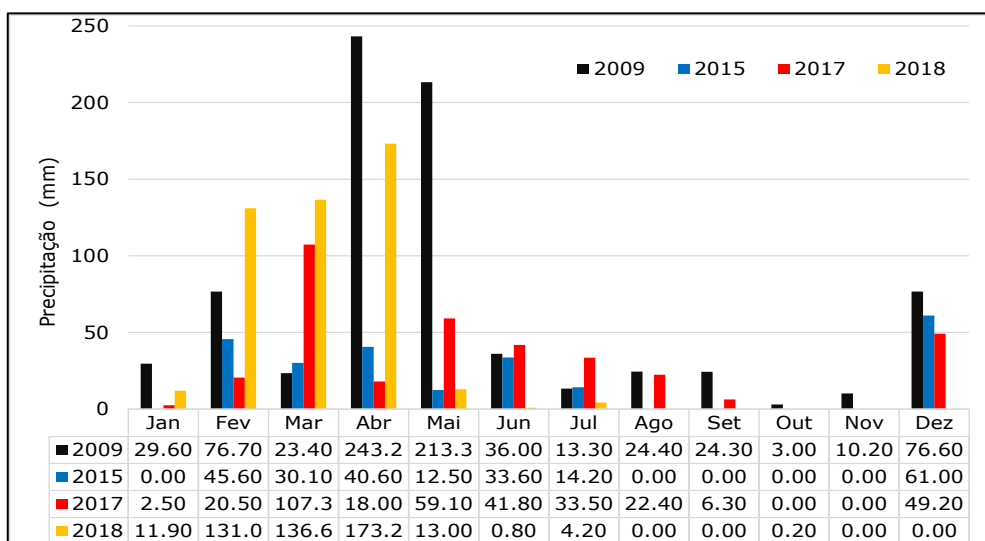


Fonte: Santos *et al.* (2020)

Para o reconhecimento da ocorrência de chuvas na região do Reservatório Poço da Cruz, utilizou-se o banco de dados da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC). A partir de medições mensais da precipitação no município de Ibimirim durante os anos referentes às imagens utilizadas nesta pesquisa, gerou-se o gráfico ilustrado na Figura 3.

Diante do banco de dados pluviométricos do município, constatou-se que a precipitação entre os meses de janeiro a dezembro dos anos de 2009 e 2017 totalizaram 774 mm e 360,6 mm, respectivamente. A discrepância entre os valores acumulados se deve sobretudo aos grandes eventos chuvosos ocorridos nos meses de abril e maio de 2009. Segundo os dados diários de precipitação da APAC, apenas no dia 25 de novembro de 2009 houve significativo evento chuvoso, ou seja, dez dias antes da passagem do sensor não houve precipitação. Já no ano de 2017, conforme o mesmo banco de dados diários não ocorreram registros de precipitação nos dez dias anteriores ao imageamento na região. Para os anos de 2015 e 2018, o total precipitado foi, 237,60 e 470,90 mm, respectivamente.

Figura 3 – Precipitação mensal (mm) na região do município de Ibimirim - PE



Fonte: APAC (2021)

A imagem utilizada referente ao reservatório Poço da Cruz proveniente do satélite TM/Landsat 5 foi datada de 13/11/2009, já para o satélite OLI/Landsat 8 foram 29/10/2015, 05/12/2017, 02/10/2017 e 21/10/2018. As respectivas imagens foram obtidas a partir do catálogo de imagens do United States Geological Survey (USGS) e, para o processamento/geração das cartas georreferenciadas dos índices espectrais utilizou-se o software gratuito QGIS versão 2.18.22.

A primeira etapa realizada no QGIS foi processamento da calibração radiométrica, a partir da Equação 1, onde "a" e "b" são radiâncias espectrais mínimas e máximas ($Wm^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$) obtidas em Chander e Markham (2009); ND é a intensidade do pixel (número inteiro entre 0 e 255) e "i" cada banda do sensor satélite TM Landsat 5.

$$L_{\lambda_i} = a_i + \frac{b_i - a_i}{255} ND \quad (1)$$

Com a radiância de cada banda calculada, efetivou-se a determinação das reflectâncias citadas acima. A reflectância corresponde a Equação 2, onde L_{λ_i} é a radiância espectral de cada banda; k_{λ_i} é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($Wm^{-2} \mu m^{-1}$) obtidos em Allen *et al.* (2007); Z é o ângulo zenital solar e d_r é o quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol (r_0) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia do ano (DSA).

$$\rho_{\lambda_i} = \frac{\pi L_{\lambda_i}}{k_{\lambda_i} \cos Z d_r} \quad (2)$$

O quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol (r_0) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia do ano (DSA), ou seja, d_r , é definido pela Equação 3, onde o argumento em função do cosseno está em radianos. O valor médio anual de d_r é igual a 1 e ele varia entre 0,97 e 1,03, aproximadamente.

$$d_r = 1 + 0,033 \cos\left(\frac{DSA 2\pi}{365}\right) \quad (3)$$

Quando a área de estudo tem declividade pequena ou nula, o cosseno do ângulo de incidência da radiação solar é obtido a partir do Ângulo de Elevação do Sol (E), que se encontra no cabeçalho da imagem, sendo em radianos e definido por:

$$\cos Z = \cos\left(\frac{\pi}{2} - E\right) \quad (4)$$

A obtenção do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) proposto por Rouse *et al.* (1973), apresenta uma variação entre -1 e 1. Os valores positivos e mais próximos de 1 constituem superfícies verdes com maior vigor, enquanto os valores negativos equivalem a água ou nuvens. Solos descobertos e rochas refletem na faixa do vermelho e infravermelho próximo quase na mesma proporção, e o NDVI se aproxima de 0.

A determinação do NDVI para o TM Landsat 5 se dá a partir da razão entre a diferença e a soma das reflectâncias das faixas do infravermelho próximo - ρ_{IVp} (banda 4 - TM Landsat 5) e vermelho - ρ_V (banda 3 - TM Landsat 5), como ilustra a Equação 5 (ROUSE *et al.*, 1973).

$$NDVI_{TM} = \frac{\rho_{IVp} - \rho_V}{\rho_{IVp} + \rho_V} \quad (5)$$

Para o NDWI proposto por Gao (1996), conforme a Equação 6, que corresponde a razão entre a diferença e soma das bandas do infravermelho próximo - ρ_{IV} (banda 4 - TM Landsat 5) e infravermelho médio - ρ_{IVm} (banda 5 - TM Landsat 5):

$$NDWI_{TM} = \frac{\rho_{IVp} - \rho_{IVm}}{\rho_{IVp} + \rho_{IVm}} \quad (6)$$

Para o sistema sensor OLI Landsat 8, o processamento das imagens se deu em conformidade com Silva *et al.* (2016), para conversão dos valores em nível de cinza (ND) para reflectância espectral, utilizou-se coeficientes radiométricos disponibilizados no arquivo de metadados das imagens USGS (2020). Para tanto, os números digitais de cada pixel e banda, foram convertidos para reflectância planetária a partir de fatores aditivo e multiplicativo, reportados no ficheiro de metadados da imagem. No entanto, é necessário corrigir a reflectância de acordo com o ângulo zenital solar - Z e o quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol e a distância Terra-Sol na data da obtenção da imagem orbital - d_r (obtido com base na distância Terra-Sol - d_{TS} , disponível no arquivo metadados da imagem, em unidade astronômica), conforme:

$$\rho_{\lambda i} = \frac{(A_{pi} + M_{pi} \cdot ND_i)}{\cos Z \cdot dr} \quad (7)$$

$$d_r = \left(\frac{1}{d_{TS}} \right)^2 \quad (8)$$

Onde $\rho_{\lambda i}$ (adimensional) é a reflectância planetária no topo da atmosfera de cada banda i ; A_{pi} é o fator aditivo de redimensionamento de cada banda (disponível no arquivo metadados da imagem); M_{pi} é o fator multiplicativo de redimensionamento de cada banda (disponível no arquivo metadados da imagem); ND_i é o número digital correspondente a intensidade do pixel de cada banda; Z é o ângulo zenital solar obtido com base no ângulo de elevação do Sol - E (disponível no arquivo metadados da imagem), uma vez que $Z = 90 - E$.

A determinação do NDVI para o OLI/Landsat 8 se dá a partir da razão entre a diferença das reflectâncias das faixas do infravermelho próximo - ρ_{IVp} (banda 5 - OLI Landsat 8) e vermelho - ρ_V (banda 4 - OLI Landsat 8) e a soma das mesmas, como ilustra a Equação 9:

$$NDVI_{OLI} = \frac{\rho_{IVp} - \rho_V}{\rho_{IVp} + \rho_V} \quad (9)$$

O Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI), desenvolvido por McFeeters (1996) tem como expressão a Equação 10. O NDWI parte dos valores de reflectância da banda do verde - ρ_{verde} (banda 3 - OLI Landsat 8) e da banda do infravermelho próximo - ρ_{IVp} (banda 5 - OLI Landsat 8). Os valores para o índice variam entre -1 e 1. Assim, para $NDWI \geq 0$ tem-se áreas com presença de água e para $NDWI \leq 0$ não ocorre a presença de água na superfície do terreno (PEREIRA; MORAIS, 2015).

$$NDWI_{OLI} = \frac{\rho_{verde} - \rho_{IVp}}{\rho_{verde} + \rho_{IVp}} \quad (10)$$

O Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI), proposto por Xu (2006), utiliza o infravermelho médio - ρ_{IVm} (banda 6 - OLI Landsat 8) em vez do infravermelho próximo. Esta modificação permite o maior destaque do delineamento dos corpos hídricos em relação aos demais alvos da superfície terrestre.

$$MNDWI_{OLI} = \frac{\rho_{verde} - \rho_{IVm}}{\rho_{verde} + \rho_{IVm}} \quad (11)$$

Resultados e Discussão

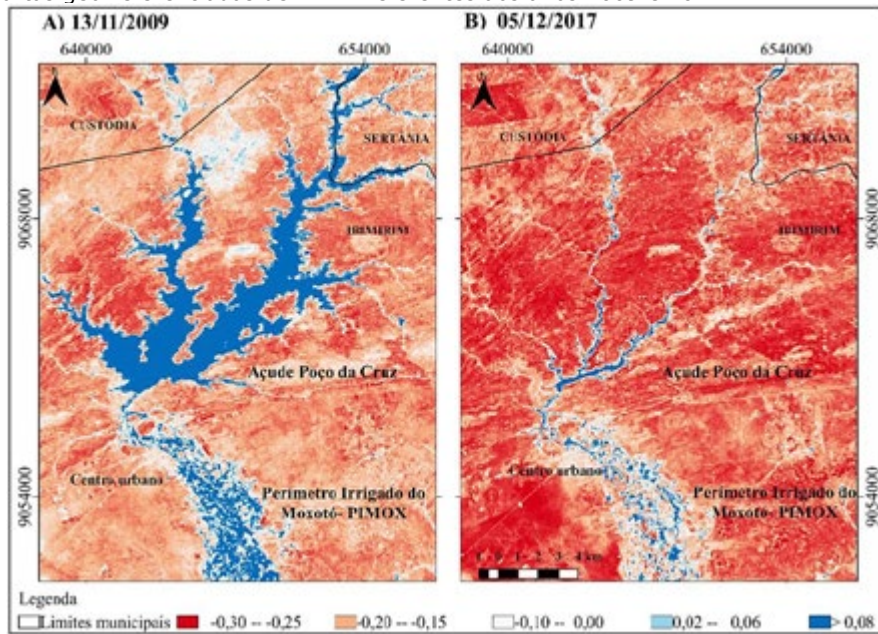
Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) – espelho d'água reservatório Engenheiro Francisco Saboia ou Poço da Cruz - PE

Almeida *et al.* (2018), a partir dos valores do NDWI (Figura 4) proposto por Gao (1996), destacou-se a área do açude Poço da Cruz referentes aos anos 2009 e 2017. Este manancial hídrico contribui no abastecimento do Perímetro Irrigado Moxotó-PIMOX, sendo assim a principal fonte para atender as necessidades que compete os processos de irrigação na região.

Diante das cartas georreferenciadas do NDWI, as regiões pertencentes a classe com valores de NDWI ($>0,08$), representam áreas com maior presença de água, onde o açude Poço da Cruz e perímetro PIMOX estão evidenciados (representação em tons azuis). Observou-se diante dos números do NDWI uma expressiva diminuição de área da lâmina d'água do açude entre os anos selecionados para a presente pesquisa.

Constatou-se que os meses de janeiro a dezembro dos anos de 2009 e 2017 totalizaram 774 mm e 360,6 mm, respectivamente, sendo que nos meses de outubro e novembro de 2017 não houve evento chuvoso (Figura 3). Enquanto a maior precipitação foi observada em abril de 2009, com valor de 243,2 mm. Nos meses de fevereiro a junho ocorreram os maiores eventos pluviométricos. Segundo os dados diários de precipitação (APAC, 2021), em 2009 apenas no dia 25 de novembro houve insignificante evento chuvoso, ou seja, dez dias antes da passagem do sensor não houve precipitação. Para 2017, conforme dados diários fornecidos pela APAC, não ocorreram registros de precipitação nos dez dias antes do imageamento na região.

Figura 4. Cartas georreferenciadas de NDWI referentes aos anos 2009 e 2017

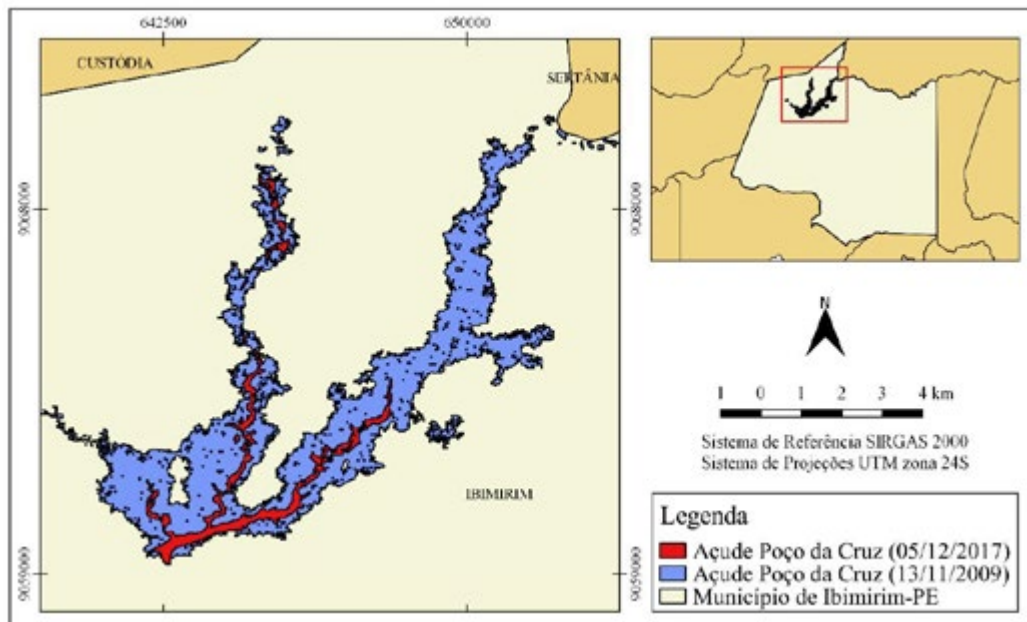


Fonte: Almeida *et al.* (2018)

Ao analisar as classes que apresentam valores menores que 0 (zero), notou-se a representação das áreas de solo exposto, urbanização e vegetação com baixa umidade. Constatou-se que a região que compreende o centro urbano do município de Ibirimir encontra-se na classe com valores inferiores a zero (-0,20 a -0,15) conforme a Figura 4. Albuquerque *et al.* (2014), investigaram o NDWI no município de Souza-PB e notaram que a área estudada apresentou um baixo valor de umidade, evidenciado por uma distribuição de valores negativos, similar aos resultados obtidos na área do açude Poço da Cruz.

Após a realização do cálculo do NDWI, obteve-se a vetorização do Poço da Cruz para os dois anos das imagens, ou seja, a partir da transformação de raster para vetor, foi possível identificar as áreas e a variação espacial do açude como detalha a Figura 5.

Figura 5. Área de superfície do Açude Poço da Cruz em 13/11/2009 e 05/12/2017



Fonte: Almeida *et al.* (2018)

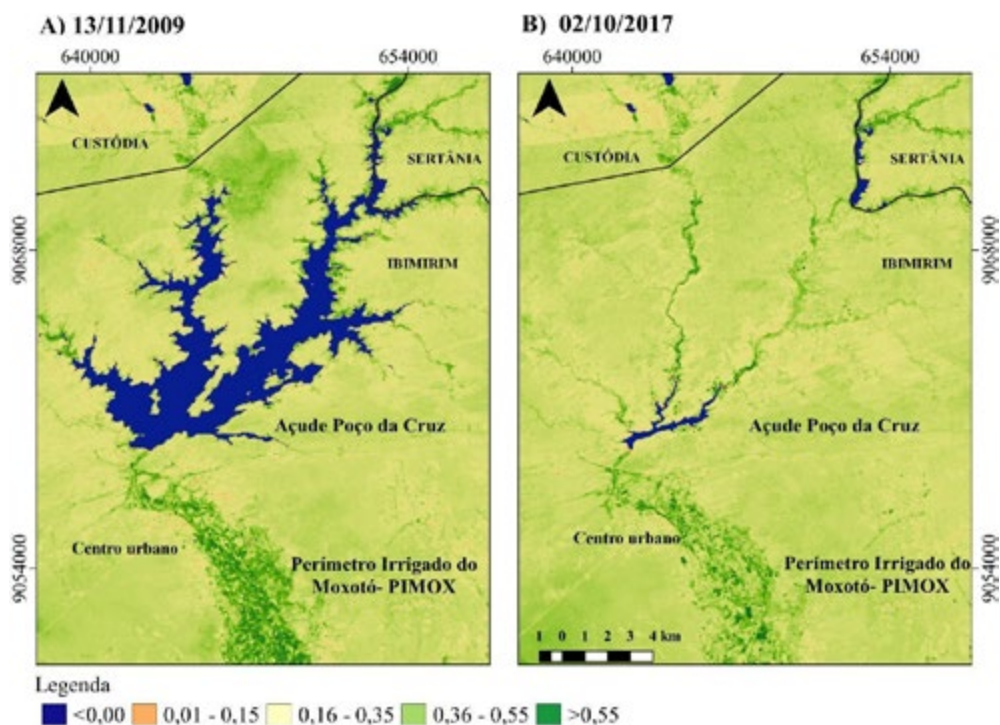
Diante dos resultados, foi notável o contraste entre as áreas do espelho d'água em novembro de 2009 e dezembro de 2017, apresentando aproximadamente 25.183.100 m² e 2.641.203 m², respectivamente. Conforme a vetorização realizada utilizando software QGIS, houve uma redução cerca de 90% na área da lâmina d'água do açude entre as datas estudadas.

Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) - espelho d'água reservatório Engenheiro Francisco Saboia ou Poço da Cruz - PE

Na pesquisa de Almeida *et al.* (2020), o NDVI proposto por Rouse *et al.* (1973) foram gerados a partir do processamento das imagens de satélites TM Landsat5 e OLI Landsat8 (Figura 6). Observou-se que no ano de 2009 o açude Poço da Cruz ocupou uma maior área com presença de água, representado pela classe NDVI<0, em relação ao ano 2017. O mesmo comportamento foi visto na região do Perímetro Irrigado do Moxotó (PIMOX), que teve expressivo vigor vegetativo em 2009, mas que no ano de 2017 sofreu uma diminuição na região de classe NDVI>0,50. Esses resultados de NDVI<0, condiz com Ursulino *et al.* (2018) quando realizaram a análise multitemporal do NDVI datado de 2007 e 2011, utilizando imagens do sensor TM do satélite Landsat 5 no entorno do Reservatório Jucazinho - PE.

As ocorrências dos eventos chuvosos em 2009 (Figura 3) destacaram no mapeamento a extensa área do açude e do Perímetro Irrigado neste ano (Figura 6A), sendo muito claro e visual, quando comparado com o ano de 2017 (Figura 6B). Tal comportamento de modificação no mapeamento de corpos hídricos e vegetação decorrente da influência dos eventos chuvosos, foram detectados também por Nascimento *et al.* (2018), quando pesquisaram a variabilidade temporal do espelho d'água do reservatório Entremontes - Pernambuco e áreas de vegetação em seu entorno mapeando o NDVI.

Figura 6. Cartas georreferenciadas de NDVI nos anos 2009 (A) e 2017 (B)



Fonte: Almeida *et al.* (2020)

A Tabela 1 descreveu os dados estatísticos referente às imagens processadas (Figura 6A e B). Os valores médios em 2009 e 2017 foram 0,182 e 0,241, respectivamente. Em relação aos valores negativos (NDVI<0) houve uma diminuição, conforme observado na região do açude Poço da Cruz. Os valores médios do NDVI foram similares aos encontrados por Nascimento *et al.* (2018), quando mapearam a variabilidade temporal do NDVI e

visualizaram o espelho d'água do reservatório Entremontes – Pernambuco e áreas de vegetação em seu entorno, onde evidenciaram valores entre 0,23 a 0,30.

Tabela 1– Dados estatísticos de NDVI em 13/11/2019 e 02/10/2017

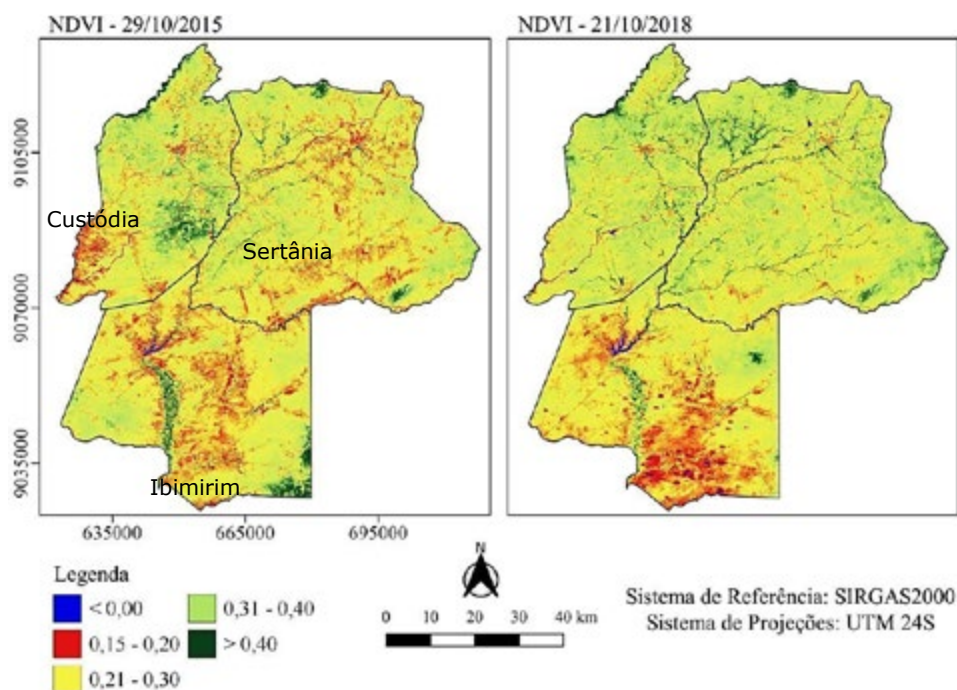
Imagem	NDVI Máximo	NDVI Médio	NDVI Mínimo	Desvio padrão
13/11/2009	0,748	0,182	-0,502	0,158
02/10/2017	0,849	0,241	-0,404	0,073

Fonte: Almeida *et al.* (2020)

Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) – entorno do reservatório Engenheiro Francisco Saboia ou Poço da Cruz – PE – municípios de de Custódia, Sertânia e Ibirimir

Foram geradas as cartas georreferenciadas referentes ao NDVI dos anos de 2015 e 2018 (Figura 7), sendo possível, então avaliar a dinâmica temporal do índice de vegetação. No que concerne os produtos cartográficos apresentados, observou-se que a cor verde-escuro estão os ambientes com valores de NDVI mais próximos de +1, ou seja, os que tem maior vigor vegetativo, como detalha a descrição na legenda.

Figura 7. Cartas georreferenciadas de NDVI nos anos 2015 e 2018

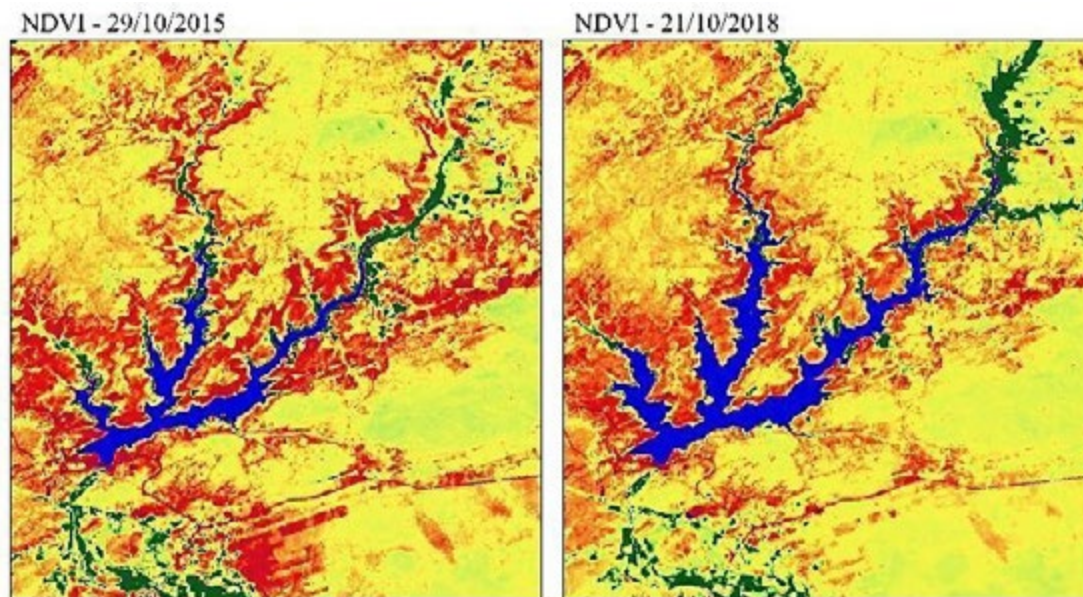


Fonte: Salgueiro *et al.* (2020)

Também, para os menores valores de NDVI (Figura 7), tem-se a presença de mananciais hídricos representado pelo Açude Poço da Cruz situado no município de Ibirimir-PE e outros pequenos rios localizados nos municípios de Sertânia-PE e Custódia-PE, que se encontram entre os valores menores que zero (NDVI < 0,00). Para as porções da superfície que representam o intervalo de 0,21 a 0,30 demonstraram presença de vegetação mais esparsa, onde estão mais próximas ao Perímetro Irrigado do Moxotó (PIMOX) situado no município de Ibirimir. Este resultado de intervalo de NDVI foi similar ao constatado por Vasconcelos *et al.* (2015) no Sertão Pernambucano (2004 e 2009) com valores de NDVI entre 0,00 e 0,30 em áreas próximas aos perímetros irrigados de Petrolina-PE.

Têm-se abaixo o comparativo temporal dos principais mananciais hídricos inseridos no cenário estudado, sendo observado um aumento gradual na área do espelho d'água ao analisar a Figura 8, referente ao Açude Poço da Cruz.

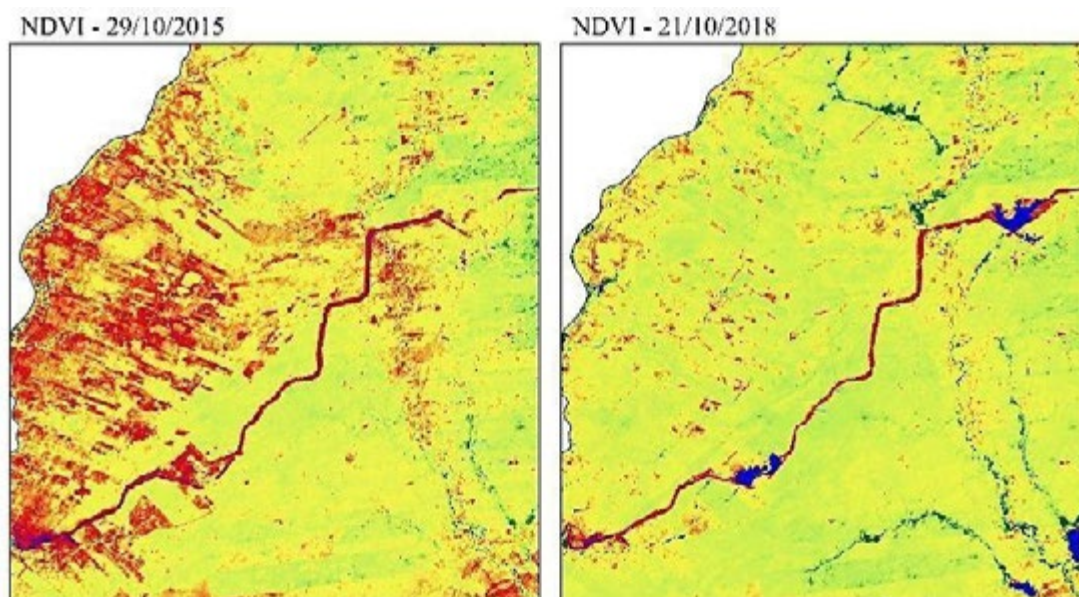
Figura 8 – Açude Poço da Cruz em Ibimirim-PE nos anos 2015 e 2018



Fonte: Salgueiro *et al.* (2020)

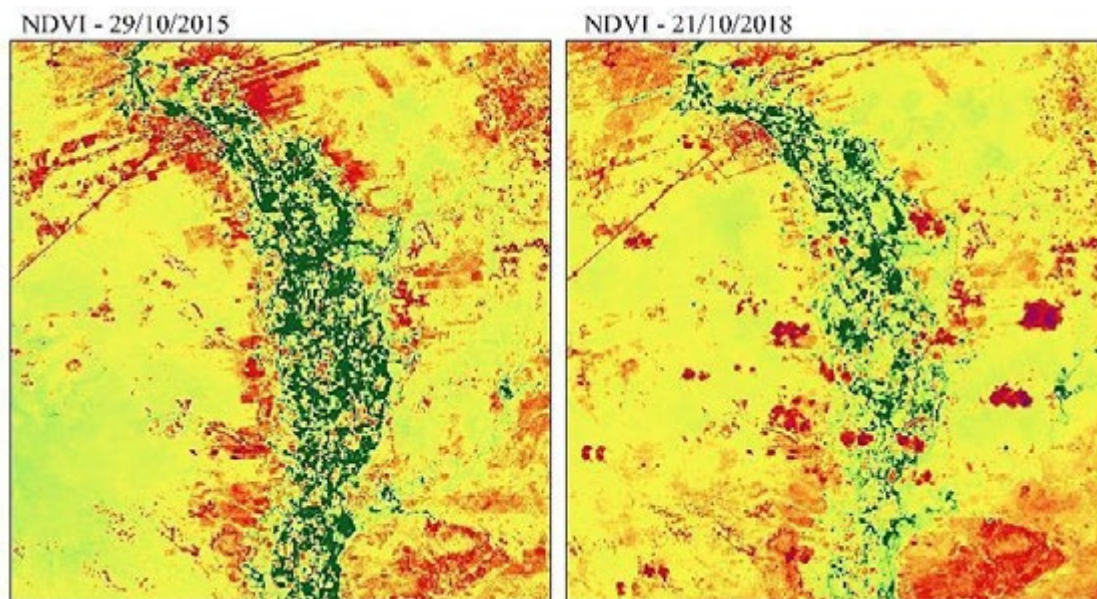
Além disso, em relação a Figura 9, localizado em Custódia - PE foi notável a presença de corpos hídricos ao longo do Eixo Leste da Transposição do Rio São Francisco, onde na imagem referente ao ano 2015 não foram detectados. Ambas as situações podem ser reafirmadas a partir da comparação dos dados pluviométricos (Figura 3), uma vez que apesar de serem observados somatórios nulos para o mês de outubro tanto para 2015 quanto 2018, são perceptíveis altos índices nos meses anteriores referentes ao ano de 2018, justificando tais resultados. Este resultado de visualização de corpos hídricos pelo NDVI foi similar a pesquisa desenvolvida por Leonardo *et al.* (2019) quando identificaram a região do rio Pajeú na barragem de Serrinha, referente aos anos 2005 e 2018.

Figura 9 – Trecho do Eixo Leste da Transposição do Rio São Francisco em Custódia-PE



Fonte: Salgueiro *et al.* (2020)

Figura 10 – Perímetro Irrigado PIMOX situado em Ibimirim-PE em 2015 e 2018



Fonte: Salgueiro *et al.* (2020)

Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) e Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI) - reservatório da Barragem Tucutu - Cabrobó - Pernambuco

Os valores estatísticos, obtidos a partir do processamento das imagens, foram descritos na Tabela 2. Foi possível comparar os valores encontrados para os dois índices estudados, onde o MNDWI apresentou valor máximo mais próximo de 1 que o NDWI na área de estudo. Os valores médios encontrados, NDWI (-0,3404) e MNDWI (-0,4027) foram semelhantes a pesquisa de Nascimento *et al.* (2019) quando delimitaram um trecho específico do Rio Pajeú que se encontra nos municípios de Serra Talhada, Mirandiba e São José do Belmonte-PE, onde encontraram valores médios NDWI (-0,3450) e MNDWI (-0,4462).

TABELA 2 - Dados estatísticos do NDWI e MNDWI

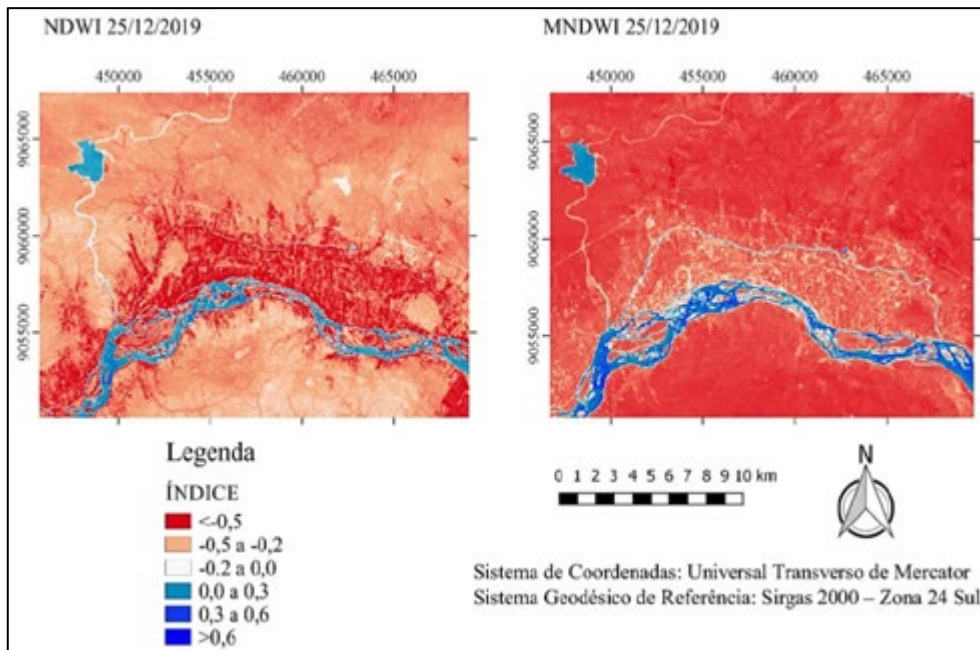
Imagem	Máximo	Médio	Mínimo	Desvio Padrão
NDWI	0,3202	-0,3404	-0,6950	0,1312
MNDWI	0,4338	-0,4027	-0,6017	0,1649

Fonte: Santos *et al.* (2020)

A partir da Figura 11 foram evidenciadas as imagens georreferenciadas, datadas de 25/12/2019, obtidas a partir do processamento das imagens para os índices NDWI (McFEETERS, 1996) e MNDWI (XU, 2006), respectivamente. Nas duas imagens, observou-se que os índices apresentaram valores positivos na presença de água e valores negativos para regiões com a presença de vegetação, solo exposto e área construída. Este resultado condiz com Xu (2006) que em sua pesquisa também encontrou valores positivos em áreas com presença de água e negativos em regiões com vegetação e construção. Na imagem do MNDWI, foi possível observar maior precisão do delineamento da Barragem Tucutu e de trechos do Rio São Francisco presentes nas imagens, decorrente da utilização do infravermelho médio.

Para melhor nível de detalhamento no comportamento dos índices, foi realizada o cálculo da lâmina d'água. Para o MNDWI a área superficial atingiu 2.281.500,00 m², enquanto o NDWI, constatou-se 2.268.900,00 m² de área. Resultados semelhantes entre os índices corroboram para a potencialidade da aplicação do MNDWI e NDWI na identificação, monitoramento e delimitação de mananciais hídricos. A pequena diferença entre as áreas encontradas se deu ao fato de que o MNDWI é mais adequado para identificação de águas claras, apresentando melhor delineamento da lâmina d'água, conforme Sun *et al.* (2012).

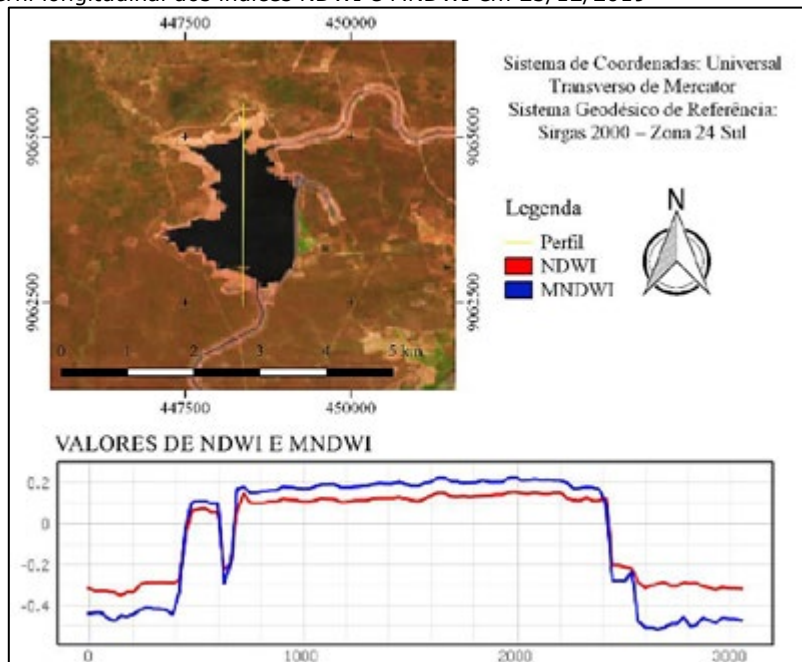
Figura 11 – Mapa das imagens do NDWI e MNDWI em 25/12/2019



Fonte: Santos *et al.* (2020)

A Figura 12 apresentou o perfil longitudinal dos índices NDWI (vermelho) e MNDWI (azul) na área da Barragem Tucutu, que possibilitou analisar a variação dos valores dos índices ao longo do trecho seccionado. Observou-se que o MNDWI apresentou pixels com valores maiores que o NDWI, delineando melhor o manancial hídrico, bem como a presença de um banco de areia (área inferior da Figura 12) com detecção no gráfico em valores negativos. Comportamento semelhante aos estudos desenvolvidos por Nascimento *et al.* (2019) quando utilizaram os índices de água NDWI e MNDWI no trecho da bacia hidrográfica do rio Pajeú e usaram os perfis longitudinais na área estudada. Ainda observando a Figura 12, os resultados também foram condizentes com os propostos por Xu (2006) ao desenvolver o MNDWI, ao destacar que em regiões onde há a presença de água o MNDWI apresentou valores mais positivos e, nas regiões onde observa-se a ausência de água apresentou valores mais negativos, em relação ao NDWI.

Figura 12 – Perfil longitudinal dos índices NDWI e MNDWI em 25/12/2019



Fonte: Santos *et al.* (2020)

Considerações Finais

O uso da geotecnologia no processamento do NDVI possibilitou o mapeamento da superfície do reservatório Poço da Cruz e seu entorno nos anos de 2009 e 2017, viabilizou a análise da variação espaço-temporal da região, fenômeno ligado aos registros pluviométricos do município no intervalo entre anos. Os resultados obtidos do mapeamento constataram a efetiva aplicabilidade do sensoriamento remoto na visualização do mosaico ambiental, em destaque de corpos hídricos e vegetação, sendo uma ferramenta aplicável pelos órgãos gestores do meio ambiente. Também, Pelos mapas temáticos do NDVI a partir de imagens orbitais foi possível visualizar as configurações superficiais hídricas e vegetadas do Semiárido pernambucano, especificamente nos municípios de Custódia, Ibimirim e Sertânia, bem como o eixo leste da integração do rio São Francisco. As configurações superficiais apresentaram consonância com os eventos chuvosos que ocorreram na área de estudo, apresentando eficiência da técnica, sendo suporte para auxiliar ações de gestão dos recursos hídricos.

Também foi possível delimitar e calcular a área do espelho d'água da Barragem Tucutu - Cabrobó - PE, integrante do PISF, de grande importância para a região, utilizando os índices espectrais NDWI e MNDWI. O MNDWI apresentou melhor resultado no destaque de corpos hídricos, em relação aos demais alvos, em comparação com o NDWI, devido a utilização da banda do infravermelho médio. Desta forma, este trabalho mostrou a potencialidade e eficiência da aplicação da geotecnologia com técnicas de Sensoriamento Remoto, para delimitação de mananciais hídricos a partir de índices espectrais.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelo Projeto Universitas - processo APQ 0300-5.03/17; ao Projeto de pesquisa "Coberturas vegetal e hídrica de bacias hidrográficas utilizando imagens orbitais no estado de Pernambuco", aprovado na Chamada Universal MCTIC/CNPq 2018, processo nº 433914/2018-1 da primeira autora; ao United States Geological Survey (USGS) pela imagem de satélite e; a Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) pelo banco de dados hidrológicos.

REFERÊNCIAS

- ABREU, K.M.P.; COUTINHO, L.M. Sensoriamento remoto aplicado no estudo da vegetação com ênfase em índice de vegetação e métricas da paisagem. *Revista Vértices*, 16 - 1, pp. 173 -196, 2014.
- ALBURQUERQUE, E. M.; ANDRADE, S. C. P.; MORAIS, H. F.; DINIZ, J. M. T ; SANTOS, C. A. C. Análise do comportamento do NDVI e NDWI sob diferentes intensidades pluviométricas no município de Sousa-PB. *Revista Estudos Geoambientais – Revista eletrônica (Online)*, v. 1, n. 1, 2014.
- ALMEIDA, D. N. O.; SANTOS, M. B.; SOUZA, A. M. P., MELO, J. P., OLIVEIRA, L. M. M. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) aplicado no mapeamento de corpo hídrico e vegetação. *Anais do XV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, evento online, 2020.
- ALMEIDA, D.N.O.; OLIVEIRA, L.M.M.; CANDEIAS, A.L.B.; NASCIMENTO, E. F.; LEITE, A.C.S. Água: discussões sobre o uso, acesso e inovação - obra do IX Meio Ambiente Em Foco – Capítulo 15 - Sensoriamento remoto do ambiente hídrico: índice de umidade (NDWI) no açude Poço da Cruz – PE - ISBN: 978-85-9535-084-7. Recife: Editora Itacaiúnas
- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/>>. Acesso: maio de 2021.
- AREKHI, M.; GOKSEL, C.; SANLI, F. B.; SENEL, G. Comparative Evaluation of the Spectral and Spatial Consistency of Sentinel-2 and Landsat-8 OLI Data for Igneada Longos Forest. *ISPRS International Journal Of Geo-information*, [s.l.], v. 8, n. 2, p. 56-73, 28 Jan 2019. DOI. 10.3390/ijgi8020056.
- BARET. F. & GUYOT. G. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35 (2 e 3): 161-173, 1991.
- Bezerra, U.A., Oliveira, L.M.M., Candeias, A.L.B., Silva, B.B., Leite, A.C.L., Silva, L.T.M.S., Comparativo do índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) entre os sensores OLI

- Satélite Landsat-8 e MSI - Satélite Sentinel-2 em Região Semiárida. Anuário do Instituto de Geociências 41, 167-177, 2018.

COHEN, W.B.; MAIERSPERGER, T.K.; GOWER S.T.; TURNER, D.P. An improved strategy for regression of biophysical variables and Landsat ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, (84), pp.561-571, 2003.

GAO, B.C. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, v. 58, nº. 3, p. 257-266, 1996.

MALINCONICO, C. H. S., SILVA JÚNIOR, U. J., SILVA JÚNIOR, A. J., MONTENEGRO, S. M. G. L., OLIVEIRA, L. M. M. Índices espectrais por sensoriamento remoto na bacia do rio Capibaribe para configurações hídrica e vegetal. Anais do XV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, evento online, 2020.

MARTÍNEZ-LÓPEZ, J.; CARREÑO, M.F; PALAZÓN-FERRANDO, J.A.; MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, J.; ESTEVE, M.A. Remote sensing of plant communities as a tool for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands in agricultural catchments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 26, p. 193-204, 2014.

MAXWELL, SUSAN K E SYLVESTER, KENNETH M (2012). Identification of "ever-cropped" land (1984-2010) using Landsat annual maximum NDVI image composites: Southwestern Kansas case study". *Remote sensing of environment*, v. 121, p. 186-195.

MCFEETERS, S.K "The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features". *International Journal of Remote Sensing*, v.17, n.7, p.1425-1432, 1996.

MERCIER, A.; BETBEDER, J.; BAUDRY, J.; LE ROUX, V.; SPICHER, F.; LACOUX, J.; ROGER, D.; HUBERT-MOY, L. Evaluation of Sentinel-1 & 2 time series for predicting wheat and rapeseed phenological stages. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, [s.l.], v. 163, p. 231-256, Mar 2020. DOI. 10.1016/j.isprsjprs.2020.03.009.

MOREIRA, M. A. Fundamentos do Sensoriamento Remoto e metodologias de aplicação. Viçosa: Ed. UFV, p. 307, 2003.

NASCIMENTO, E. F.; OLIVEIRA, L.M.M.; BEZERRA, U.A.; ALMEIDA, D.N.O.; AZEVEDO, L.S. Água: discussões sobre o uso, acesso e inovação - obra do IX Meio Ambiente Em Foco - Capítulo 16 - Variabilidade temporal do espelho d'água do reservatório Entremontes-Pernambuco utilizando sensoriamento remoto - ISBN: 978-85-9535-084-7. Recife: Editora Itacaiúnas, 2018.

Nascimento, E.F., Oliveira, L.M.M., Lima, J.F., Farias, A.A.M., Silva, J.G. Comparação de índices de água na identificação de corpo hídrico por sensoriamento remoto. Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos, 2019.

NOVAIS, L. R.; LIMA, A. C.; RODRIGUES, J. A.; COSTA, A. M. dos S.; BORGES, E. F.; ANJOS, C. S. Análise da vegetação da Área de Preservação Ambiental de São Desidério - BA, a partir do NDVI e NDWI. Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), INPE, pp. 1888 - 1894, 2011.

PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. São José dos Campos: A Silva Vieira Ed. 135 p., 2010.

RODRIGUES, D.F.B. "Análise Multitemporal de Parâmetros Biofísicos por Sensoriamento Remoto no Entorno do Reservatório Jucazinho - PE". Anais do XIV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Maceió, Alagoa, pp. 1-10, 2018.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. *Prog. Rep. RSC 1978-1. Remote Sensing Cent. Texas A&M University, College Station. 1973.* Disponível em: <<https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19730017588.pdf>>. Acesso em maio de 2020.

SALGUEIRO, C. O. B., ALMEIDA, D. N. O., SILVA JÚNIOR, U. J., SANTOS, S. M., OLIVEIRA, L. M. M. NDVI aplicado nas configurações superficiais hídricas e vegetadas do semiárido pernambucano. Anais do XV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, evento online, 2020.

SILVA, B.B.; LOPES, G.M.; AZEVEDO, P.V. Balanço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens Landsat 5 – TM. Revista Brasileira de Meteorologia, v.20, n.2, p.243-252, 2005.

Sun, F., Sun, W., Chen, J., & Gong, P. (2012). "Comparison and improvement of methods for identifying waterbodies in remotely sensed imagery". International Journal of Remote Sensing, 33 (21), 6854-6875. doi: 10.1080 / 01431161.2012.692829

TESTA, S.; SOUDANI, K.; BOSCHETTI, L.; MONDINO, B. E. MODIS-derived EVI, NDVI and WDRVI time series to estimate phenological metrics in French deciduous forests. International Journal Of Applied Earth Observation And Geoinformation, [s.l.], v. 64, n.1 p.132-144, Aug 2018. DOI. 10.1016/j.jag.2017.08.006

URSULINO, B.S.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; OLIVEIRA, L.M.M.; RIBEIRO NETO, A.; VASCONCELOS, R.S.; MONTEIRO, S.M.G.L.; MOURA, G.B.A.; GUSMÃO, A.C.V.L.; SILVA, B.B., OLIVEIRA, L.M.M.; COELHO, V.H.R. Índice de Vegetação e Temperatura da Superfície por Sensoriamento Remoto para o Sertão do São Francisco. Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Brasília, 2015.

XU, H. Modificação do índice de diferença de água normalizada (NDWI) para melhorar as características de água aberta em imagens de sensoriamento remoto, International Journal of Remote Sensing, 27:14, p. 3025-3033, 2006.

APLICAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS E MODELAGEM HIDROLÓGICA COMO SUPORTE AO ESTUDO INTEGRADO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Suzana Maria Gico Lima Montenegro

Diego Cezar dos Santos Araújo

Ana Cláudia Villar e Luna Gusmão

Jussara Freire de Souza Viana

Bruno e Silva Ursulino

Carolynne Wanessa Lins de Andrade Farias

Introdução

A água é um recurso indispensável para o desenvolvimento econômico e social. No entanto, a atual pressão sobre os recursos hídricos, decorrente do acelerado crescimento econômico e populacional, está cada vez mais despertando a atenção dos governos e da sociedade civil para a necessidade de gestão integrada e participativa desse recurso, visando sua preservação. Dentro desse cenário, é necessário reconhecer que a crise ambiental já é uma realidade, especialmente quando se considera as perspectivas de impactos futuros decorrentes das mudanças climáticas, que podem gerar eventos hidrológicos extremos.

De acordo com o Plano Nacional de Segurança Hídrica - PNSH (ANA, 2019), para reverter o quadro de insegurança hídrica previsto para os próximos anos, especialmente no Nordeste, é necessário o aperfeiçoamento da gestão dos recursos hídricos, e uma das formas de contribuir com esse processo é através de monitoramento contínuo dos processos hidrológicos, que pode subsidiar o planejamento e tomada de decisões. Esse quadro se tornou ainda mais relevante frente à última seca vivenciada pelo semiárido entre os anos de 2012 e 2017, considerada uma das mais severas das últimas décadas e que gerou grandes impactos econômicos, sociais e ambientais (ROSSATO *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2018).

Existem diversas ferramentas que possibilitam o estudo avançado de processos hidrológicos para fins de gestão. Nos últimos anos, aplicações com modelagem hidrológica estão em contínuo avanço no semiárido brasileiro, especialmente para a determinação de vazões de referência para fins de outorga ou modelagem de outros parâmetros hidrológicos difíceis de serem mensurados de forma direta, como a umidade do solo (URSULINO *et al.*, 2019; VIANA *et al.*, 2021). Aliado a isso, há as geotecnologias, formadas por um conjunto de ferramentas bastante avançadas que contribuem de forma indispensável em estudos ambientais, com destaque para os dados de sensoriamento remoto, que atualmente favorecem uma infinidade de aplicações hidrológicas. Esses dados, inclusive, podem ser utilizados de forma integrada a modelos hidrológicos, ampliando a possibilidade de aplicações em regiões com escassez de registros *in situ* e potencializando os estudos com essas ferramentas (ARAÚJO *et al.*, 2021).

Junto com o rápido avanço tecnológico, cresce também a necessidade de máquinas cada vez mais potentes para o processamento dos dados. Quando as aplicações requerem quantidade massiva de informações espaciais, na escala de *petabytes*, as tradicionais avaliações realizadas a partir de microcomputadores nem sempre é viável e eficiente. Como esses produtos estão disponíveis de forma gratuita em várias agências governamentais, como a *National Aeronautics and Space Administration (NASA)*, *US Geological Survey*, *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)* e *European Space Agency (ESA)*, ao longo dos anos foram desenvolvidas diversas ferramentas para favorecer a manipulação desses dados, dentre elas o *Google Earth Engine - GEE* (VILLAVICENCIO *et al.*, 2018; MUTANGA; KUMAR, 2019). Atualmente o GEE tem sido utilizado, inclusive, como ferramenta auxiliar na validação de modelos hidrossedimentológicos (MONARA *et al.*, 2020), além da sua já conhecida utilização em estudos ambientais (AZEVEDO; BARBOSA, 2020).

Quando se fala de gestão hídrica, é necessário considerar os efeitos que as mudanças climáticas irão causar sobre diversas regiões do Brasil. Mais especificamente no semiárido, é esperada a redução das precipitações e aumento de temperatura, fenômenos que podem ocasionar intensificação de eventos extremos de seca e, conseqüentemente, favorecer processos de desertificação e mudanças de uso e ocupação do solo, gerando impactos

econômicos e sociais (ANDRADE *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2021). Nesse sentido, fica mais evidente a necessidade de monitorar os processos hidrológicos de forma contínua, tanto para a aplicação de medidas no presente quanto para a avaliação de possíveis impactos futuros sobre os recursos hídricos, permitindo a adoção de medidas de planejamento e mitigação.

No semiárido de Pernambuco, algumas ações já vêm sendo adotadas por diversos grupos de pesquisa, incluindo as instituições que compõem a "Aliança para gestão de recursos hídricos no semiárido de Pernambuco (Universitas)". O objetivo desse documento é destacar algumas das principais aplicações realizadas utilizando ferramentas de geoprocessamento (com foco em sensoriamento remoto) e modelagem hidrológica, além de enfatizar a importância da computação em nuvem para facilitar estudos ambientais e aplicações que possam favorecer a gestão hídrica e tomada de decisões, especialmente no semiárido.

Material e Métodos

Bacias hidrográficas avaliadas

As aplicações foram realizadas em bacias prioritárias que estão total ou parcialmente inseridas no semiárido pernambucano, conforme premissa do projeto "Aliança para gestão de recursos hídricos no semiárido de Pernambuco (Universitas)". As bacias selecionadas foram utilizadas como referência para estudos envolvendo a dinâmica espaço-temporal dos recursos hídricos a partir modelagem hidrológica, sensoriamento remoto e processamento digital em nuvem, por meio de aplicações com o *Google Earth Engine (GEE)*, sendo elas:

a) Bacia do Rio Una: a bacia está localizada no sul do litoral do estado de Pernambuco, nas coordenadas geográficas 08°17'14" e 08°55'28" de latitude sul, e 35°07'48" e 36°42'10" de longitude oeste, limitada ao norte pela bacia do rio Ipojuca e pela bacia do rio Sirinhaém, ao sul pela bacia do rio Mundaú e pelo estado de Alagoas, a leste pelo Oceano Atlântico e a oeste pelas bacias dos rios Ipojuca e Ipanema (Figura 1). A bacia possui nascente na serra da Boa Vista, localizada no município de Capoeiras, a uma altitude de 900 metros em Pernambuco, possui extensão de cerca de 290 km tendo como principais afluentes os rios Chata, Pirangi, Jacuípe e Caraçu. O rio Una possui escoamento intermitente até o município de Altinho quando passa a ser perene. Possui área de 6.786 km², onde 6.293 km² estão em Pernambuco e 493 km² em Alagoas, e abrange 42 municípios, inseridos ou parcialmente inseridos na mesma (DANTAS, 2012). O clima da região da Zona da Mata é quente e úmido com totais anuais de precipitação elevados, superiores a 1000 milímetros, com média anual de 1500 milímetros.

b) Bacia do Rio Mundaú: a bacia hidrográfica do rio Mundaú (Figura 1) está localizada entre em os estados de Pernambuco e Alagoas, entre as coordenadas 8°42' e 9°36' de latitude Sul e 36°39' e 35°47' de longitude Oeste (Figura 1). Ocupa uma área de 4.101,90 km² e abrange 16 municípios do Estado de Pernambuco e 17 municípios do Estado de Alagoas (GOMES *et al.*, 2014). As médias pluviométricas anuais na área da bacia variam entre 527 mm e 1.910 mm, apresentando chuvas distribuídas de forma bastante heterogênea ao longo de toda a bacia (SILVA *et al.*, 2018). Conforme a classificação climática de Köppen (1931), a bacia apresenta um clima do tipo As (clima tropical com estação seca de verão), Am (clima de monção), Csa (clima temperado úmido com verão seco e quente) e Csb (clima temperado úmido com verão seco e temperado).

c) Bacia do Rio Tapacurá: a bacia fica localizada entre as coordenadas 35°05' e 35°30' de longitude Oeste e 07°58' e 08°13' de latitude Sul, com área de drenagem de aproximadamente 480 km² (Figura 1). Os solos da bacia são predominantemente do tipo Argissolo Vermelho seguido do Argissolo Amarelo. Há também, em menor proporção, Gleissolo, Luvisolo, Neossolo, Quartzarênico, Neossolo Regolítico e Latossolo Amarelo. Sua paisagem é composta por remanescentes da Mata Atlântica e alguns remanescentes de Caatinga. O clima dominante é o As', qual seja, clima quente e úmido do tipo pseudotropical na classificação climática de Köppen. A temperatura média mensal oscila entre 23,7 e 27,0 °C e a precipitação média anual é de 1.017 mm (DUARTE *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2012).

d) Bacia do Rio Pajeú: a bacia está, em sua totalidade, no Estado de Pernambuco, entre as coordenadas geográficas de 07° 16' 20" e 08° 56' 01" de latitude sul e 36° 59' 00" e 38° 57' 45" de longitude a oeste de Greenwich (Figura 1). Está inserida na região fisiográfica do Sertão de Pernambuco, nas microrregiões do Pajeú, do Sertão do Moxotó, do Salgueiro e de Itaparica. É a maior bacia do Estado, com uma área de 16.838,70 km². Os municípios totalmente inseridos na bacia do rio Pajeú são Afogados da Ingazeira, Betânia, Brejinho, Calumbi, Flores, Ingazeira, Itapetim, Quixabá, Santa Cruz da Baixa Verde, Santa Terezinha,

São José do Egito, Serra Talhada, Solidão, Tabira, Triunfo e Tuparetama. Os municípios parcialmente inseridos na bacia são Belém do São Francisco, Custódia, Ibimirim e Salgueiro.

Figura 1 - Localização das bacias hidrográficas estudadas na linha estruturante considerada, em Pernambuco



Fonte: os autores

Principais aplicações realizadas nas bacias selecionadas

• Modelagem hidrológica e sensoriamento remoto

Dentro desse segmento, foram realizados alguns estudos que focaram na utilização de modelagem hidrológica e de produtos e técnicas de sensoriamento remoto para a avaliação de parâmetros hidrológicos que possuem relevância em diversas aplicações, incluindo a gestão de recursos hídricos. Seja a partir de modelos numéricos, semi-distribuídos e distribuídos ou considerando a integração do sensoriamento remoto com a modelagem hidrológica, esses estudos possuem grande potencial para auxiliar no processo de gestão no semiárido de Pernambuco por possibilitarem um estudo mais detalhado dos processos hidrológicos. Dentre as principais aplicações, destacam-se:

- Modelagem hidrológica como suporte à avaliação de impactos das mudanças climáticas

Estudos com modelagem hidrológica estão sendo continuamente em Pernambuco, especialmente nas bacias que compõem o Sistema de Unidades de resposta hidrológica para Pernambuco (SUPer), que é um sistema interativo de modelagem hidrológica e de qualidade de água que utiliza como mecanismo de modelagem a Ferramenta de Avaliação do Solo e da Água - *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT). Além da avaliação de processos hidrossedimentológicos, o SWAT permite avaliar os impactos de mudanças climáticas, decorrentes do aumento na emissão de gases do efeito estufa, sobre os processos hidrológicos nas bacias estudadas (ANDRADE *et al.*, 2020).

As aplicações com calibração e validação do SWAT foram executadas nas bacias dos rios Pajeú e Mundaú, tendo como objetivo avaliar as estimativas do balanço hidrossedimentológico e projetar cenários de possíveis impactos sobre os recursos hídricos, oriundos de mudanças climáticas e de uso do solo, empregando-se para isto, o modelo hidrossedimentológico SWAT, tecnologias remotas e geoprocessamento.

Para obter a modelagem inicial através da execução do modelo SWAT, foram utilizados três diferentes arquivos geoespaciais, compostos pelo modelo digital de elevação (MDE), mapa de tipos de solo e o mapa de uso e ocupação do solo da área da bacia. Além desses arquivos, também foram utilizados dados tabulares referentes às condições climáticas da região de estudo (precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa), informações de solos, de relevo e reservatórios. A calibração e validação do modelo para o Pajeú e Mundaú foram realizadas no *software* SWAT-CUP, que é um programa executado de maneira independente ao SWAT, que promove a leitura dos dados de saída do modelo, em formato "txt", para realização do processo de calibração e validação. A descrição detalhada das etapas de processamento do modelo SWAT está descrita em Viana *et al.* (2021).

Para gerar cenários climáticos regionalizados para a área das bacias dos rios Pajeú e Mundaú, foram utilizados dados correspondentes aos cenários climáticos para o período histórico (1961 a 2005) e para os cenários futuros (2006 a 2099). Os dados foram obtidos pelo site da PROJETA (Projeções de mudança do clima para a América do Sul regionalizadas pelo Modelo ETA), desenvolvido pelo CPTEC/INPE, e pela Universidade de Passo Fundo.

Para a avaliação dos impactos das mudanças climáticas, os dados futuros foram divididos em três períodos de tempo de curto, médio e longo prazo, até o final do século 21, sob duas vias de concentração representativas (RCP 4.5 e RCP 8.5), que expressam as trajetórias de concentrações de gases do efeito estufa, com o RCP 4.5 sendo um cenário considerado intermediário e o RCP 8.5 o mais pessimista (Sousa *et al.*, 2019). Esses dados foram corrigidos em relação à tendência por meio do *software* *Climate Model for Hydrologic Modelling* (CMhyd). Mais informações sobre o procedimento metodológico deste estudo podem ser verificadas em Andrade *et al.* (2020).

- *Sensoriamento remoto como suporte à modelagem hidrológica em condições de escassez de dados 'in situ'*

Nesse estudo, realizado na bacia do Rio Una, foi utilizado o modelo *Flash-flood Event-based Spatially distributed rainfall-runoff Transformation - Energy Water Balance* (FEST-EWB), que é totalmente distribuído e foi desenvolvido na Itália (ARAÚJO *et al.*, 2021). Essa foi a primeira aplicação com o FEST-EWB na América. Para calibração, o modelo utiliza diversos parâmetros geoespaciais de vegetação e solo, como temperatura de superfície do solo, albedo, resistência estomática, índice de área foliar, curva-número e altura da vegetação. Como esses dados não estão disponíveis espacialmente a partir de bases *in situ*, foi utilizado o sensor MODIS, a bordo do satélite Terra, da NASA; o MODIS fornece alguns desses parâmetros e os demais podem ser computados de forma indireta. O objetivo da aplicação foi obter dados de umidade do solo e temperatura de superfície (LST) espacialmente ao longo de toda a bacia, com altíssima resolução espacial (250 m²) e resolução temporal sub-diária. A validação desses dados ocorreu a partir de dados de umidade do solo e LST coletados em superfície, fornecidos pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (INMET), Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN).

De forma resumida, o FEST-EWB é baseado nas equações do balanço hídrico e de energia, e realiza o processo de calibração por meio de etapas iterativas baseadas em abordagem de 'tentativa e erro', considerando cada pixel do domínio da bacia (250 m²) como um ponto de calibração isolado, já que se trata de um modelo distribuído. A cada novo processo iterativo, o algoritmo do modelo altera, espacialmente, os parâmetros de entrada, até que os erros sejam os menores possíveis. Todo o processo de calibração é baseado na temperatura representativa de equilíbrio (RET), variável de saída do FEST-EWB que é equivalente à temperatura de superfície do solo (LST) do MODIS. Por conta disso, o produto de LST do MODIS é utilizado como referência para a validação, a partir da comparação com a RET em ambiente de programação. Dessa forma, o processo iterativo de calibração ocorre de forma automática em cada pixel do domínio da bacia a partir de condições prévias definidas pelo pesquisador. Quanto mais próxima a RET for da LST, mais precisa será a calibração. Detalhes sobre o processo de calibração do FEST-EWB estão descritas em Araújo *et al.* (2021) e Corbari *et al.* (2014).

Depois de calibrado, conforme já mencionado, o FEST-EWB foi validado utilizando duas abordagens, de forma espacial e pontual. Espacialmente, o modelo foi validado utilizando imagens de LST do próprio MODIS. No entanto, considerando que o MODIS também possui erros sistemáticos indissociáveis a produtos de sensoriamento remoto, a calibração também foi realizada pontualmente, a partir de dados de umidade do solo e LST obtidos *in situ*.

- *Avaliação da dinâmica da umidade do solo a partir de experimentação e modelagem*

A umidade superficial do solo desempenha um papel fundamental no ciclo hidrológico, pois controla os fluxos de água entre o solo, a vegetação e a atmosfera. Além disso, o conhecimento sobre a umidade do solo é amplamente exigido em muitos estudos agrícolas e aplicações relacionadas ao manejo da irrigação, além de ser uma variável chave do ciclo hidrológico, essencial para a gestão hídrica. Apesar de ter sua importância largamente reconhecida, a umidade do solo ainda é difícil de ser mensurada em grande escala, principalmente porque requer grande aparato instrumental, com campanhas de instalação e manutenção periódica. Algumas das alternativas adotadas para contornar essa limitação é adoção de algumas técnicas, como sensoriamento remoto e modelagem hidrológica. Nesse estudo, foi utilizado o modelo numérico Hydrus-1D.

O estudo avaliou a dinâmica da umidade do solo na bacia hidrográfica do Rio Tapacurá, localizada entre o Agreste e a Zona da Mata do Estado de Pernambuco, e contemplou as etapas de monitoramento do conteúdo de água na zona vadosa, a caracterização física e hidrodinâmica do solo, a calibração de sondas de Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR), além da aplicação do Hydrus-1D para modelagem do escoamento unidimensional em três estações na bacia (EP1, EP2 e EM), durante os anos de 2015 e 2016. Um dos objetivos principais consistiu na avaliação da resposta do modelo Hydrus-1D para simular a dinâmica da umidade do solo por meio da implementação de parâmetros hidrodinâmicos do solo estimados em campo. O princípio de funcionamento do Hydrus-1D está detalhado em Ursulino *et al.* (2019).

• **Geoprocessamento a partir de computação em nuvem (Google Earth Engine)**

A automação de avaliações e processamento de dados é essencial para acelerar a obtenção de resultados e, dessa forma, facilitar as etapas de planejamento e tomada de decisões. Pensando nisso, atividades que anteriormente necessitavam de grande esforço operacional e computacional estão atualmente sendo migradas para ambiente de programação em nuvem, que trata esses dados de forma mais rápida e eficiente, exigindo pouco esforço do pesquisador para a aquisição e integração das informações. Com foco principal na plataforma *Google Earth Engine* (GEE), a principal aplicação realizada e que está em contínuo processo de aperfeiçoamento é tratada nesse tópico.

- *Avaliação das mudanças de cobertura do solo em bacia do semiárido pernambucano*

O estudo avaliou a mudança de uso e cobertura do solo ao longo do tempo para a bacia do rio Pajeú, localizada no semiárido de Pernambuco. A avaliação do uso e ocupação do solo na Bacia do Pajeú foi realizada com o objetivo de compreender a variabilidade espacial dos usos da região e verificar se houve mudanças significativas na paisagem, em um período de trinta e nove anos, compreendendo os anos de 1990, 2000, 2010, 2019.

Tais mudanças foram analisadas através de diferentes produtos, dentre eles: 1) produto de precipitação global conhecido como *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS), que faz a estimativa espacial da precipitação pluviométrica a partir de pluviômetros e observações de satélite e; 2) MapBiomas (Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso da terra do Brasil). Todos os produtos foram obtidos e/ou calculados em computação em nuvem através da plataforma GEE.

Após o processamento dos dados, os resultados gerados pelos diferentes produtos foram avaliados e comparados com o intuito de detectar possíveis mudanças de cobertura do solo na bacia do Rio Pajeú ao longo do período considerado.

Resultados e Discussão

• **Modelagem hidrológica e sensoriamento remoto**

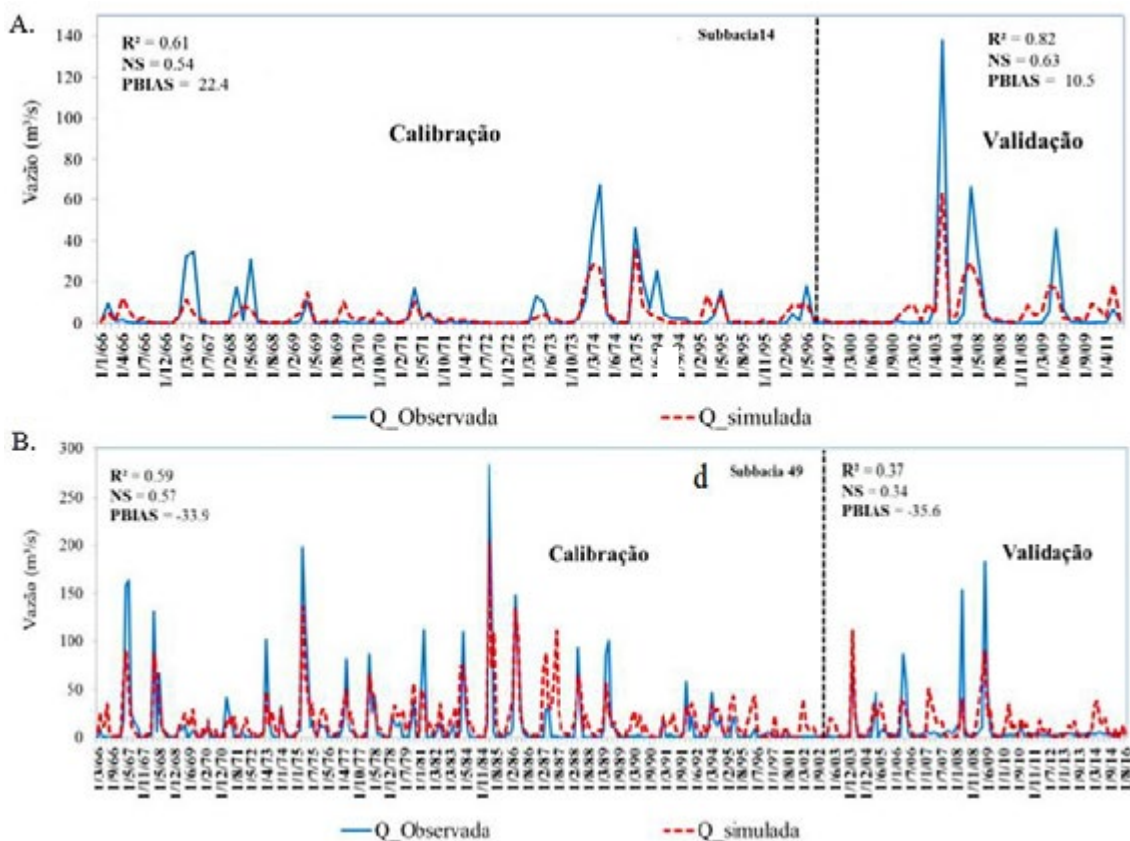
- *Modelagem hidrológica como suporte à avaliação de impactos das mudanças climáticas*

Na bacia do Rio Pajeú, os resultados obtidos com a modelagem foram satisfatórios no que concerne aos processos de calibração e validação para os postos fluviométricos analisados e parte dos dados de reservatório. O volume dos reservatórios foi utilizado apenas para calibração do modelo, devido à falta de dados suficientes para realizar o processo de validação.

A Figura 2 apresenta os resultados das calibrações e validações para dois postos fluviométricos inseridos nas sub-bacias 14 e 49, respectivamente. Para a sub-bacia 14 (Figura 2A), o modelo não representou muito bem os picos da vazão, como ocorreu com a vazão de base, que apresenta valores simulados mais ajustados aos observados. No entanto, apesar do ajuste dos

picos ter sido menor, os valores de R^2 , NS e PBIAS foram considerados satisfatórios para este posto fluviométrico, segundo Moriasi *et al.* (2007). Já para a sub-bacia 49 (Figura 2B), é possível observar que o modelo também representa bem a variabilidade da vazão para o período histórico na calibração, com um ajuste melhor em alguns picos maiores de vazão para este posto, porém superestima os valores mínimos em boa parte da série, indicando valores menores de R^2 , NS e PBIAS. Apesar disso, os valores de R^2 e NS são considerados satisfatórios, porém PBIAS é considerado insatisfatório, influenciado por esta superestimativa.

Figura 2. Resultado da calibração e validação com a variável vazão (m^3/s) para os postos fluviométricos das sub-bacias 14 (A) e 49 (B), para o período de 1966 a 2016. R^2 : coeficiente de determinação; NS: coeficiente de Nash-Sutcliffe; PBIAS: percentual de tendência

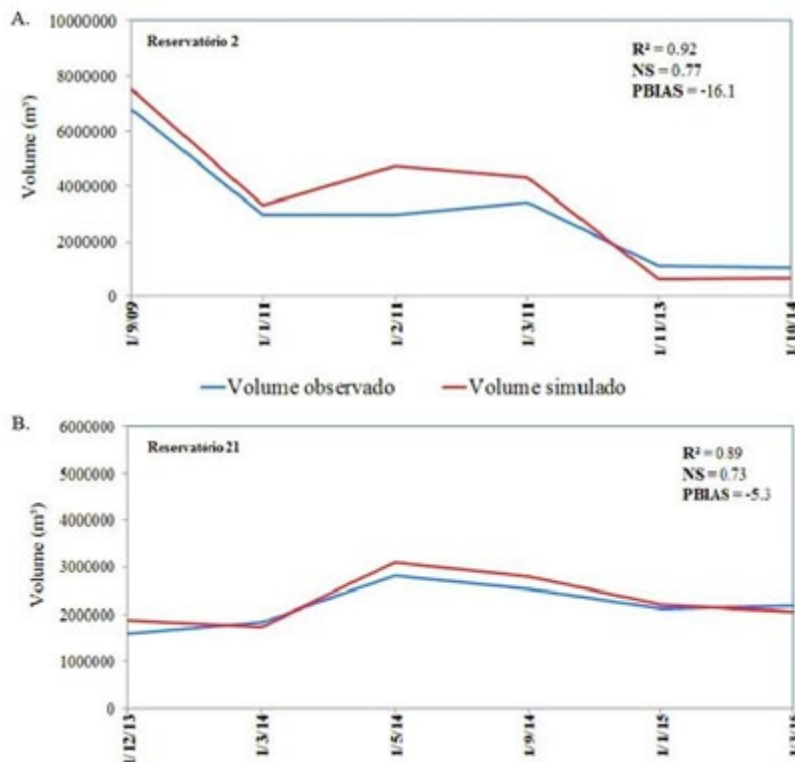


Fonte: os autores

Durante a validação, o posto fluviométrico inserido na sub-bacia 14 apresentou resultados estatísticos considerados muito bons, satisfatórios e bons, respectivamente, ao passo que na sub-bacia 49, esses resultados foram insatisfatórios, no entanto, os valores positivos indicam uma possível melhora dos dados caso houvesse uma série maior e de melhor qualidade (MORIASI *et al.*, 2007).

A Figura 3 refere-se à calibração com dados de volume de quatro reservatórios localizados na bacia do Rio Pajeú. Devido à deficiência dos dados em muitos dos reservatórios inseridos na bacia, só foi possível aplicar o processo de calibração, não sendo possível a validação. Na Figura 3A, referente ao reservatório inserido na sub-bacia 2, observa-se que o volume simulado se ajusta bem ao observado, apesar de apresentar uma pequena superestimativa em grande parte da série adotada. Os valores de R^2 e NS são considerados muito bons e PBIAS satisfatório. Para o reservatório da sub-bacia 21 (Figura 3B), observa-se um ajuste quase que perfeito do modelo em relação aos dados de volume medidos, com valores de R^2 e PBIAS considerados muito bons e de NS bom. Em boa parte da série, o volume simulado apresentou uma pequena superestimativa em relação ao volume observado.

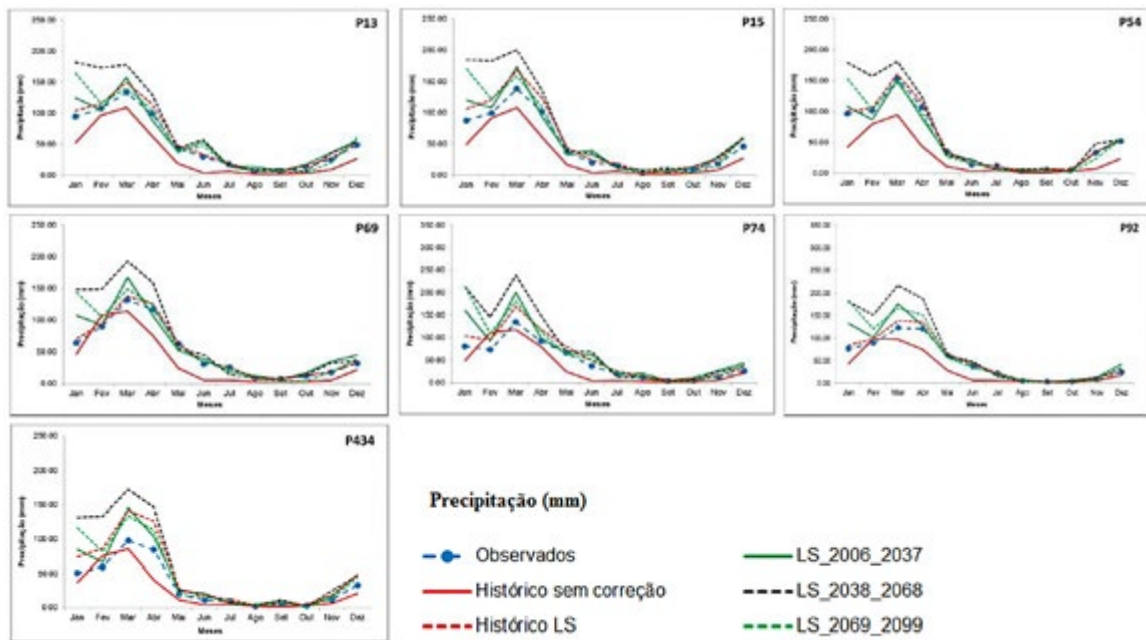
Figura 3. Resultado da calibração para a variável volume do reservatório (m³) nos reservatórios 2 (A) e 21 (B) para períodos distintos, de acordo com a disponibilidade dos dados. R²: coeficiente de determinação; NS: coeficiente de Nash-Sutcliffe; PBIAS: percentual de tendência



Fonte: os autores

No que diz respeito aos cenários climáticos, o modelo Eta-HadGEM2, utilizado nesse estudo para cenários futuros, indica um aumento da precipitação entre os meses de janeiro a abril na área da bacia e um período mais seco nos meses de maio a dezembro, na maior parte dos postos de precipitação analisados. A Figura 4 representa o comparativo da pluviometria média mensal entre os dados observados, os dados históricos sem correção, os dados históricos corrigidos pelo método *Linear Scaling* (LS) e os cenários futuros corrigidos, para alguns dos pontos considerados e apenas para a forçante radiativa RCP 4.5. É possível observar que após o processo de correção, o dado histórico se ajustou melhor ao dado observado, na maior parte dos postos analisados, com algumas superestimativas e subestimativas, sobretudo nos meses de janeiro a abril. No que diz respeito à correção dos cenários futuros, os resultados mostram uma superestimativa em relação aos dados observados, principalmente nos meses de janeiro a abril, que corresponde a parte do período chuvoso dessa área, em grande parte dos postos analisados.

Figura 4. Média mensal da pluviometria corrigida com dados observados para cenários históricos e futuros, em diferentes períodos de tempo, para modelo climático Eta-HadGEM2 na bacia do Rio Pajeú. LS: linear scaling

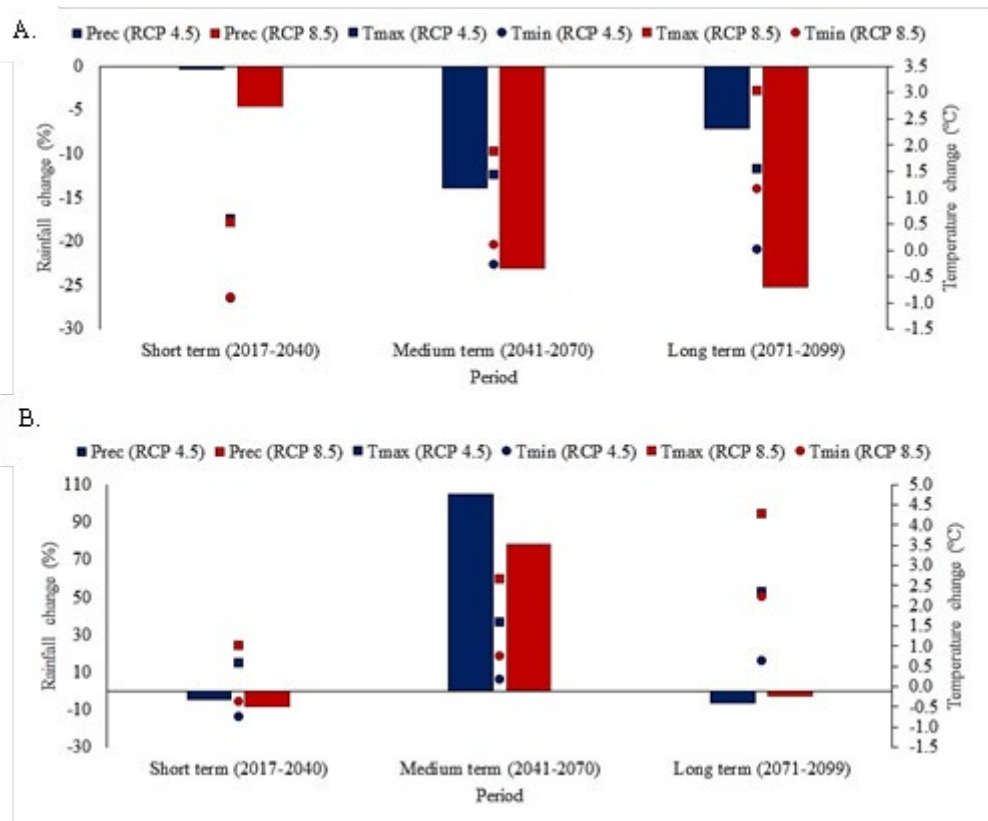


Fonte: os autores

De modo geral, a variabilidade dos cenários futuros e históricos ao longo dos meses analisados mostra-se coerente com os dados observados, acompanhando o período mais chuvoso e mais seco na região. Nesta perspectiva, os cenários futuros indicam um aumento das chuvas na região dos postos analisados, entre os meses de janeiro a abril, e um período mais seco entre maio e dezembro, com pequenas variações nesses últimos meses.

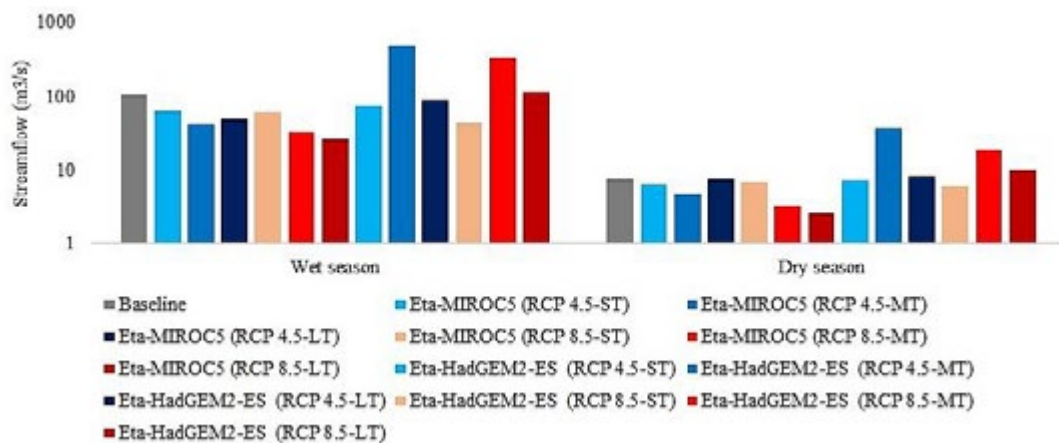
Para a bacia do Rio Mundaú, a previsão é de ocorrência de grandes efeitos das mudanças climáticas sobre o balanço hídrico. No futuro, redução das chuvas e aumento das temperaturas são esperados para a bacia nos três períodos de tempo analisados em ambos modelos e cenários RCPs (Figura 5). Em termos sazonais, menos precipitação e, conseqüentemente, geração de escoamento, são esperados na estação chuvosa e muito menos durante a estação seca (Figura 6). As projeções do Eta-MIROC5 indicaram que a bacia do Rio Mundaú ficará mais quente e seca, possivelmente causando escassez de água em toda a bacia. Como resultado, os recursos hídricos podem não ser suficientes para suportar demandas populacionais, econômicas e ambientais até o final do século 21. Para mitigar os impactos das alterações climáticas, a avaliação de estratégias de adaptação adequadas é essencial (ANDRADE *et al.*, 2021).

Figura 5. Mudanças na precipitação anual, temperaturas máxima e mínima na bacia do Rio Mundaú, segundo os modelos Eta-MIROC5 (A) e Eta-HadGEM2-ES (B) em dois cenários RCP para os períodos 2017–2040, 2041–2070 e 2071–2099



Fonte: Andrade et al. (2020)

Figura 6. Vazão sazonal média simulada pelo modelo SWAT para períodos futuros em cenários de RCPs em comparação com o período observado (*baseline*)



Fonte: Andrade et al. (2020)

- Sensoriamento remoto como suporte à modelagem hidrológica em condições de escassez de dados *in situ*

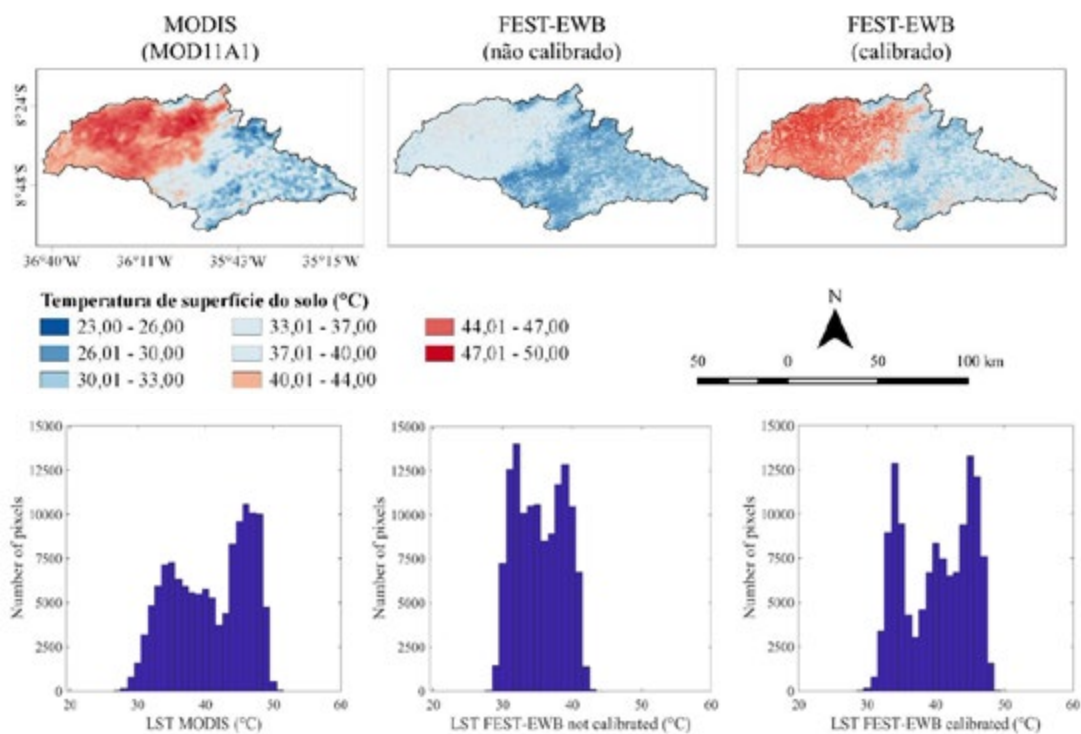
A modelagem hidrológica é uma das principais alternativas para a estimativa de atributos hidrológicos em diferentes escalas espaciais e em condições de escassez de dados *in situ*. Quando os parâmetros de entrada requeridos para a execução do modelo não podem ser facilmente obtidos a partir de redes de monitoramento, tem-se como alternativa a utilização de produtos de sensoriamento remoto (VIANA *et al.*, 2021). No caso da Bacia do Rio Una, avaliada nesse estudo, a aplicação foi realizada com um modelo hidrológico distribuído, que requer grande quantidade de dados geoespaciais para sua execução. Dentre os parâmetros requeridos, estão inclusas diversas informações de propriedades de solo e vegetação. Como esses dados não estão

disponíveis diretamente para Pernambuco, foram utilizados produtos globais de sensoriamento remoto ou de reanálise para obtenção direta ou indireta desses atributos (ARAÚJO *et al.*, 2021).

Por ser um modelo distribuído, a calibração do modelo FEST-EWB difere da tradicional calibração realizada em pontos específicos da bacia. Para que a calibração seja realizada, o procedimento deve ser executado em todos os pixels do domínio estudado, de forma individual. Tradicionalmente, a calibração o FEST-EWB é baseada em dados de temperatura de superfície do solo (LST), que é considerada uma variável diretamente conectada à umidade do solo e fluxos de calor (CORBARI *et al.*, 2015). Nesse caso, foram utilizados dados obtidos do sensor MODIS e, em seguida, as imagens diárias de LST do MODIS foram comparadas com imagens também diárias de LST estimadas pelo FEST-EWB. O objetivo é alterar os parâmetros de entrada (solo e vegetação) até que os erros sejam os mínimos possíveis.

A Figura 7 representa o processo de calibração para uma das datas avaliadas, no ano de 2016. É possível perceber que antes do processo de calibração, na modelagem inicial, o FEST-EWB subestimou de maneira significativa a LST na bacia. Após a calibração, a LST estimada pelo FEST-EWB ficou muito próxima à registrada pelo MODIS. Esse padrão pode ser melhor detectado a partir da visualização dos histogramas de frequência, que passaram a ter uma maior similaridade após a calibração do modelo (Figura 7B). O erro médio para a LST estimada pelo FEST-EWB, na modelagem inicial, foi igual a $-5,17\text{ }^{\circ}\text{C}$ e, após a calibração, esse erro foi reduzido para apenas $-0,61\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Figura 7. Imagens de temperatura de superfície do solo simulada (FEST-EWB) e 'observada' (MODIS) com seus respectivos histogramas de frequência, para o dia 10 dez. 2016 às 10:30 AM

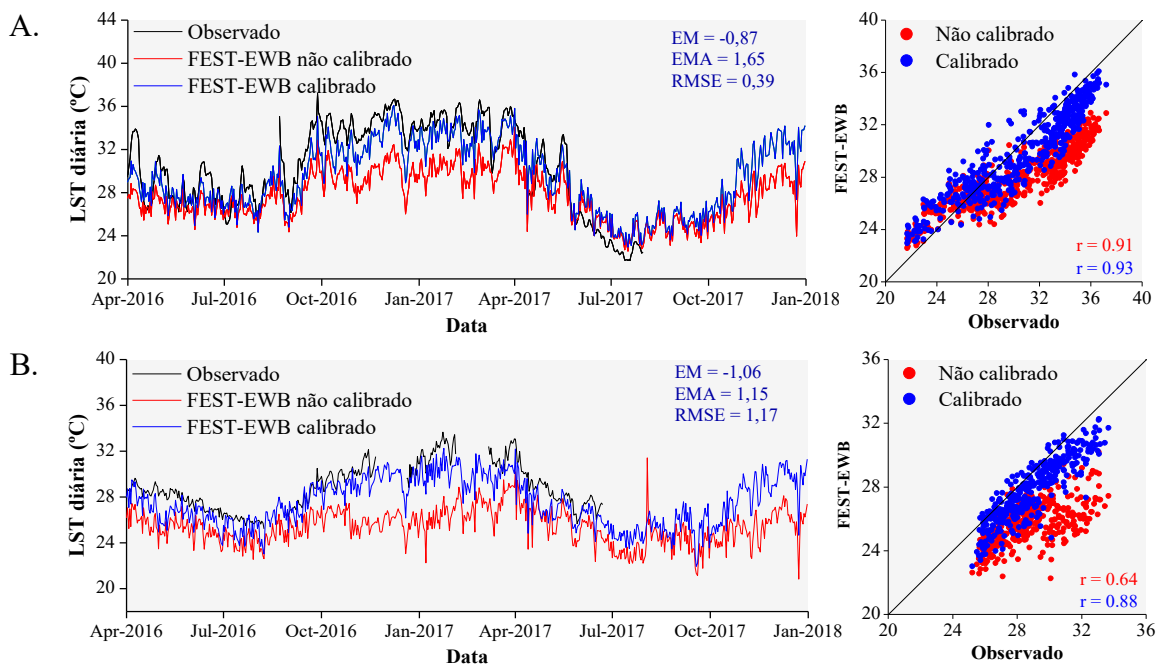


Fonte: os autores

Apesar de o processo de calibração do FEST-EWB ser baseado na LST, é importante destacar que, por ser uma variável conectada à umidade do solo e fluxos de calor, é esperado que os demais atributos do balanço de água e energia apresentem bons resultados após a calibração com base na LST, conforme observado por Corbari *et al.* (2014) e Ravazzani *et al.* (2017). Para esse estudo, foi realizada a validação (com dados *in situ*) da LST e umidade do solo estimadas pelo FEST-EWB após a calibração do modelo, com o intuito de confirmar a sua aplicabilidade nas bacias de Pernambuco inseridas tanto na zona da mata quanto no semiárido. Essa aplicação com o modelo foi a primeira realizada na América do Sul.

A partir de comparações com dados registrados por estações em superfície, nota-se que a LST estimada pelo FEST-EWB, que inicialmente tendia à subestimativa, se aproximou bastante da LST observada (Figura 8). Esse padrão foi detectado tanto na região semiárida da bacia (Figura 8A) quanto na porção inserida na zona da mata (Figura 8B). Os erros maiores na zona da mata ocorrem porque essa região é bastante afetada por nuvens durante todo o ano, e essa característica interfere diretamente na qualidade das imagens registradas pelo MODIS, que é um sensor ótico. Por conta disso, a qualidade inferior das imagens do MODIS nessa área impactam negativamente na calibração, o que não ocorre no semiárido. Ainda assim, os resultados foram satisfatórios nos dois casos, considerando que o erro médio foi $-0,87\text{ }^{\circ}\text{C}$ e $-1,06\text{ }^{\circ}\text{C}$ no semiárido e zona da mata, respectivamente. Esse erro está dentro dos limites aceitáveis pelo FEST-EWB e o MODIS (KANG *et al.*; 2018; ARAÚJO *et al.*, 2021).

Figura 8. Comparação da LST diária estimada pelo FEST-EWB e observada pelas estações em superfície durante os anos de 2016 e 2017. (A) São Bento do Una, semiárido; (B) Barreiros, zona da mata. EM: erro médio; EMA: erro médio absoluto; RMSE: raiz do erro quadrático médio; r: coeficiente de correlação, todos obtidos após a calibração

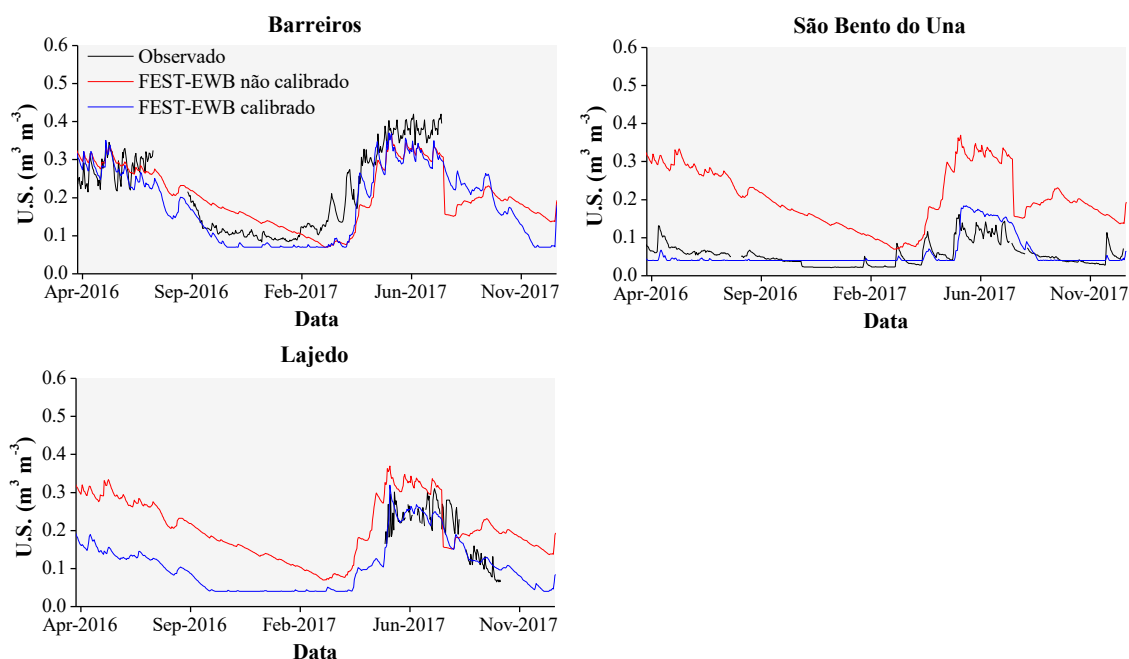


Fonte: os autores

Para a umidade do solo, em todos os casos foram detectados melhores resultados após a calibração do modelo. Como o FEST-EWB estava subestimando inicialmente a LST, os valores de umidade do solo tenderam a ser mais altos na bacia. Com a calibração e aumento da LST, naturalmente os valores de umidade diminuíram em todos os pontos, aproximando-se dos dados registrados pelas estações *in situ*. Corbari e Mancini (2014), calibrando o modelo FEST-EWB na Itália, também observaram que a mudança na dinâmica da LST causa variação em suas variáveis conectadas, como umidade do solo e evapotranspiração.

A variação temporal da umidade do solo registrada pelas estações e estimada pelo FEST-EWB (na melhor simulação) pode ser vista na Figura 9. Embora a flutuação dos dados tenha sido semelhante antes e após a calibração, o procedimento permitiu a remoção de tendências, tornando os dados *in situ* e simulados mais semelhantes. As três estações estão inseridas em diferentes condições e, portanto, foram selecionadas para validação. A estação de São Bento do Una está localizada no extremo oeste da bacia, no semiárido, onde as temperaturas são as mais altas ao longo do ano. Isso pode ser percebido pelo baixo conteúdo de água armazenado no solo durante o período do estudo. A estação de Lajedo, também inserida no semiárido, fica mais próxima da zona de transição climática, local em que os valores de umidade do solo se tornam mais elevados. A estação de Barreiros está localizada no extremo leste da bacia, no clima de Mata Atlântica e perto do litoral. Nesta região, o conteúdo de água armazenado no solo é o mais alto da bacia.

Figura 9. Comparação da umidade do solo simulada (FEST-EWB) e observada (estações) na Bacia do Rio Una durante os anos de 2016 e 2017



Fonte: os autores

Desde que as primeiras calibrações foram realizadas, o FEST-EWB tem mostrado bons resultados na estimativa de várias variáveis de balanço hídrico e energético. Embora neste estudo o foco tenha sido na LST e umidade do solo, outras variáveis já foram adequadamente estimadas pelo modelo em diferentes aplicações. Corbari e Mancini (2014), Corbari *et al.* (2015) e Ravazzani *et al.*

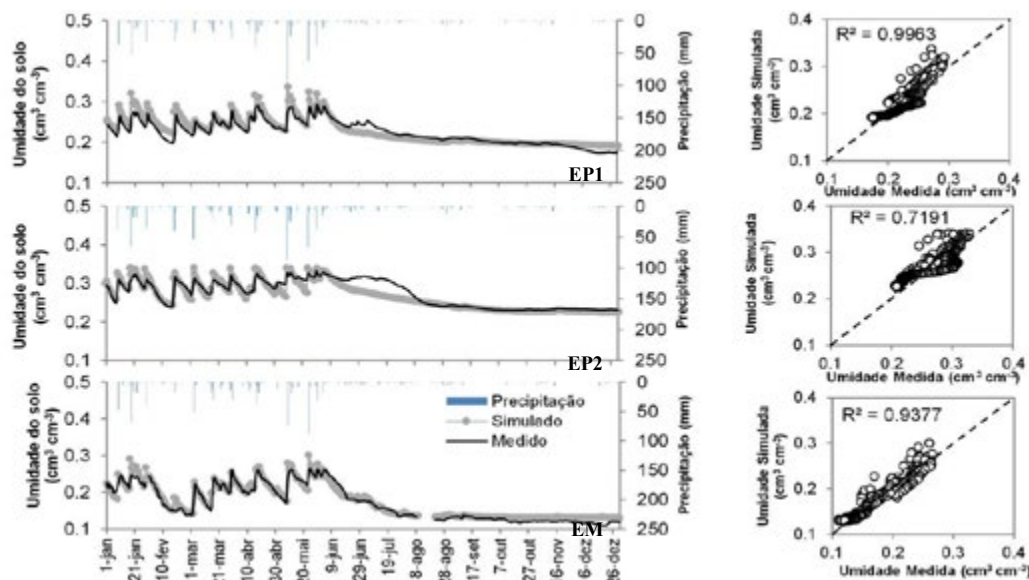
(2017), por exemplo, utilizaram o modelo para estimar a evapotranspiração e os fluxos de energia. Assim, os resultados iniciais obtidos com esse estudo são encorajadores, especialmente no semiárido, que corresponde a cerca de 80% do território de Pernambuco. Aplicações em outras bacias, considerando outras variáveis, devem ser continuadas, principalmente porque o modelo possui alta resolução temporal (horário) e resolução espacial ajustada às necessidades do pesquisador. Nesse estudo, foram geradas 24 imagens diárias de todos os atributos do balanço de água e energia, com resolução espacial de 250 m². Esses dados representam potencial fonte de dados para as entidades gerenciadoras de recursos hídricos e órgãos governamentais.

- Avaliação da dinâmica da umidade do solo a partir de experimentação e modelagem

Apesar da relevância de dados de umidade do solo obtidos *in situ*, que são essenciais em diversas aplicações, especialmente com foco agrícola, essas informações são difíceis de serem obtidas em quantidade e qualidade adequadas, especialmente no semiárido, que até pouco tempo carecia de uma consistente rede de monitoramento. Mesmo com os esforços recentes para impulsionar a obtenção desses dados em grande escala espacial, as recentes estações ainda não possuem uma série histórica grande o suficiente ou com dados totalmente consistidos, por conta disso, a modelagem hidrológica ainda é uma excelente alternativa para a estimativa desse atributo (URSULINO *et al.*, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2021).

Os resultados das simulações da umidade do solo nas estações da bacia do Rio Tapacurá são apresentados na Figura 10. Na estação EP1, os dados simulados seguem o mesmo padrão da variação medida da umidade do solo; no entanto, o modelo superestimou ligeiramente os valores medidos para alguns eventos de chuva. Por exemplo, a resposta do modelo à precipitação de 133,8 mm ocorrida em 9 de maio de 2016 foi de 0,33 cm³ cm⁻³, enquanto o valor observado registrado foi de 0,27 cm³ cm⁻³.

Figura 10. Valores da umidade do solo medidos e simulados e respectivos coeficientes de determinação nas estações de monitoramento da bacia do rio Tapacurá para o ano de 2016. R²: coeficiente de determinação



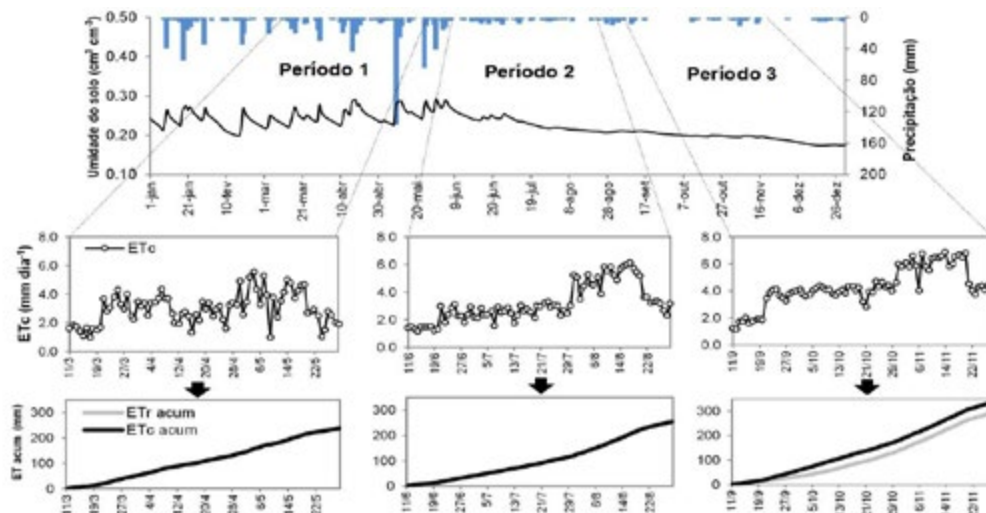
Fonte: os autores

Na estação EP2, os dados simulados também seguiram o mesmo comportamento dos dados medidos, com superestimções mais discretas, quando comparadas com a EP1 para alguns eventos de precipitação. Todavia, percebe-se que o modelo subestimou os dados medidos em dois curtos períodos (30 de abril a 8 de maio e 14 a 21 de maio) e logo após o período chuvoso, onde é possível observar uma acentuada diferença entre a resposta do Hydrus-1D e a umidade medida (10 de julho a 9 de agosto).

Quanto a correlação entre os valores medidos e simulados, foi observado que a dispersão entre os dados indicou que o modelo respondeu bem as faixas do conteúdo de água no solo, o que é comprovado com os valores de R², iguais a 0,82; 0,71 e 0,93 para EP1, EP2 e EM.

Após a validação do modelo, foram realizadas as simulações da evapotranspiração real do feijão caupi na estação EP1. O ano hidrológico de 2016 foi dividido em três diferentes períodos (Figura 11), de acordo com o regime pluviométrico. Além da precipitação diária da estação EP1, a figura apresenta os dados de entrada (umidade do solo e evapotranspiração potencial) e o resultado da simulação (evapotranspiração real).

Figura 11. Divisão dos períodos da estimativa da Evapotranspiração real (ETr) do feijão caupi com os dados de entrada no modelo: precipitação, umidade do solo inicial (θ_0) e Evapotranspiração potencial da cultura (ETc); e comparação entre a Evapotranspiração potencial e real acumulada da cultura



Fonte: os autores

Foi observado que no período 1 a ETc variou de 1 a 5,55 mm dia⁻¹ com total de 238,60 mm. Como nesse período a distribuição da precipitação foi bastante regular, não houve restrição hídrica nas fases fenológicas, conforme os resultados acumulados da ETr e ETc. O período 2 apresentou o menor valor da ETc de 1,17 mm dia⁻¹ na fase de emergência da cultura, e o maior valor na fase reprodutiva, igual a 6,13 mm dia⁻¹. Mesmo com o total precipitado bastante inferior ao período 1, no período 2 a ETr acumulada permaneceu quase igual a ETc nas quatro fases da cultura, apresentando diferenças mínimas nas duas últimas fases. Já no período 3, mais seco, a ETc apresentou os maiores valores diários, alcançando taxas de 6,46 mm dia⁻¹ na fase reprodutiva. De acordo com os resultados da simulação, percebe-se que esse é um período crítico para o plantio da cultura, visto que as condições climáticas e a umidade do solo favoreceram a restrição hídrica durante as fases vegetativa, reprodutiva e de maturação, com a ETc totalizando 342,57 mm, enquanto a ETr foi de 297,76 mm.

Desse modo, constatou-se que o modelo Hydrus-1D mostrou-se capaz de prever os cenários de déficit hídrico para a cultura do feijão caupi, diante dos parâmetros hidrodinâmicos do solo ajustados e dos dados de entrada da simulação, representando uma boa opção para a estimativa de dados de umidade do solo nas condições avaliadas.

- Avaliação das mudanças de cobertura do solo em bacia do semiárido pernambucano

Com a utilização da ferramenta *Google Earth Engine* (GEE) tornou-se mais simples analisar e processar as imagens, permitindo executar diversas análises com velocidades superiores aos métodos tradicionais de processamento in loco. O GEE é um sistema projetado para permitir análises científicas em escala de *petabytes* e visualização de conjuntos de dados geoespaciais. Fornecendo um ambiente consolidado, incluindo um catálogo de dados massivo colocalizado com milhares de computadores para análise (XIONG *et al.*, 2017).

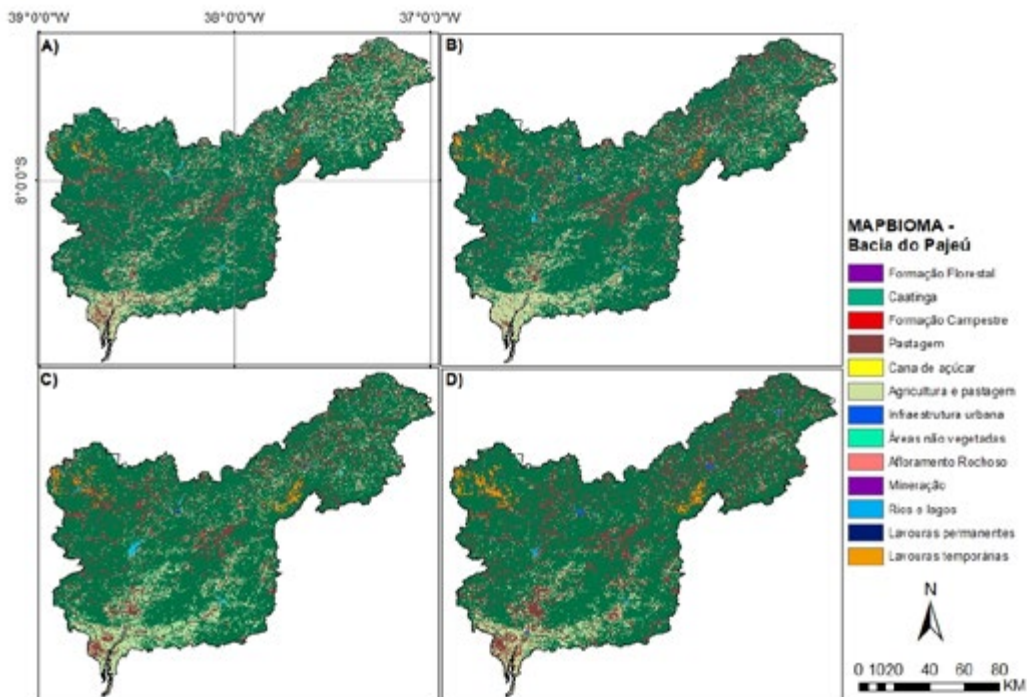
O GEE se destaca no que diz respeito a computação em nuvem aberta voltada para o processamento de dados de satélites e espaciais, pois o mesmo possui um catálogo com *petabytes* de dados orbitais e uma capacidade de processar e visualizar informações extremamente superior aos métodos convencionais em desktop GIS (*Geographic Information System*) (GORELICK *et al.*, 2017).

O GEE fornece um ambiente de ambiente de trabalho para permitir o desenvolvimento de algoritmos e dados interativos, além de suporte para atividades no campo, como validação, amostragem e *crowdsourcing*. A plataforma de programação e processamento em nuvem do GEE é baseada na linguagem *Javascript*, sendo possível o carregamento de toda a série temporal para bacia do Pajeú.

A análise do uso e ocupação do solo na Bacia do Pajeú foi realizada com o objetivo de compreender a variabilidade espacial dos usos da região e verificar se houve mudanças significativas na paisagem, em um período de trinta e nove anos.

Através dos dados do MapBiomas (Figura 12), podemos observar a variabilidade e distribuição da mudança ao longo do tempo. Para todos os anos de estudo pode-se observar que a grande predominância para todos os produtos é a Caatinga. As imagens mostram que a agricultura e pastagem são predominantes na parte mais ao Sul, o que é justificado pela proximidade ao rio São Francisco, mas pode-se ver um singelo aumento em direção a parte central da bacia ocupando a região da Caatinga. Percebe-se também que ao longo dos anos não houve uma diminuição significativa da formação natural e sim substituição de usos já antropizados, ou seja, substituição de agricultura e pastagem por apenas pastagem e, na Figura 12D, em 2019 por lavouras temporárias.

Figura 12. Uso e ocupação do solo da bacia do Rio Pajeú através da classificação do MapBiomas. (A) 1990; (B) 2000; (C) 2010; (D) 2019



Fonte: os autores

Para melhor entendimento, agrupou-se os usos em cinco categorias Formação Natural (Caatinga, Formação Florestal e campestre e afloramento rochoso); Pastagem e Agricultura

(Agricultura e pastagem, cana de açúcar e lavouras perenes e temporárias). A Tabela 1 apresenta a área ocupada por cada um desses usos.

Mesmo agrupando as categorias a formação natural e a pastagem e agricultura não variaram significativamente ao longo dos anos estudados. Para os rios e lagos houve uma leve oscilação dos valores que dependem diretamente do total precipitado na região. A classe relativa à área urbana se expandiu ao longo dos anos analisados, ocupando áreas classificadas como pastagem e agricultura e formação natural. Na comparação entre os anos 1990 e 2019, é possível verificar que houve uma expansão urbana de quase 295% entre os anos, cuja área ocupada no ano 1990 era de 11,40 km² e em 2019 de 45,00 km² (Tabela 1). No entanto, é importante ressaltar que o crescimento urbano ao longo dos dezessete anos ocorreu de forma gradativa, sem crescimento brusco.

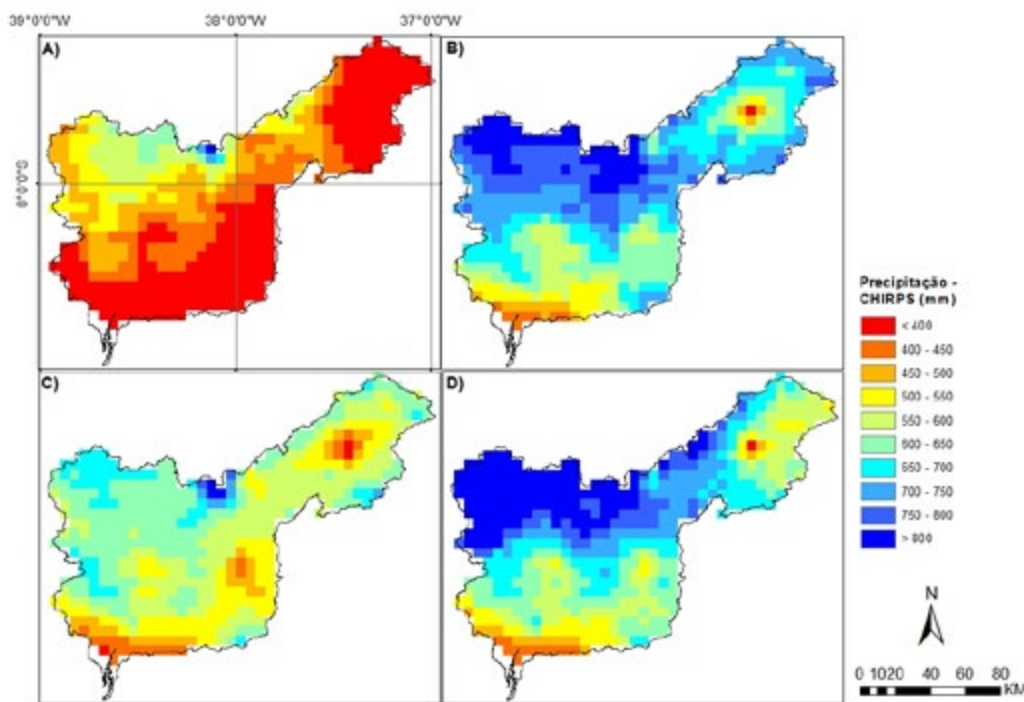
Tabela 1. Área ocupada pelos usos do solo da bacia do Pajeú adaptada da classificação do MapBiomas

Ano	Formação Natural		Pastagem e Agricultura		Área Urbana		Rios e Lagos	
	(Km ²)	(%)	(Km ²)	(%)	(Km ²)	(%)	(Km ²)	(%)
1990	12.099,70	71,13	4.854,50	28,54	11,40	0,07	43,96	0,26
2000	11.850,49	69,60	5.130,96	30,13	16,74	0,10	28,54	0,17
2010	11.923,70	70,03	5.000,77	29,37	27,27	0,16	74,99	0,44
2019	11.929,04	70,06	5.011,84	29,44	45,00	0,26	40,85	0,24

Fonte: os autores

Para análise da variabilidade da precipitação na bacia do Pajeú, utilizou-se o produto CHIRPS correspondente aos anos 1990, 2000, 2010 e 2019. Os mapas do total anual se encontram na Figura 13. Através desses mapas é possível acompanhar a variabilidade espacial da precipitação dentro da bacia do Pajeú. Na parte Sul da bacia se encontra as menores precipitações e as maiores na parte norte central, para todos os anos analisados. Na parte norte central tem uma região que se destaca por ter um maior índice de precipitação, é o município de Triunfo, se destaca por ter uma altitude mais elevada em relação à bacia. Na localização nordeste da bacia temos o inverso em relação à Triunfo, e está localizado no município de São José do Egito. Essa área se destaca por ter a menor precipitação em relação ao restante da bacia.

Figura 13. Precipitação total anual da bacia do Rio Pajeú através do CHIRPS. (A) 1990; (B) 2000; (C) 2010; (D) 2019



Fonte: os autores

Através desses mapas pôde-se observar que, dentre os anos analisados, os anos de 2000 e 2019 foram que apresentaram maiores valores da precipitação. Essa afirmativa pode ser vista na Figura 29, onde está apresentado os dados médios da bacia da precipitação total anual dos anos de 1990 a 2019. Através dos quatro mapas presentes na Figura 13, os anos 2000 e 2019 foram os que apresentaram maiores precipitações na bacia, para o ano de 2000 a média da precipitação na bacia foi de 688,22 mm e para 2019 foi de 676,26 mm.

As informações geradas através dos dados do CHIRPS são de grande importância pois preenche grande lacuna das séries temporais de dados de precipitação em superfície. Através de estações pluviométricas instaladas na superfície através do INME (Instituto Nacional de Meteorologia) e da Apac (Agência Pernambucana de Águas e Clima) pôde-se avaliar para a bacia do Pajeú os dados de precipitação. A maioria das estações trazem algum tipo de falha, por isso a importância dos dados por sensoriamento remoto. Além disso, a integração com o GEE aumenta a velocidade de processamento desses dados, especialmente quando é necessária uma avaliação mais imediata e em curto período de tempo. Por isso, aplicações com essa plataforma devem ser sempre preferenciais e priorizadas.

Considerações Finais

Seguindo os preceitos do Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), sabe-se que o monitoramento contínuo de processos hidrológicos é essencial para auxiliar de forma direta na gestão e planejamento em bacias hidrográficas. Dentro desse cenário, a utilização de ferramentas que permitam realizar avaliações conjuntas e robustas é essencial, considerando a grande quantidade de processos que ocorrem de forma concomitante.

Nesse sentido, é possível perceber, com base nos resultados obtidos, que a adoção de geotecnologias e modelagem hidrológica representam um grande avanço em comparação com avaliações baseadas em dados pontuais e limitados, permitindo ampliar o entendimento de diversos processos para extensas áreas, ação indispensável, principalmente no semiárido, que historicamente sofre com eventos de seca persistentes. Dentro desse contexto, a utilização dessas ferramentas, de forma isolada ou conjunta, deve ser continuamente encorajada e aperfeiçoada, principalmente diante do atual cenário de mudanças climáticas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq, CAPES e FACEPE pelas bolsas de doutorado e pós-doutorado. Os estudos aqui mencionados foram financiados pelos projetos SUPER/CNPq (Processo 446254/2015), Chamada Universal/CNPq (Processo 448236/2014-1), Universal MCTIC/CNPq 28/2018 e Projeto Pegasus MCTI/CNPq nº 19/2017 (Processo 441305/2017-2), CAPES/ANA 19/2015 (Processo 88887.115873/2015-01) e Mobilidade para a Itália/FACEPE 10/2018.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). Plano Nacional de Segurança Hídrica / Agência Nacional de Águas. – Brasília: ANA, 2019.

ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; LIMA, J. R. S.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A. Climate change impact assessment on water resources under RCP scenarios: A case study in Mundaú River Basin, Northeastern Brazil. *International Journal of Climatology*, p. 1-17, 2020.

ARAUJO, D. C. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CORBARI, C.; VIANA, J. F. S. Calibration of FEST-EWB hydrological model using remote sensing data in a climate transition region in Brazil, *Hydrological Sciences Journal*, v. 66, n. 3, p. 513-524, 2021.

AZEVEDO, L. S.; BARBOSA, L. C. Estudo do índice de vegetação e temperatura da superfície terrestre na área de proteção ambiental triunfo do Xingu (PA) utilizando o Google Earth Engine. *Revista de Geociências do Nordeste*, v. 6, n. 2, 2020.

CORBARI, C.; BISSOLATI, M.; MANCINI, M. Multi-scales and multi-satellites estimates of evapotranspiration with a residual energy balance model in the Muzza agricultural district in Northern Italy. *Journal of Hydrology*, v. 524, p. 243-254, 2015.

CORBARI, C.; MANCINI, M. Calibration and Validation of a Distributed Energy–Water Balance Model Using Satellite Data of Land Surface Temperature and Ground Discharge Measurements. *Journal of Hydrometeorology*, v. 15, no 1, p. 376-392, 2013.

CORBARI, C.; MANCINI, M. Calibration and Validation of a Distributed Energy–Water Balance Model Using Satellite Data of Land Surface Temperature and Ground Discharge Measurements. *Journal of Hydrometeorology*, v. 15, no 1, p. 376-392, 2013.

COSTA, R. L.; BAPTISTA, G. M. M.; GOMES, H. B.; SILVA, F. D. S.; ROCHA JÚNIOR, R. L. NEDEL, A. S. Analysis of future climate scenarios for northeastern Brazil and implications for human thermal comfort. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.93, n.1, 2021.

DANTAS, C. E. O. Previsão e Controle de inundações em meio urbano com suporte de informações espaciais de alta resolução. 221 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

DUARTE, C. C.; GALVÍNCIO, J. D.; CORREA, A. C. B. Análise fisiográfica da bacia hidrográfica do Rio Tapacurá - PE. *Revista de Geografia (Recife)*, v. 24, p. 49-63, 2007.

GOMES, D. D. M.; DE LIMA, D. R. M.; DUARTE, C. R.; VERÍSSIMO, C. U. V.; GOLDFARB, M. C. Análise e Compartimentação Moformétrica da Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú – Pernambuco e Alagoas. *Revista de Geologia*, v. 27, n2, p.167-182, 2014.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, v. 202, p. 18-27, 2017.

KÖPPEN, W. Grundriss der Klima kunde: Outline of climate science. Berlin: Walter de Gruyter, 1931. 388 p.

MONARA, E. N.; FAN, F. M.; SCOTTÁ, F. C. Sensoriamento remoto e Google Earth Engine como auxílio na validação do modelo hidrossedimentológico MGB-SED: sedimentos em suspensão na Bacia do Rio Paraíba do Sul. *Anais... XXIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, ABRHidro: Campinas – SP*, 2020.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), p. 885-900, 2007.

- MUTANGA, O.; KUMAR, L. Google Earth Engine Applications. *Remote Sensing*, v. 11, n. 591, 2010.
- RAVAZZANI, G.; CORBARI, C.; CEPPI, A.; FEKI, M.; MANCINI, M.; FERRARI, F.; GIANFREDA, R.; COLOMBO, R.; GINOCCHI, M.; MEUCCI, S.; VECCHI, D. DE; DELL'ACQUA, F.; OBER, G. From (cyber)space to ground: New technologies for smart farming. *Hydrology Research*, v. 48, no 3, p. 656–672, 2017.
- ROSSATO, L.; MARENGO, J. A.; ANGELIS, C. F. De; PIRES, L. B. M.; MENDIONDO, E. M. Impact of soil moisture over Palmer Drought Severity Index and its future projections in Brazil. *Brazilian Journal of Water Resources*, v. 22, 2017.
- SILVA, B. B.; BRAGA, A. C.; BRAGA, C. C.; OLIVEIRA, L. M. M.; GALVÍNCIO, J. D.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Evapotranspiração e estimativa da água consumida em perímetro irrigado do semiárido brasileiro por sensoriamento remoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, p. 1218-1226, 2012.
- SILVA, S. A.; CANDEIAS, A. L. B.; GOMES, D. D. M.; SOUZA, W. M. Variabilidade espaço-temporal da precipitação na bacia hidrográfica do Rio Mundaú (PE/AL). *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 23, p. 453-475. 2018.
- SOUZA, R. M.; VIOLA, M. R.; SHOU, S. C.; ALVEZ, M. V. G.; AVANZI, J. C. Projeções climáticas regionalizadas para o Estado do Tocantins, Brasil, nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 24, 2019.
- SOUZA, A.; NETO, A.; ROSSATO, L.; ALVALÁ, R.; SOUZA, L. Use of SMOS L3 Soil Moisture Data: Validation and Drought Assessment for Pernambuco State, Northeast Brazil. *Remote Sensing*, v. 10, n. 8, p. 1314, 2018.
- URSULINO, B. S., MONTENEGRO, S. M. G. L, COUTINHO, A. P., COELHO, V. H. R., ARAÚJO, D. C. S., GUSMÃO, A. C. V. L, SANTOS NETO, S. M., LASSABATERE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R. Modelling Soil Water Dynamics from Soil Hydraulic Parameters Estimated by an Alternative Method in a Tropical Experimental Basin. *Water*, v. 11, n. 1007, 2019.
- VIANA, J. F. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, B. B.; SILVA, R. M.; SRINIVASA, R.; SANTOS, C. A. G.; ARAUJO, D. C. S.; TAVARES, C. G. Evaluation of gridded meteorological datasets and their potential hydrological application to a humid area with scarce data for Pirapama River basin, northeastern Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, 2021.
- VILLAVICENCIO, L. M. M.; MENDES, D.; ANDRADE, L. M. B.; MONTEIRO, F. F. Google Earth Engine: Mapeamento das Mudanças na Cordilheira Vilcanota-Peru. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, v. 41, n. 3, p. 427-433, 2018.
- XIONG, J.; THENKABAIL, P. S.; GUMMA, M. K.; TELUGUNTLA, P.; POEHNELT, J.; CONGALTON, R. G.; THAU, D. Automated cropland mapping of continental Africa using Google Earth Engine cloud computing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 126, p. 225-244, 2017.

ANÁLISE DE ÁREAS APROPRIADAS PARA A CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS SUBTERRÂNEAS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

José Almir Cirilo

Eronildo Luiz da Silva Filho

Rochele Sheila Vasconcelos

Tiago Oliveira Caetano

Thaise Suanne Guimarães Ferreira

Introdução

Os recursos hídricos são fundamentais para o desenvolvimento econômico de uma região, tendo em vista que a água é um bem essencial para o consumo humano e para o desenvolvimento econômico, seja este agrícola ou industrial. Por outro lado, segundo Cirilo *et al.* (2010) a utilização incorreta dos recursos hídricos aumenta a fragilidade da região ao processo de desertificação.

Na região semiárida do Nordeste brasileiro a precipitação apresenta alta variabilidade espacial e temporal e nos últimos tempos, extremos climáticos (secas e cheias) são ainda mais frequentes (CABRAL *et al.*, 2016), ocasionando problemas para a população quanto ao acesso a água (SILVA *et al.*, 2017). A baixa disponibilidade hídrica traz graves consequências socioeconômicas para a população (EAKIN *et al.*, 2014), a escassez desse recurso, não se limita apenas em quantidade, como em qualidade também, dificultando ainda mais as condições de vida da população que reside nessa região. Então, alternativas devem ser utilizadas para aumentar a disponibilidade de água, principalmente para demanda de regiões rurais difusas existentes em zonas áridas e semiáridas (CIRILO *et al.* 2017).

No entanto, medidas para contornar os impactos causados pela seca vem sendo aplicadas. Pode-se citar, por exemplo, o Programa de Formação e Mobilização Social para Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC), executado pela ASA (Articulação no Semiárido Brasileiro) e tendo como principal financiador o Governo Federal através do Ministério de Desenvolvimento Social e Combate à Fome-MDS, sendo esta, uma das medidas de maior relevância para a convivência com a seca (GOMES; HELLER, 2016). Outras ações importantes são a perfuração de poços, construção de barragens e instalação de dessalinizadores.

A implementação de barragens subterrâneas (BS) no semiárido pode contribuir de forma positiva na melhoria do abastecimento humano em comunidades rurais, além do fornecimento de água para o consumo animal e para produção de alimentos (CIRILO *et al.*, 2003; FERREIRA *et al.*, 2011). As barragens subterrâneas são construídas para interromper o fluxo subsuperficial natural dos rios sazonais e armazenar a água no subsolo (LALEHZARI; TABATABAEI, 2015). Com a implantação da BS a produção de alimentos tem seu potencial elevado através do uso da irrigação, minimizando os riscos iminentes da agricultura de sequeiro, fortalecendo as comunidades rurais.

A evapotranspiração potencial no semiárido pode atingir valores superiores a 2.000 mm/ano (MOURA *et al.*, 2007). Isso torna mais interessante a escolha por barragem subterrânea, frente ao represamento superficial. Dessa forma, a água armazenada nos macroporos do solo reduz a perda por evaporação (OUERDACHI *et al.*, 2012). As barragens subterrâneas têm um grande potencial a ser aproveitado, pois com o seu baixo custo, baixa necessidade de área para alagamento e facilidade de construção, potencializa o retorno de benefícios (CIRILO *et al.*, 2003).

Entre os aspectos levados em consideração na implementação de barragens subterrâneas merecem destaque a capacidade de armazenamento do aquífero e a qualidade da água, principalmente com relação à salinidade. Segundo Fontes Júnior *et al.* (2012), na maioria das vezes, os fatores que restringem o uso e a disponibilidade das águas subterrâneas estão diretamente ligados à sazonalidade e à variabilidade espacial dos níveis de acumulação e a salinidade. Fatores como balanço hídrico deficitário, onde a evapotranspiração é maior do que a precipitação, drenagem deficiente e os componentes dos solos transportados afetam o acúmulo de sais (FREIRE *et al.*, 2014).

A salinidade do solo é um fator limitante para a produção agrícola de muitas espécies, afetando diretamente a absorção de nutrientes e o crescimento das plantas (HARTER *et al.*, 2014), causando prejuízos econômicos, resultando no abandono de terras antes produtivas (SOUSA *et al.*, 2014).

O conhecimento prévio do tipo de solo constituinte de cada região é de grande valia: para a agricultura, possibilitando saber-se previamente quais culturas se adaptam ao tipo de solo, para o planejamento de recursos hídricos na definição de barramentos, projetos de irrigação, risco de salinização, entre muitas outras ações que dependem das características dos solos.

O uso do SIG desempenha um papel crucial para o mapeamento da potencialidade da água subterrânea, oferecendo a capacidade de armazenar, manipular e analisar dados em diferentes formatos e em diferentes escalas (RAHMAN, 2008; JAMALI *et al.*, 2013; MENDES; CIRILO, 2013; SANTOS; MARIANO, 2017). A integração de diversas variáveis em estudo pode permitir uma demarcação rápida e relevante das zonas potenciais das águas subterrâneas (AGARWAL; GARG, 2016). O desenvolvimento da barragem subterrânea é acompanhado por riscos técnicos devido à falta de informações precisas que deveriam estar disponíveis antes do início da construção (LALEHZARI; TABATABAEI, 2015).

Experiências internacionais bem-sucedidas com a implantação de barragens subterrâneas para abastecimento de água mostram o impacto positivo das obras. Para Otieno *et al.* (2011) as barragens foram uma grande contribuição para o aumento do abastecimento de água em regiões rurais isoladas da África do Sul. Apaydin e Zengin (2016) mostram que mesmo com o reservatório de superfície seca, a barragem de Elmadag, na Turquia, consegue suprir a demanda da região apenas com armazenamento subterrâneo.

No Brasil, nenhuma ação governamental efetiva para transformar barragens subterrâneas em unidades produtivas continuou na última década. No entanto, o trabalho de universidades e ONGs tem mostrado o potencial de desenvolvimento econômico e social proporcionado por esse tipo de trabalho, se bem administrado, garante subsistência e renda para os agricultores (CIRILO *et al.*, 2017).

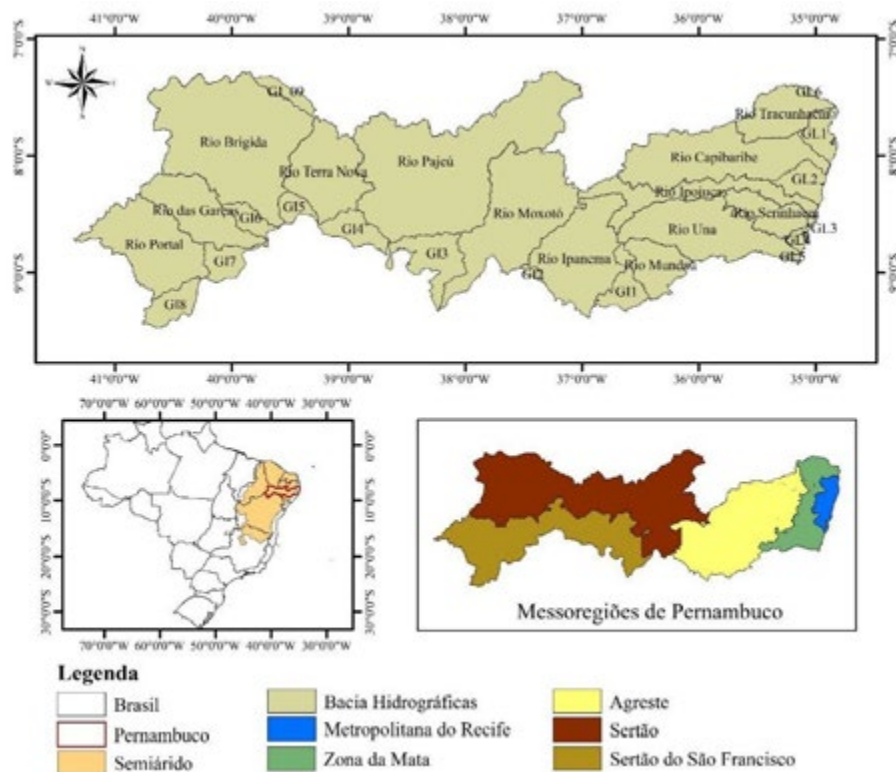
Em consonância com as questões citadas, este estudo tem como objetivo avaliar o potencial de aproveitamento dos solos aluviais do estado de Pernambuco para a implantação de barragens subterrâneas e verificar os riscos possíveis de salinização, bem como a capacidade de acumulação de água em diferentes formações aluviais.

Material e Métodos

O estado de Pernambuco se divide em 29 Unidades de Planejamento hídrico (UP), representadas na Figura 1. São 13 Bacias Hidrográficas, 6 Grupos de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos (GL1 a GL6), 9 Grupos de Bacias de Pequenos Rios Interiores (GI1 a GI9) e uma bacia de pequenos rios que compõem a rede de drenagem do arquipélago de Fernando de Noronha (ANA, 2019).

O Estado apresenta grande variabilidade climática em função da sua localização geográfica. As maiores precipitações ocorrem no litoral do Estado, apresentando totais anuais médios entre 1000 e 2300 mm. No Agreste esse valor é inferior a 800 mm e no Sertão oscila entre 400 e 600mm (PERNAMBUCO, 2006).

Figura 1- Mapa de localização do estado de Pernambuco e sua divisão por Unidade de Planejamento (UP)



Fonte: Silva Filho *et al.*, (2020)

A fim de demarcar zonas de prospecção de água subterrânea e avaliar os riscos de salinização, diferentes mapas temáticos foram elaborados a partir de dados remotamente detectados e dados convencionais.

O software livre QGIS foi usado para delimitar as bacias hidrográficas e se obter as declividades do terreno, com isso gerando-se a rede de cursos d'água. Para isso foi utilizada a base de dados espaciais do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), com resolução de 30 metros. O estado de Pernambuco dispõe de dados espaciais de alta resolução (CIRILO *et al.*, 2014) gerada com a tecnologia LiDAR (Light Detection and Ranging), porém o processamento desses dados para a cobertura de todo o estado é inviável do ponto de vista computacional.

Após a obtenção dos cursos d'água foi possível sobrepor os solos aluviais obtidos da base de dados do Zoneamento Agroecológico - ZAPE (EMBRAPA, 2001). O Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco - ZAPE foi empreendido pela Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária de Pernambuco em convênio com a Embrapa. Neste estudo foram levantados os tipos de solos constituintes do estado na escala 1:100.000. As formações aluviais foram separadas dos demais tipos de solos, em seguida foram corrigidas falhas de continuidade nos shapefiles, para quantificação de extensões, áreas e posteriormente a capacidade de armazenamento de água nestas formações.

Como um dos objetivos é classificar as aluviões quanto ao possível volume armazenável, fez-se necessário estimar a profundidade destes solos. Na literatura encontram-se informações sobre a profundidade de algumas aluviões ao longo do Estado. Para uma região do Capibaribe foi encontrada uma variação média em torno de 3 metros e meio (CAETANO, 2018). Nessa mesma região no trecho do Alto rio Capibaribe 119 poços rasos foram cadastrados, sendo que 55% destes apresentam profundidades de 3,00 a 5,00 metros (PAIVA, 2014). Para a região da bacia do Pajeú, na cidade de Afogados da Ingazeira, as aluviões estudadas apresentaram profundidade de 2,80 metros (RODRIGUES, 2012). Nessa mesma bacia foram identificadas por Silva (1994), aluviões com média de profundidade de 4,50 metros. Utilizou-se assim para a avaliação geral uma espessura da camada aluvial de 3 metros. Ressalta-se que essa pode ser uma estimativa conservadora, visto que a

profundidade dos solos, principalmente no sertão, pode ser superior, de acordo com a literatura citada.

O cálculo do volume se deu pela multiplicação da área, da profundidade e da porosidade efetiva da aluvião. A porosidade efetiva adotada foi de 25%, um valor intermediário entre os valores determinados em estudos realizados em aluviões do Agreste e do Sertão pernambucanos (RODRIGUES, 2012; CAETANO, 2018).

Outro aspecto avaliado diz respeito ao risco de salinização. Com o cruzamento dos dados obtidos – manchas de solos aluviais selecionadas, identificação dos solos com tendência à liberação de sais e traçado dos cursos d'água - foi possível caracterizar cada aluvião quanto à tendência à salinização.

Diante disso, ainda com os dados do ZAPE, foram selecionados apenas os shapefiles contendo os solos com características propícias a salinização, sendo eles: Cambissolos Háplicos, Luvisolos Crômicos, Neossolos Quartzarênicos, Planossolos Háplicos e Vertissolos Háplicos.

Na classificação levou-se em consideração uma faixa do tipo de solo mais passível à salinização ao com menor risco. A metodologia utilizada foi a classificação SiBCS – Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, desenvolvido pela EMBRAPA (2006). Essa classificação se dá em 6 níveis, sendo os quatro primeiros designados de ordem, sub-ordem, grupos e subgrupos. O nível 5 encontra-se em discussão e o 6º não foi definido para o país.

Para o presente estudo foi observado em qual nível se encontram as propriedades salinas nos tipos de solos estudados (Figura 2). Segundo AGEITEC (2014a), os Cambissolos Háplicos possuem 12 classificações no terceiro nível. Entre elas tem-se a classificação como sódico, em níveis de toxicidade em culturas, e dessa forma tem-se o Cambissolo Háplico sódico, em terceiro nível.

O Luvisolo Crômico não possui no terceiro nível característica salina. Partindo para o quarto nível encontram-se dois sub-grupos com propriedades salinas, os Salinos e Solódicos, e assim as categorias Luvisolo Crômico Órtico Salino e Luvisolo Crômico Órtico Solódico, Figura 2 (AGEITEC, 2014b).

O Neossolo Quartzarênico possui 2 grupos no terceiro nível, nenhum diretamente classificado como salino. No quarto nível, dentro do grupo dos órticos, encontra-se o subgrupo solódico. Como resultado tem-se o Neossolo Quartzarênico Órtico Solódico, com propriedades salinas (AGEITEC, 2014c).

O Planossolo Háplico possui 4 grupos no terceiro nível, entre eles o sálico, em quantidades tóxicas às plantas, e ainda o subgrupo solódico. Descendo para o nível dos subgrupos encontram-se mais 4 com propriedades salinas (AGEITEC, 2014d).

Já no caso do Vertissolo Háplico, segundo AGEITEC (2014e), os 2 grupos do terceiro nível se caracterizam pela ocorrência de sais, sendo eles o sódico e o sálico.

Figura 2 - Classificação dos solos em níveis (Propriedades salinas e sódicas em vermelho)

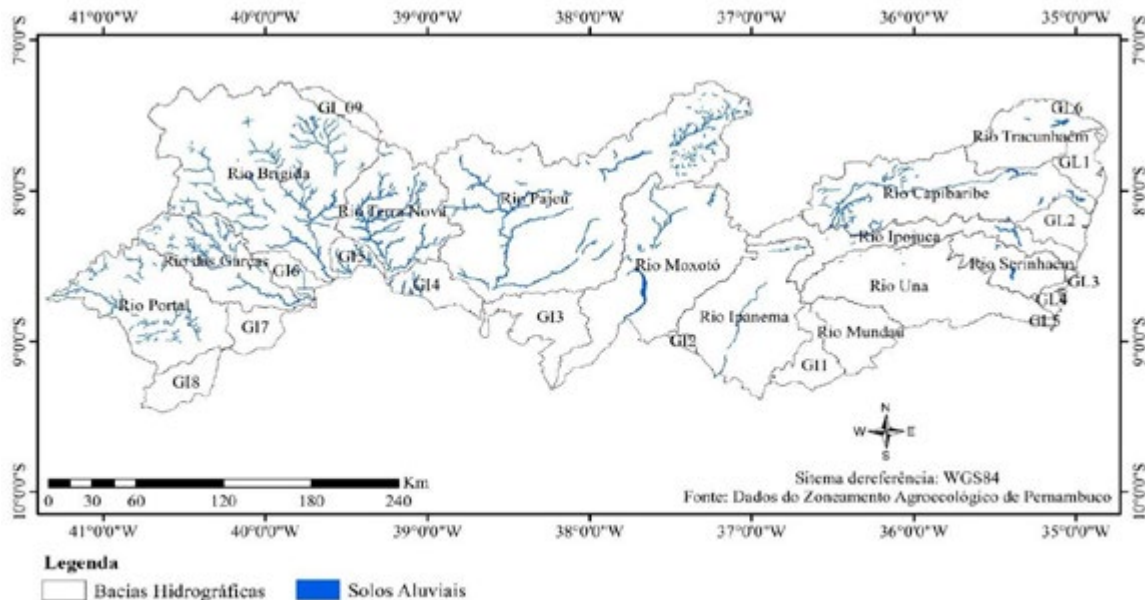
Nível 1 Ordem	Nível 2 Subordem	Nível 3 Grupo	Nível 4 Subgrupo
Cambissolo	Háplico	Sódico	Salino Solódico
Luvissole	Crômico	Órtico	
Neossolo	Quartazrênico	Órtico	Solódico
Planossolo	Háplico	Sálico	Solódico
		Carbonático	Sódico
		Eutrófico	Salino Solódico
		Distrófico	Solódico
Vertissolo	Háplico	Sódico	
		Sálico	

Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Resultados e Discussão

Como resultado foi obtido um mapa com os solos aluviais por bacia hidrográfica ou grupos de bacias do território pernambucano (Figura 3). A área total de solos aluviais foi avaliada em cerca de 197 mil hectares, distribuída em todas as mesorregiões do estado. A capacidade de armazenamento de água nas aluviões foi calculada em 1.408 hectômetros cúbicos (1,408 bilhões de m³). Da área total compreendida pelas reservas, 96,15% se encontram em região semiárida, cortada pelos leitos secos dos seus cursos d'água intermitentes.

Figura 3 - Distribuição espacial dos solos aluviais por Unidade de Planejamento em Pernambuco



Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Na Tabela 1 registra-se a área da aluvião em hectares e sua capacidade de armazenamento de água estimada em metros cúbicos por bacia hidrográfica. As bacias do rio Pajeú e do rio Brígida, no Sertão do estado, são as que possuem as maiores áreas de aluviões, com 44.837 e 38.507 hectares, respectivamente. Em seguida destacam-se as bacias do rio Terra Nova, também no Sertão, e do rio Capibaribe, no Agreste.

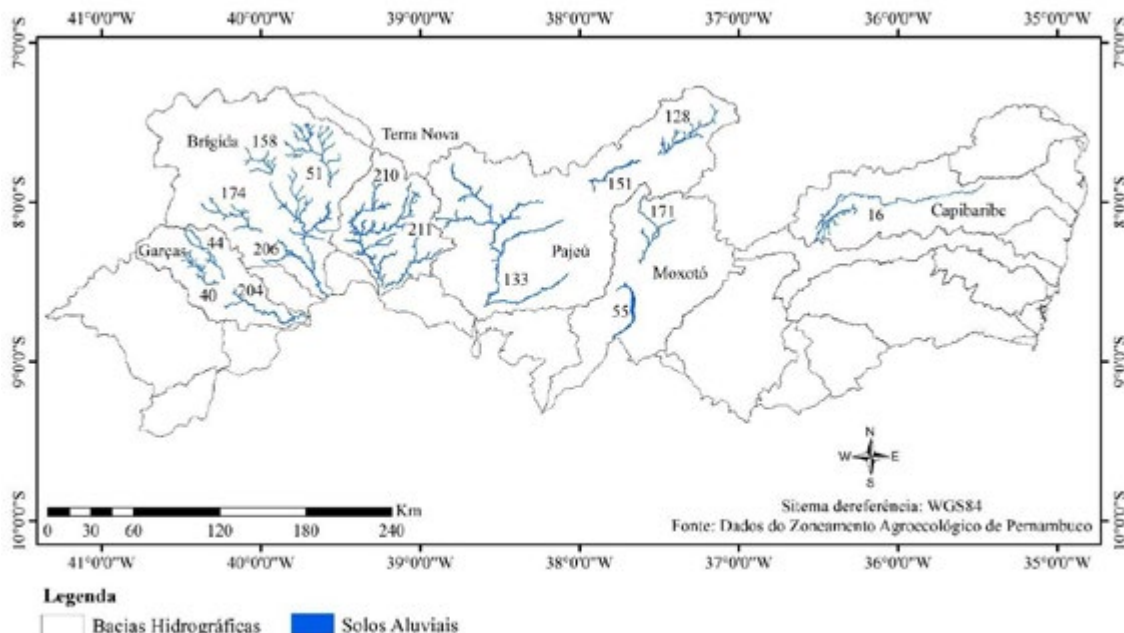
Tabela 1- Área da aluvião e a estimativa do potencial de volume armazenável por Unidade de Planejamento

Unidade de Planejamento	Área (ha)	Volume (m ³)
Pajeú	44837	3.36E+08
Brígida	38507	2.89E+08
Terra nova	27533	2.06E+08
Capibaribe	18720	1.40E+08
Rio das Garças	16196	1.21E+08
Moxotó	13105	9.83E+07
Ipojuca	11444	8.58E+07
Pontal	10693	8.02E+07
GI5	4242	3.18E+07
Ipanema	4116	3.09E+07
GI4	2880	2.16E+07
Serinhaém	1826	1.37E+07
Tracunhaém	1677	1.26E+07
GI6	1316	9.87E+06
Una	260	1.95E+06

Fonte: Silva Filho *et al.*, (2020)

Na Figura 4 são destacadas as 15 maiores aluviões selecionados para o estudo do risco de salinização. Sua descrição quanto a área em hectares, código de identificação (ID) aqui usado, municípios abrangidos e a capacidade de acumulação em metros cúbicos encontram-se indicados na Tabela 2. As 15 maiores aluviões estão localizadas em 6 bacias hidrográficas: Capibaribe, Moxotó, Pajeú, Terra Nova, Brígida e Garças.

Figura 4 - Maiores reservas de solos aluviais identificadas no estado de Pernambuco



Fonte: Silva Filho *et al.*, (2020)

A maior aluvião (ID 133) está localizada na porção sudoeste da bacia do rio Pajeú, estendendo-se de montante para jusante, do município de São José do Belmonte, localizado próxima à divisa com o estado do Ceará, até o município de Floresta. Na bacia do rio Pajeú

ainda estão presentes, na porção mais a nordeste da bacia, as aluviões ID 128 e ID 151, respectivamente a 7ª e a 12ª maiores aluviões do estado.

Na bacia do rio Terra Nova estão a 2ª (ID 210) e a 9ª (ID 211) maiores aluviões identificadas. A aluvião ID 210 tem ampla extensão, englobando a calha principal do rio Terra Nova, desde local próximo às nascentes na divisa com o Ceará até o seu desague na margem esquerda do rio São Francisco, e também o rio Salgueiro, maior afluente do Terra Nova, que drena as cidades de Salgueiro e Verdejante.

Das 15 maiores aluviões 4 estão localizadas na bacia do rio Brígida (ID 206, ID 51, ID 174 e ID 158). A ID 51, 5ª maior do estado, está localizada em área próxima das nascentes do rio Brígida, se estendendo desde o norte do município de Exu até o norte do município de Parnamirim, região próxima à divisa entre os municípios de Granito e Serrita. A aluvião 206, 3ª maior do estado, corresponde ao baixo e o médio curso do rio Brígida e as aluviões 158 e 174 (11ª e 15ª maiores, respectivamente) a riachos mais a oeste da bacia.

Já a aluvião ID16, do rio Capibaribe, abrange o maior número de municípios em sua extensão, dentre as estudadas, totalizando 16 municípios. Com capacidade de armazenamento de água avaliada em 68,4 hectômetros cúbicos, compreende todo o alto e médio curso do rio, trechos onde este é intermitente.

A 6ª e a 10ª maiores aluviões (ID 55 e ID 171, respectivamente) estão localizadas no trecho pernambucano da bacia do rio Moxotó. De montante para jusante (direção norte/sul), a ID 171, mais próxima às nascentes, está situada majoritariamente nos municípios de Custória e Sertânia e a ID 55 localiza-se mais ao sul da bacia, partindo de Ibimirim em direção ao estado de Alagoas.

Na bacia do rio das Garças, que possui as nascentes no oeste do estado de Pernambuco, próximo à divisa com o Piauí, estão localizadas a 8ª, 13ª e 14ª maiores aluviões (ID 201, ID 40 e ID 44, respectivamente).

Tabela 2 - Características dos solos aluviais selecionados

Bacia	ID da aluvião	Área (ha)	Municípios abrangentes	Capacidade de acumulação de água (hm ³)
Pajeú	133	23315	São José do Belmonte, Serra Talhada, Mirandiba, Floresta	174,9
	128	5811	Itapetim, São José do Egito, Tabira, Tuparetama, Ingazera	43,6
	151	3639	Afogados da Ingazeira, Carnaúba, Flores	27,3
Terra Nova	210	22208	Verdejante, Serrita, Salgueiro, Terra Nova, Cabrobó, Parnamirim	166,6
	211	4450	Salgueiro, Cabrobó, Belém de São Francisco, Carnaubeira da Penha	33,4
Brígida	206	16672	Ouricuri, Parnamirim, Santa Rita da Boa Vista, Orocó, Granito, Bodocó	125,0
	51	7365	Exu, Moreilândia, Granito, Serrita, Bodocó, Parnamirim	55,2
	174	3796	Ouricuri, Santa Cruz, Parnamirim	28,5
	158	2590	Bodocó, Ouricuri	19,4

Capibaribe	16	9124	Sanharó, Belo Jardim, Jataúba, Brejo da Madre de Deus, Santa Cruz do Capibaribe, Taquaritinga do Norte, Toritama, Vertentes, Frei Miguelinho, Riacho das Almas, Caruaru, Cumaru, Surubim, Passira, Salgadinho, Limoeiro	68,4
Moxotó	55	6606	Ibimirim, Inajá	49,5
	171	4222	Custódia, Sertânia, Ibimirim	31,7
Garças	204	4724	Lagoa Grande, Santa Maria do Boa Vista	35,4
	40	3272	Santa Filomena, Santa Cruz, Dormentes, Lagoa Grande	24,5
	44	3247	Santa Filomena, Santa Cruz	24,4

Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Em sequência à estimativa dos volumes armazenáveis foi realizado o estudo do risco de salinização. Com o cruzamento dos dados obtidos - solos aluvionares selecionados, solos salinos, bacias de drenagem e cursos d'água, foi possível observar todo o percurso do escoamento superficial até chegar na aluvião estudada.

A Tabela 3 apresenta o resultado da classificação quanto ao risco de salinização por tipo de solo. O Vertissolo Háplico apresenta a maior e Neossolo Quartzarênico a menor capacidade de salinização.

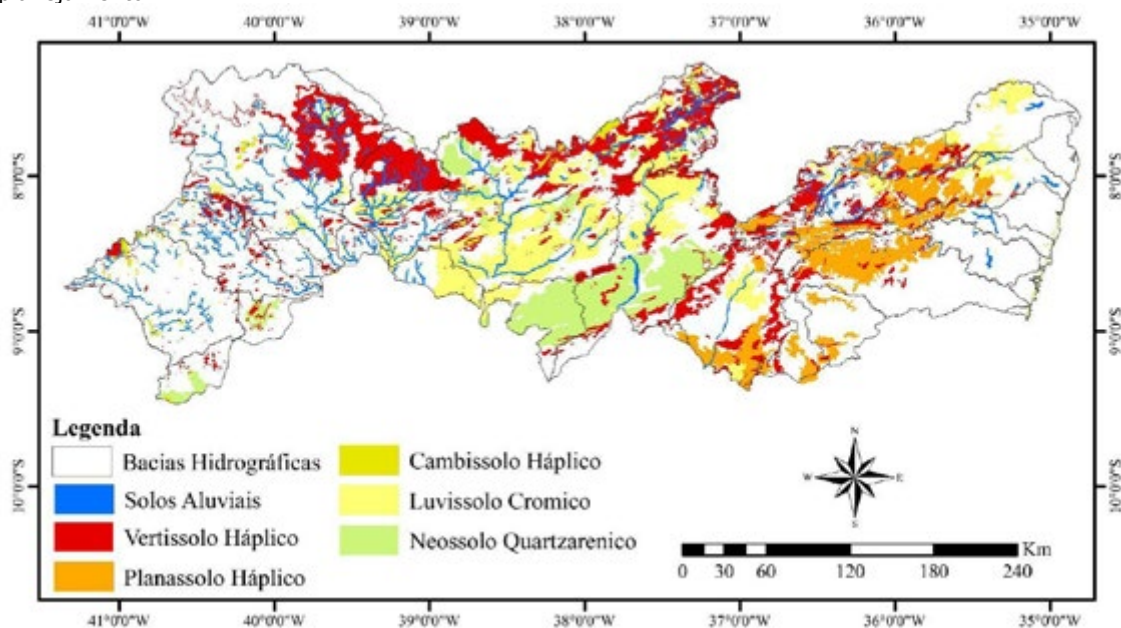
Tabela 3 - Ordenamento dos solos quando à capacidade das propriedades salinas

Colocação	Tipo de Solo
1	Vertissolo Háplico
2	Planossolo Háplico
3	Cambissolo Háplico
4	Luvissolo Crômico
5	Neossolo Quartzarênico

Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Na Figura 5 estão dispostos a espacialização dos solos selecionados em todo o estado de Pernambuco. Pode-se verificar que algumas Unidades de Planejamento possuem em sua área uma maior cobertura de solos com propriedades salinas, como é o caso das bacias dos rios Pajeú, Moxotó e Terra Nova.

Figura 5- Espacialização dos solos susceptíveis à salinização e dos solos aluviais por unidade de planejamento



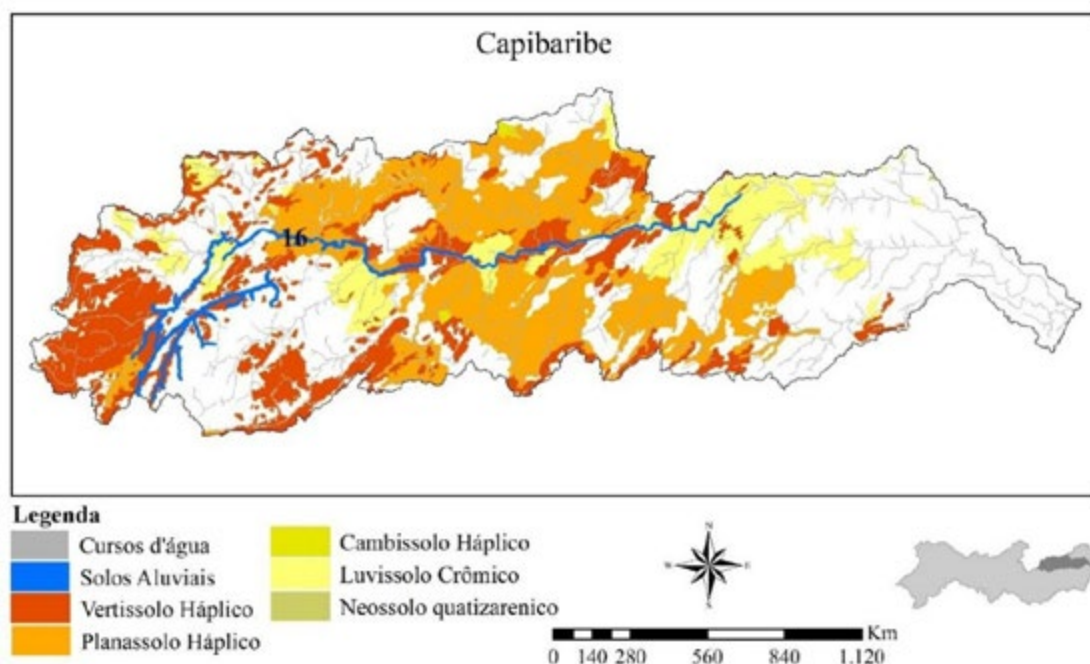
Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

As aluviões selecionadas foram analisadas a partir de toda a área contribuinte, a fim de observar quais os solos por onde esse escoamento se processarão. O recorte foi feito por unidade de planejamento onde se encontram as aluviões selecionadas.

A aluvião do rio Capibaribe (Figura 6) apresenta solos com menor risco de salinização próximo à nascente (Poção, Sanharó, Belo Jardim e Jataúba), havendo maior incidência de Vertissolo Háplico e de solos não salinos. Ao aproximar-se de Santa Cruz do Capibaribe há presença de solos tipo Planossolo Háplico e algumas manchas de Luvissoilo Crômico. De Vertentes a Surubim a predominância é de Planossolos Háplicos, com a existência de Vertissolos Háplicos, nas áreas mais próximas à aluvião, e de manchas de Luvissoilos Crômicos. No Médio Capibaribe, região próxima a Limoeiro, prevalecem solos do tipo Luvissoilo Crômico.

Gusmão (2016) relatou, em pesquisas realizadas entre 2013 e 2015 em poços na aluvião na região do Alto Capibaribe, altos índices de condutividade elétrica, relacionados à salinidade, sendo ainda verificada uma sensível diminuição desses valores após a ocorrência de chuvas e consequente aumento dos níveis de água na aluvião. Foram registrados para um mesmo conjunto de poços valores de condutividade elétricas na estação seca variando entre 3,38 a 23,2 mS/cm e após as chuvas valores entre 0,641 e 4,12 mS/cm. Também para o Alto Capibaribe, em pesquisas realizadas em poços na aluvião do trecho do rio que divide Santa Cruz do Capibaribe e Brejo da Madre de Deus, Silva (2018) encontrou comportamento da variação da condutividade elétrica que vão ao encontro dos publicados por Gusmão (2016).

Figura 6 - Espacialização dos solos susceptíveis a salinização e dos solos aluviais para bacia do rio Capibaribe



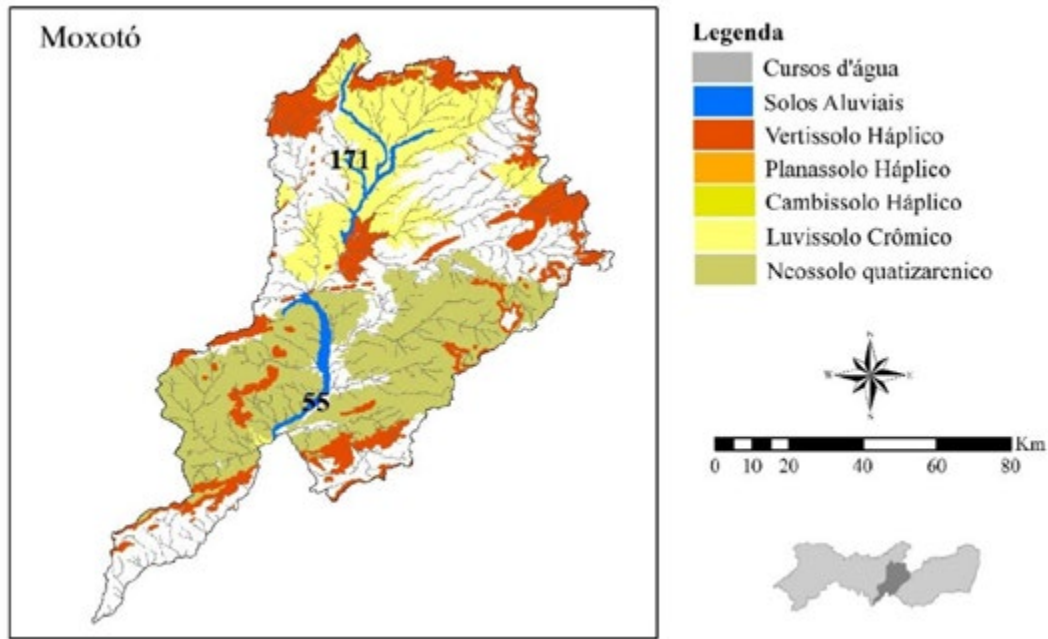
Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Na bacia do rio Moxotó estão inseridas duas grandes aluviões, identificadas pelas numerações 171 e 55 (Figura 7). A aluvião ID 171, trecho mais a montante da bacia (municípios de Custódia e Sertânia), tem contato direto com o solo do tipo Luvissoilo Crômico em quase toda a sua extensão e pequenas áreas de contato com o Vertissolo Háptico. Na bacia de contribuição há grandes áreas de solos não salinos, mais distante da mancha aluvionar. Análises feitas nas águas das aluviões nesta região do alto vale do rio Moxotó (LEAL; MASCARENHAS; SÁ, 2000) relataram que a salinidade tende a ter diminuição de montante para jusante, no sentido em que aumenta a capacidade de armazenamento da aluvião.

A aluvião ID 55 possui a margem direita quase que totalmente em contato com Neossolos Quartzarênicos e a margem esquerda parte em contato com Neossolos Quartzarênicos, bem como parte em contato com solos não salinos.

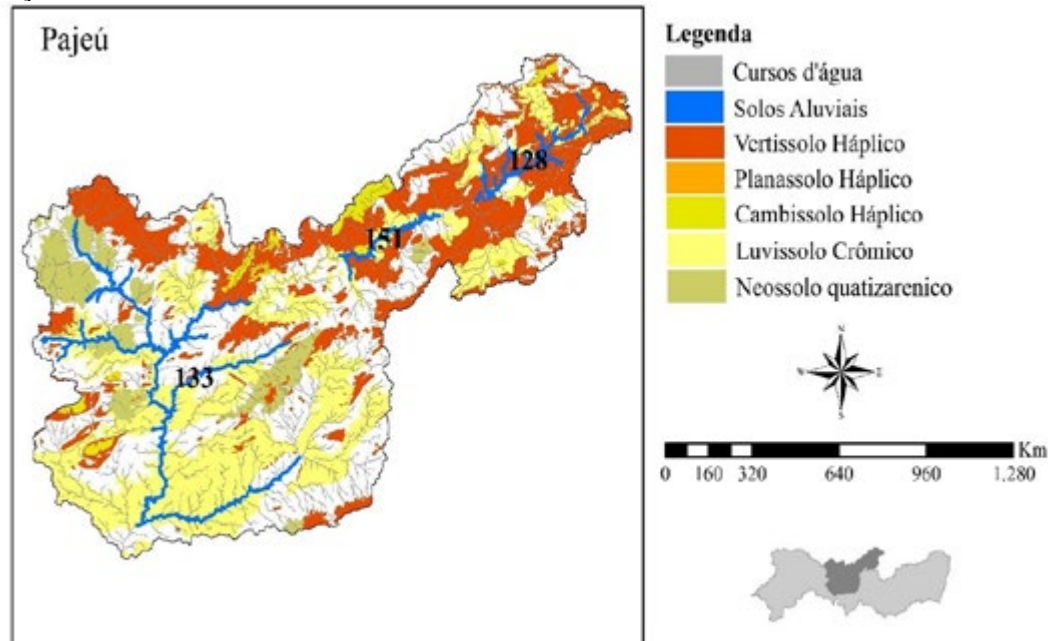
Na bacia do rio Pajeú a composição dos solos varia bastante a depender da área (Figura 8), tendo de maneira generalizada, solos com maior potencial salino ao norte do que ao sul da bacia. Na área da aluvião 128, região mais próxima à Paraíba, há majoritária presença de Vertissolos Hápticos, mais salinos. Um pouco mais a jusante da bacia, área da aluvião 151, a existência de solos com alta propriedade salina melhora um pouco em relação à anterior, mas ainda é majoritariamente influenciada por Vertissolos Hápticos. Nas regiões que drenam para a aluvião 133, maior mancha aluvionar do estado, também há variações a depender do trecho. Na porção que fica predominantemente no município de São José do Belmonte ocorrem próximos à aluvião solos não salinos e Neossolos Quartzarênicos e há uma grande mancha de Vertissolo Háptico mais ao norte. Na fração da aluvião que está englobada em sua maior parte no município de Mirandiba, há contato com Luvissoilos Crômicos, Neossolos Quartzarênicos, presença de solos não salinos e Vertissolo Háptico na área drenada. No município de Serra Talhada, maior extensão da aluvião, há forte presença de solos salinos ao norte (Vertissolos Hápticos e Luvissoilos Crômicos em maior parte e Cambissolos Hápticos em menor parte), solos não salinos são observados na porção média e Luvissoilos Crômicos na porção sul, bem como nos municípios de Floresta e Belém de São Francisco.

Figura 7 - Espacialização dos solos susceptíveis a salinização e dos solos aluviais para bacia do rio Moxotó



Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Figura 8 -Espacialização dos solos susceptíveis à salinização e dos solos aluviais para a bacia do rio Pajeú



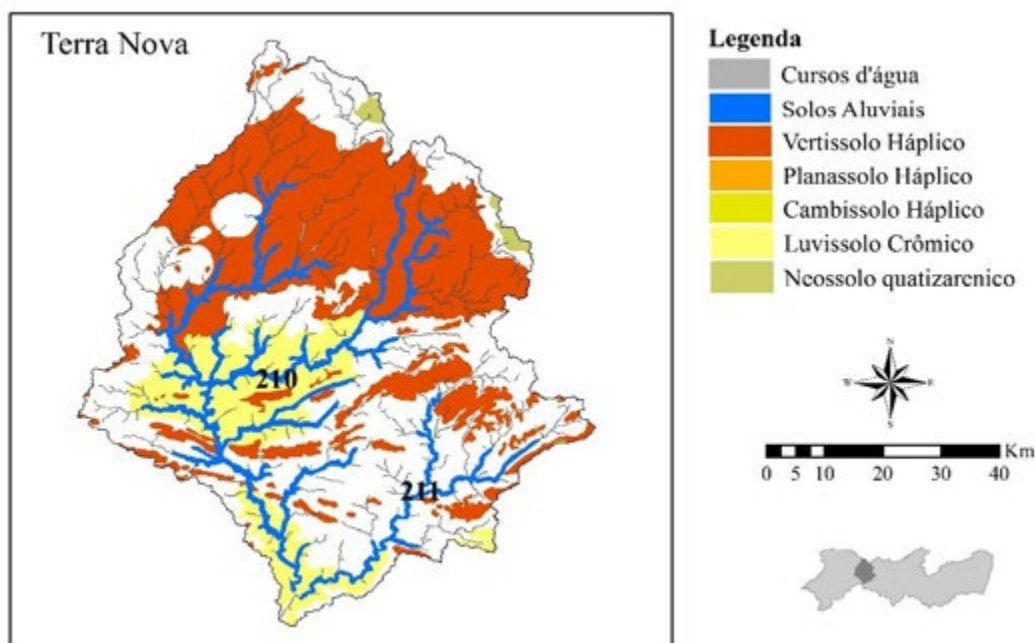
Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Na bacia do rio Terra Nova foram avaliadas duas aluviões, cuja identificação é 210 e 211 (Figura 9). O bolsão aluvionar da ID 210, em suas cabeceiras, tem quase toda a sua área cercada por solos do tipo Vertissolo Háptico (Serrita, Verdejante, norte de Salgueiro e norte de Terra Nova) e Luvisso Crômico nas áreas mais a jusante (sul de Terra Nova, sul de Salgueiro e Cabrobó), desta forma apresentando alto potencial de salinização. No caso da aluvião ID 211, a maior parte de sua área não está inserida diretamente em solo salino. Entretanto, na sua bacia de contribuição existem algumas porções com solo do tipo

Vertissolo Háplico e seu exutório encontra-se no Luvisso Crômico, área onde tende a apresentar risco médio de salinização.

Vale ressaltar que na região desta bacia encontra-se o Núcleo de Desertificação de Cabrobó, que abrange os municípios de Belém do São Francisco, Cabrobó e Floresta (CGEE, 2015; FARIAS; VIEIRA, 2019). São áreas com extremos processos de degradação. O processo de desertificação, segundo Vasconcelos Sobrinho (2002) é provocado principalmente pela ação humana, e é definido por Matallo Júnior (2009) como resultado do manejo inadequado dos recursos naturais. As práticas agrícolas impróprias para as características do solo dessa região têm causado redução da produtividade, perda da fertilidade e salinização do solo (SILVA; SILVA, 2015).

Figura 9- Espacialização dos solos susceptíveis à salinização e dos solos aluviais para a bacia do rio Terra Nova



Fonte: Silva Filho *et al.*, (2020)

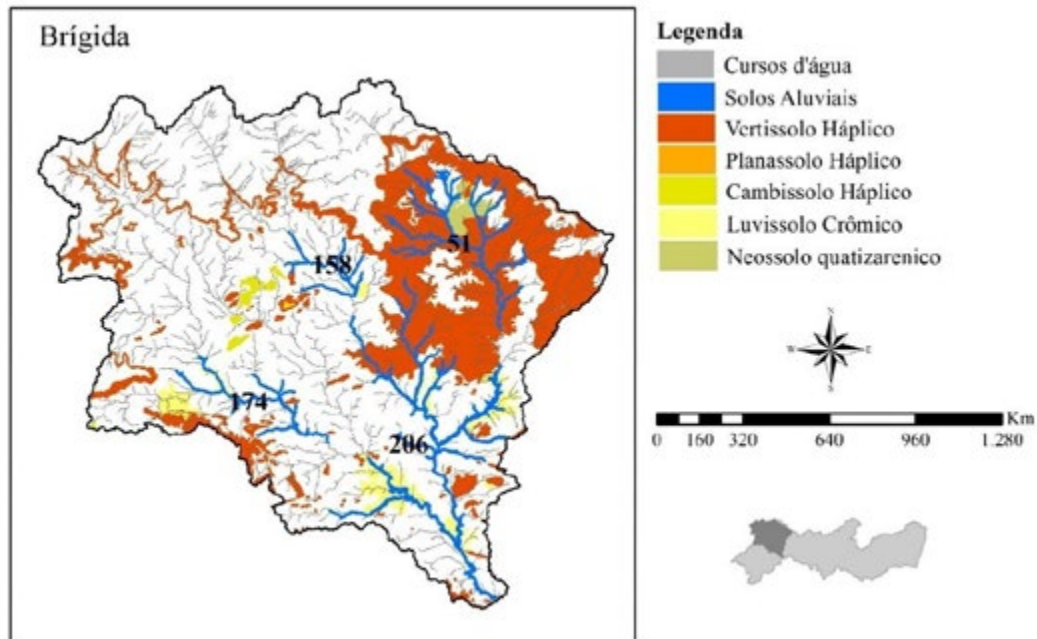
Na bacia do rio Brígida a maior parte da área é de solos não salinos, embora haja presença considerável de solos salinos (principalmente Vertissolos Háplicos) na parte nordeste da bacia (Figura 10). Na área da nascente do rio Brígida há um domínio de Vertissolos Háplicos, que estão em contato com a aluvião ID 51 em toda sua extensão, havendo alto risco de salinização deste segmento da aluvião. Na área da aluvião ID 206, que é bastante extensa, há contato com Vertissolos Háplicos mais a montante, prevalecendo solos não salinos (o que ocorre na maior parte de área de contribuição) à medida que vai se adentrando o município de Parnamirim. Há uma pequena presença de Luvisso Crômicos em volta da aluvião na região de divisa entre Parnamirim e Santa Maria da Boa Vista. A aluvião ID158, que engloba praticamente o município de Bodocó, tem a imensa maioria de sua área de contribuição composta por solos não salinos, havendo apenas pequenas manchas de solos salinos (Cambissolos Háplicos, Vertissolos Háplicos e Luvisso Crômicos). Na área da aluvião ID 174 a quase totalidade é de solos não salinos, havendo um pequeno trecho em contato com uma mancha não muito larga de Luvisso Crômicos.

Análises realizadas nas águas de uma barragem subterrânea no oeste da bacia do Brígida (OLIVEIRA *et al.*, 2007) apontaram para uma alta salinidade (condutividade elétrica de 0,079 dS/cm) e baixa sodicidade (RAS 2,69).

Na bacia do rio das Garças como um todo prevalecem solos não salinos (Figura 11). A aluvião ID 204, em nenhum segmento do seu comprimento tem interface com algum solo tido como salino. Na sua bacia de contribuição há segmentos de Vertissolo Háplico, entretanto esses solos são esparsos e pontuais, não apresentando risco iminente à salinização. Para a aluvião ID 40 o quadro se repete. A aluvião ID 44 possui no seu trecho

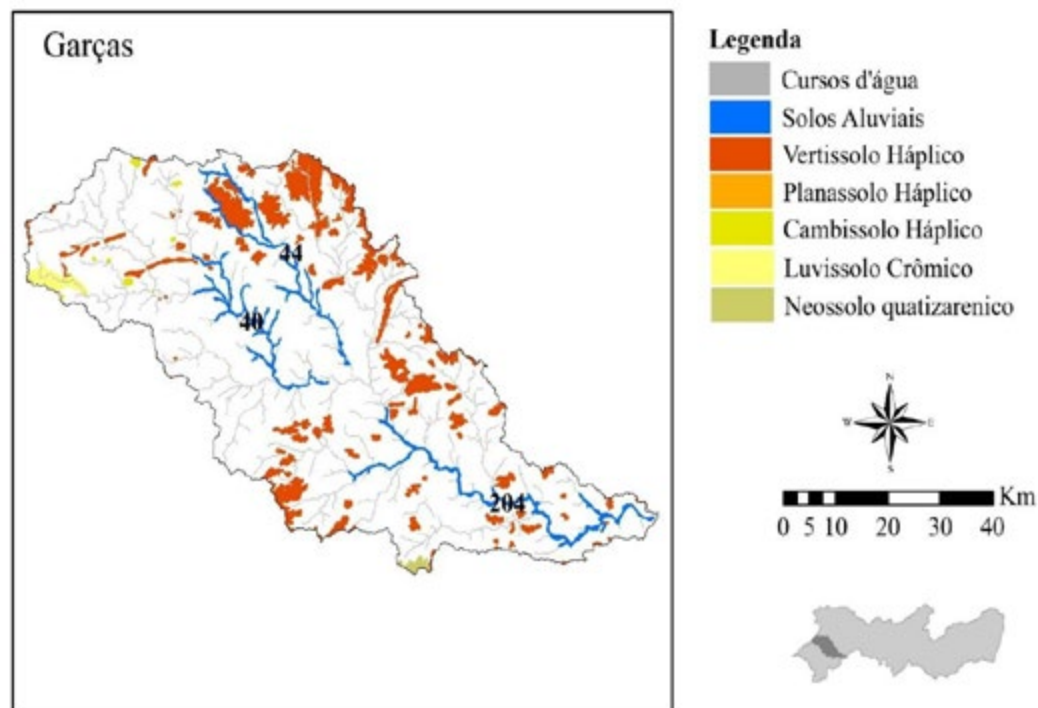
mais a montante, região da divisa entre Santa Filomena e Santa Cruz, uma significativa presença de Vertissolos Háplicos, contribuindo para a existência do risco de salinização.

Figura 10 - Espacialização dos solos susceptíveis a salinização e dos solos aluviais para bacia do rio Brígida



Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Figura 11- Espacialização dos solos susceptíveis a salinização e dos solos aluviais para bacia do rio das Garças



Fonte: Silva Filho *et al*, (2020)

Considerações Finais

O Estado de Pernambuco apresenta consideráveis áreas de solos aluviais, com valiosa capacidade de armazenamento de água e potencial para utilização de água subterrânea e para construção de barragens subterrâneas.

As manchas de aluvião estão bem distribuídas por todas as regiões do estado, tendo destacada presença na área do semiárido, o que reforça a importância de avaliação dos segmentos de aluvião a explorar.

O risco de salinização é bem presente. A maioria das 15 maiores aluviões do estado apresentaram em pelo menos algum trecho risco de médio a muito alto para a ocorrência de salinização. Apesar disso, a análise apresentada mostra que muitos segmentos das aluviões têm baixo risco, podendo ser aproveitadas para captação direta da água ou armazenamento por construção de barragens subterrâneas. Considerando a dificuldade da região no que tange ao suprimento de água para o consumo humano e as atividades produtivas no meio rural, o potencial representado pelo armazenamento de água nas aluviões é extremamente significativo.

É preciso considerar também a necessidade de manejo adequado das estruturas de armazenamento e captação, de forma a minimizar os efeitos da evapotranspiração e do acúmulo de sais na água represada.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE) pelo apoio no desenvolvimento da pesquisa, por meio de bolsas de Pós-Graduação e de Iniciação Científica, bem como ao CNPq, também pela concessão de bolsas e ao projeto Capes nº88887.163498/2018-00 pelo financiamento e bolsa de pós-doutorado.

REFERÊNCIAS

AGARWAL, RAJAT; P. K. GARG. Remote Sensing and GIS Based Groundwater Potential & Recharge Zones Mapping Using Multi-Criteria Decision Making Technique. *Water Resour Manage*, v. 30, p. 243–260, 2016.

AGEITEC - EMBRAPA. Cambissolos háplicos. Disponível em: <[Http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn1sf65m02wx5ok0liq1mqzx3jrec.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn1sf65m02wx5ok0liq1mqzx3jrec.html)>. Rio de Janeiro, 2014a. Acesso em: 03 de dezembro de 2018.

AGEITEC - EMBRAPA. Luvisolos crômicos. Disponível em: <[Http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn230xhm02wx5ok0liq1mqv181o7y.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn230xhm02wx5ok0liq1mqv181o7y.html)>. Rio de Janeiro, 2014b. Acesso em: 03 de dezembro de 2018.

AGEITEC - EMBRAPA. Neossolo quartzarênicos. Disponível em: <[Http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn230xo02wx5ok0liq1mqarta66.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn230xo02wx5ok0liq1mqarta66.html)>. Rio de Janeiro, 2014c. Acesso em: 03 de dezembro de 2018.

AGEITEC - EMBRAPA. Planossolos háplicos. Disponível em: <[Http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn362j9y02wx5ok0liq1mq86zqh78.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn362j9y02wx5ok0liq1mq86zqh78.html)>. Rio de Janeiro, 2014d. Acesso em: 03 de dezembro de 2018.

AGEITEC - EMBRAPA. Vertissolos háplicos. Disponível em: <[Http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn362ja02wx5ok0liq1mqeukhsfe.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/cont000gn362ja02wx5ok0liq1mqeukhsfe.html)>. Rio de Janeiro, 2014e. Acesso em: 03 de dezembro de 2018.

ARAÚJO, D. C. dos S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. de A., SILVA JUNIOR, V. de P.; SANTOS, S. M. dos. Spatial variability of soil attributes in an experimental basin in the semi-arid region of Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 22, p.38-44, 2018.

BRITO, L.T. de L.; MOURA, M. S. B; GAMA, G. F. B. (orgs.). Potencialidades da água de chuva no semiárido brasileiro. Petrolina, Pernambuco, EMBRAPA SEMIÁRIDO, 2007.p. 118.

Cabral, S. L., Campos, J. N. B., Silveira, C. S., Pereira, J. M. R. O Intervalo de Tempo para uma Máxima Previsibilidade da Precipitação sobre o Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 31, p. 105-113, 2016.

CAETANO, T. O. Disponibilidade hídrica das aluviões e as características de uso e demanda de água em comunidades rurais do semiárido pernambucano. 86f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2018.

CIRILO, J. A.; ALVES, F. H. B.; RIBEIRO NETO, A. Utilização de mapeamento digital do terreno para prevenção de desastres e planejamento do uso do solo. In: Conferência Internacional do INCT para Mudanças Climáticas, São Paulo, SP. 2016.

CIRILO, J. A.; ALVES, F. H. B.; SILVA, L. A. C.; CAMPOS, J. H. A. L. Suporte de Informações Georreferenciadas de Alta Resolução para Implantação de Infraestrutura e Planejamento Territorial. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 7, p. 755-763, 2014.

CIRILO, J. A.; COSTA, M. R.; COSTA, W. D.; GOLDEMBERG, D.; ABREU, G. H. F.; AZEVEDO, L. G. T.; BALTAR, A. M. Soluções para o Suprimento de Água de Comunidades Rurais Difusas no Semiárido Brasileiro: Avaliação de Barragens Subterrâneas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 8, n. 4, p. 5-24, 2003.

CIRILO, J. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CAMPOS, J. N. B. A questão da água no semiárido brasileiro. In: Bicudo, C.E.de M.; Tundisi, J.G.; Scheuenstuhl, M.C.B. (Org.). *Águas do Brasil: Análises Estratégicas*. São Paulo: Instituto de Botânica. 2010.

CIRILO J. A, MONTENEGRO, S. M. G. L, CAMPOS, J. N. B. The issue of water in the brazilian semi-arid region. In: BICUDO CM., TUNDISI JG, SCHEUENSTUHL MCB (eds) *Waters of Brazil: Strategic Analysis*, 1st edn. Springer International Publishing, p. 59–71, 2017.

EAKIN, H. C.; LEMOS, M. C.; NELSON, D. R. Differentiating capacities to sustainable climate change adaptation. *Global Environmental Change*, v. 27, p. 1-8, 2014.

FERREIRA, G. B.; COSTA, M. B. B. da; SILVA, M. S. L. da; MOREIRA, M. M.; GAVA, C. A. T.; CHAVES, V. C.; MENDONÇA, C. E. S. Sustentabilidade de agroecossistemas com barragens subterrâneas no semiárido brasileiro: a percepção dos agricultores na Paraíba. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 6, p. 19-36, 2011.

FREIRE, M. B. G. S., MIRANDA, M. F. A.; OLIVEIRA, E. E. M.; SILVA, L. E. DA; PESSOA, L. G. M.; ALMEIDA, B. G. de. Agrupamento de solos quanto à salinidade no Perímetro Irrigado de Custódia em função do tempo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18, S86–S91, 2014.

FARIAS, P. L. C. de, VIEIRA, B. H. R. Atuação do estado de Pernambuco no combate aos efeitos da desertificação. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.12, p. 562-573, 2019.

FONTES JÚNIOR, R. V. de P.; MONTENEGRO, A.A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, T. E. M. dos. Estabilidade temporal da potenciometria e da salinidade em vale aluvial no semiárido de Pernambuco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, p. 1188–1197, 2012.

GOMES, U. A. F.; HELLER, L. Acesso à água proporcionado pelo Programa de Formação e Mobilização Social para Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais: combate à seca ou ruptura da vulnerabilidade?. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.21, p. 623-633, 2016.

GUSMÃO, P. T. R. Qualidade das águas captadas nas areias de aluvião. In: BRAGA, R. A. P. (Org.). *Águas de Areias*. Recife: Clã, 89-105, 2016.

HARTER, L. S. H.; HARTE, F. S.; DEUNER, C.; MENEGHELLO, G. E.; VILLELA, F. A. Effect of salinity on physiological performance of mogango seeds and seedlings. *Horticultura Brasileira*, v. 32, p. 80-85, 2014.

JAMALI, I. A.; OLOFSSON, B.; MÖRTBERG, U. Location suitable sites for the construction of subsurface dams using GIS. *Environmental Earth Sciences*, v. 70, p. 2511-2525, 2013.

Lalehzari, R., Tabatabaei, S. H., 2015. Simulating the impact of subsurface dam construction on the change of nitrate distribution. *Environmental Earth Sciences*, v. 74, p. 3241–3249, 2015.

- LEAL, ONOFRE. Avaliação hidrogeológica preliminar das aluviões do alto vale do rio Moxotó-PE. Recife: CPRM, 2000.
- MATALLO JUNIOR, H. Glossário de Termos e Conceitos usados no Contexto da UNCCD. Brasília: MMA, 2009.
- MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. Geoprocessamento em Recursos Hídricos, integração e aplicação. Porto Alegre: ABRH, 2013. 576p.
- MONTENEGRO, S. M. G. L. Evaporação medida pelo método do domo em barragem subterrânea no semiárido pernambucano. XVII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVIII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, Bonito, 2012.
- OLIVEIRA, A. K. C., SILVA, M. S. L., MENDONÇA, C. E. S., FERREIRA G. B., CHAVES, V. C., SILVA, D. J. Avaliação qualitativa da água de barragens subterrâneas no semiárido nordestino brasileiro. Revista Brasileira de Agroecologia, v. 2, p. 402-1404, 2007.
- OUERDACHI, L., H. BOUTAGHANE, R. HAFSI, T. BOULMAIZ TAYEB, AND F. BOUZAHAR. Modeling of Underground Dams Application to Planning in the Semi-Arid Areas (Biskra, Algeria). Energy Procedia, v. 18, p. 426-437, 2012.
- PERNAMBUCO. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente. Bacias Hidrográficas de Pernambuco. Comunigraf, Recife, 2006.
- RODRIGUES, F. B. Caracterização Hidrogeológica de depósito aluvial do Riacho Boa Vista no Sítio Caiçara, Afogados da Ingazeira, PE. 2012. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geociências) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- SANTOS, I. DE O.; MARIANO, G. Sistema de informação geográfica e caracterização fisiográfica automática da bacia hidrográfica do rio Tatuoca. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 10, p. 66-879, 2017.
- SILVA FILHO, E. L.; CAETANO, T. O.; FERREIRA, T. S. G.; CIRILO, J. A.; VASCONCELOS, R. S.; ALBUQUERQUE, T. B. V. Avaliação do Potencial de Aproveitamento de Aluviões para a Construção de Barragens Subterrâneas no Semiárido Pernambucano. REVISTA BRASILEIRA DE GEOGRAFIA FÍSICA. v.13, p.2402 -2416, 2020.
- SILVA, R. O. B. ; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SOUZA, W. M. de. Tendências de mudanças climáticas na precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. Engenharia Sanitária Ambiental, v. 22, p. 79-589, 2017.
- SILVA, S. M. P. 1994. Sistema de Informações para Gestão e Monitoramento dos Recursos Naturais da Microrregião do Pajeú-PE. Projeto Alto Pajeú; Água no Sertão do Pajeú – O Município de Afogados da Ingazeira. Série Recursos Hídricos, 3. Recife: CPRM. 25p.
- SILVA, A. K. de O.; SILVA, H. P. de B. O processo de desertificação e seus impactos sobre os recursos naturais e sociais no município de Cabrobó – Pernambuco – Brasil. Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP, v. 8, p. 203-215, 2015.
- SILVA, D. J. Caracterização hidrodinâmica do solo e qualidade da água da aluvião em um trecho intermitente do rio Capibaribe - semiárido pernambucano.50f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Acadêmico do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru. 2018.
- SOUSA, C. H. C.; LACERDA, C. F.; SILVA, F. L. B.; NEVES, A. L. R.; COSTA, R. N. T.; GHEYI, H. R. Yield of cotton/cowpea and sunflower/cowpea crop rotation systems during the reclamation process of a saline-sodic soil. Engenharia Agrícola, v. 34, 867-876, 2014.
- VASCONCELOS SOBRINHO, J. de. Núcleos de Desertificação no Polígono das Secas. In: VASCONCELOS SOBRINHO, João de. Desertificação no Nordeste do Brasil. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2002.
- Agarwal, R.; Garg, P. K. Remote Sensing and GIS Based Groundwater Potential & Recharge Zones Mapping Using Multi-Criteria Decision Making Technique. Water Resour Manage, v. 30, p. 243 -260, 2016.

CONSERVAÇÃO DE ÁGUA EM EDIFICAÇÕES EM CENÁRIOS DE ESCASSEZ HIDRICA

Simone Rosa da Silva

Anna Elis Paz Soares

Juliana Karla da Silva

Luiz Gustavo Costa Ferreira Nunes

Introdução

Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos figuram entre os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela União das Nações Unidas em 2015. Para alcançar tal o objetivo, os recursos hídricos devem ser administrados com sabedoria, tornando os serviços de água confiáveis e acessíveis, juntamente com a evolução da infraestrutura e tecnologias relacionadas. Mudanças climáticas e a crescente frequência de eventos extremos exigem maior conscientização e atenção à segurança hídrica. Em particular, as áreas urbanas, como centros de população e crescimento econômico, precisam se tornar mais resilientes para lidar com futuros eventos extremos de inundações e secas (IICA, 2017; UN, 2015).

Carvalho (2012) afirma que a escassez de água é de todas as consequências das secas a mais crítica. O ser humano é pouco resistente à falta de água. Além dos racionamentos usualmente praticados em redes públicas durante as secas, aqueles que são obrigados a utilizar água de açudes ou poços, nos limites de sua capacidade de armazenamento, não podem encontrar água de boa qualidade, pois em situações de seca há uma piora na qualidade da água. A ANA (2020) chama atenção para os elevados valores médios de Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO encontrados em açudes no semiárido nordestino. A DBO alta provavelmente indica a ocorrência de eutrofização nestes corpos d'água, sendo também um importante indicador de poluição.

Devido à escassez de água no Semiárido brasileiro, as famílias gastam até 30 horas por mês em busca de água (SOUZA *et al.*, 2016). A população dessa área faz uso de açudes, barreiros, cisternas e barragens subterrâneas assim como constroem poços amazonas ou cacimbões (BRITO *et al.*, 2010; LIMA *et al.*, 2016; NUNES; BILAR; PIMENTEL, 2017; REBOUÇAS, 2003; SILVA *et al.*, 2013). Em muitas áreas do semiárido pernambucano também se destaca o uso de carros-pipas, que passaram a se caracterizar como um sistema não convencional de abastecimento de água devido à carência de infraestrutura hídrica, como adutoras e redes de distribuição (CARVALHO, 2012).

Nesse contexto, a exploração de fontes alternativas desempenha importante papel. Para lidar com os longos períodos de estiagem, a captação e armazenamento de águas pluviais, como mostram Sarmiento *et al.* (2017), é uma opção acessível e economicamente viável. Portanto, economizar, reutilizar/reciclar/recuperar e desenvolver novas tecnologias da água é essencial para garantia da segurança hídrica para as famílias que vivem em regiões semiáridas.

Segundo o Plano Nacional de Segurança Hídrica – PNSH (ANA, 2019), a segurança hídrica existe quando há disponibilidade de água em quantidade e qualidade suficientes para o atendimento às necessidades humanas, à prática das atividades econômicas e à conservação dos ecossistemas aquáticos, acompanhada de um nível aceitável de risco relacionado a secas e cheias, devendo ser consideradas as suas quatro dimensões (humana, econômica, ecossistêmica e de resiliência) como balizadoras do planejamento e da gestão do uso da água em um país.

A gestão dos recursos hídricos, por sua vez, envolve três níveis distintos: macro, meso e micro. O nível macro compreende os sistemas hidrográficos, focando em ações para a gestão de bacias hidrográficas e corpos hídricos, em que se destaca a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9.433/97 (BRASIL, 1997), que estabelece instrumentos para a gestão dos recursos hídricos de domínio federal. O nível meso está focado nos sistemas urbanos de abastecimento de água e de coleta de esgoto sanitário. Por último, o nível micro compreende os sistemas prediais e os usos finais da água (MOURA, 2015; OLIVEIRA, 1999; SANTOS, 2010).

No nível micro, destaca-se que a promoção da conservação da água em edificações é parte fundamental na gestão da demanda urbana da água. Ao mesmo tempo, promove a sustentabilidade nos demais pilares, na medida em que reduz o volume de esgoto produzido, barateando tanto o custo de operação da estação de tratamento de água quanto da estação de tratamento de esgoto, redistribuindo a oferta de água potável e garantindo a sustentabilidade das bacias hidrográficas e do meio ambiente.

As medidas comumente aplicadas na gestão da demanda urbana de água podem ser agrupadas em três categorias principais: medidas sócio-políticas; estruturais e técnicas; econômicas e financeiras (BROWN; FARRELLY, 2009; GUEDES; RIBEIRO; VIEIRA, 2014; KANAKOUDIS, 2002). As ações econômicas compreendem incentivos e desincentivos econômicos, como o aumento de tarifas ou bonificações ao bom consumo de água, ou até mesmo bonificações para denúncias de uso indevido da água, além de subsídios para aquisição de equipamentos economizadores. As ações sociais se caracterizam por campanhas educativas para conscientização dos usuários. As ações tecnológicas, consideradas de maior impacto, se constituem em implantação de sistemas de medição setorizada do consumo de água, substituição de equipamentos, detecção e correção de vazamentos (OLIVEIRA; GONÇALVES, 1999).

Estudos mostram que cidades localizadas em regiões que enfrentam escassez de água estão adotando medidas de promoção à conservação de água em edificações a fim de melhorar os índices de abastecimento. Há ainda localidades que possuem elevados custos no abastecimento de água e também implementaram planos de conservação de água nas cidades e obtiveram ótimos resultados.

Neste contexto, a Austrália, por exemplo, dentre os anos 2000 e 2009, adotou ações econômicas, sociais e tecnológicas que resultaram em uma redução de 35% do consumo de água per capita, devido a três fatores: adoção de restrição quanto ao uso da água ao ar livre, incentivo ao uso de equipamentos economizadores (vasos sanitários) e mudanças no preço da água (CAHILL; LUND, 2012). Kanakoudis; Gonelas (2015) conduziram estudo com foco na estimativa dos fatores que afetam a demanda residencial de água na cidade de Kozani, na Grécia, em que os coeficientes das variáveis de preço e as variáveis de efeitos climáticos mostraram-se estatisticamente significativos.

Por sua vez, a Califórnia, que desde a última década vem enfrentando secas intensas, culminando em estado de emergência em 2009 e 2014, adotou inicialmente ações educativas e posteriormente também ações econômicas. As agências de água implementaram vários programas de conservação de água, de medidas voluntárias a planos mais rigorosos que incluíam aumento na tarifa de água. As restrições voluntárias, quando não há penalidades atreladas ao não cumprimento das medidas propostas, aplicadas no período de 2007 a 2008, não contribuíram para redução de consumo de água potável no uso doméstico. Em 2009, foram implantadas restrições obrigatórias, desta vez com aplicação de multas. A partir daí, resultados mais significativos começaram a aparecer. Entre julho e agosto de 2007, o consumo médio de água na cidade foi de 140 m³/residência, enquanto no período de maio a junho de 2010 o consumo médio caiu para 94 m³/residência (MINI; HOGUE; PINCETL, 2014).

Ainda na Califórnia, Reed (2012) realizou um estudo de caso sobre o programa de incentivo à conservação de água realizado pelo Distrito de Água do Vale de Santa Clara, no qual eram oferecidas informações sobre o uso e potencial de economia de água, além do acesso opcional a dispositivos de economia de água. Verificou-se uma economia líquida de 18,22% no grupo que participou do programa de capacitação.

A região de Waterloo (Canadá) e a cidade de Barcelona (Espanha) adotaram ações sociais, econômicas e tecnológicas, no primeiro caso houve uma redução de 8.504 m³/dia no período de 2007-2011, enquanto que no segundo uma redução de 14,5% no consumo de água residencial (BRAGA; RIBEIRO, 2001; EEA, 2015; WATERLOO, 2014).

No Brasil, um caso de bastante destaque na última década foi o estado de São Paulo, que adotou medidas estratégicas para enfrentar as consequências da crise hídrica iniciada em 2014, que incluíam ações sociais e econômicas. Dentre as medidas implantadas pela SABESP, destaca-se: bonificação para os clientes que conseguissem reduzir o consumo de água de sua residência em 30%; oneração para residências que apresentassem aumento de consumo; campanhas na mídia; apoio e suporte à educação ambiental no âmbito da economia de água; além de estímulo a utilização de água de reúso (SABESP, 2015). Sousa (2016) reporta que a redução de consumo foi mais significativa em regiões abastecidas pelos mananciais que se encontravam em pior situação de armazenamento de água, mas foi

adotada por habitantes das demais regiões. No entanto, passado o período crítico da crise hídrica, a sobretaxa e o bônus nas contas de água foram extintos. É o que geralmente ocorre com as medidas sócio-políticas e econômicas: elas são adotadas em períodos de longa estiagem e extintas assim que a fase crítica termina.

Para promoção de ações de conservação de água em edificações é preciso levar em consideração o perfil de consumo de água da edificação. O uso da água numa edificação se caracteriza pelo emprego desse recurso em qualquer evento promovido pela ação humana, incluindo a parcela de uso efetivo, que é o volume de água necessário para o atendimento das necessidades do usuário, somada à parcela que é desperdiçada por mau uso e às perdas nas instalações. Brito; Kiperstok (2013) ainda acrescentam a esse conceito o consumo decorrente da qualidade ambiental do prédio (existência de sistemas de reúso e aproveitamento de fontes de melhor qualidade ambiental, por exemplo).

São muitos os fatores que podem influenciar no perfil de consumo de água de uma edificação, a começar pela tipologia predial e, dentro de uma mesma tipologia, as particularidades das instalações hidrossanitárias e tipos de usuários (seus hábitos, costumes e tradições). As tipologias prediais podem ser categorizadas em cinco grupos: residenciais, comerciais, industriais, particulares e públicos. Destes grupos, os prédios particulares e públicos são subdivididos em diversas categorias, como: prédios escolares, hospitalares, administrativos, laboratoriais, presídios, entre outros. Diferentemente dos prédios particulares, os prédios públicos estão associados a uma esfera política municipal, estadual ou federal (SILVA *et al.*, 2019). Sendo assim, cada edificação terá um perfil de consumo diferente, de acordo com suas características e as da população que nela habita.

Nesse âmbito, este capítulo tem por objetivo apresentar resultados de estudos realizados em diferentes tipologias de edificações (residências, instituições de ensino básico e superior) no Semiárido de Pernambuco buscando a melhoria na eficiência do uso da água, através da redução da demanda e aumento da oferta a partir da exploração de fontes alternativas de abastecimento.

Avaliação de equipamentos economizadores como suporte ao gerenciamento urbano de água

Para iniciar este estudo, Silva (2017) selecionou o município de Caruaru, localizado na região Agreste do Estado de Pernambuco, que dista 136 Km da capital, Recife. O município foi escolhido, pois apresentava problemas graves de oferta de água devido a variações climáticas e características intrínsecas ao local. Também foi considerado o quantitativo populacional e a importância econômica do município no Estado. A autora verificou impactos econômicos e ambientais da implantação de aparelhos hidrossanitários com tecnologia economizadora de água em residências do município.

Foram selecionados oito bairros entre os 23 existentes no município, onde predominasse a existência de residências populares, de médio e alto padrão construtivo. Para uma melhor representação, foram considerados ainda bairros menos populosos e mais populosos. As Figuras 1 e 2 apresentam a vista aérea dos bairros de Rendeiras e Salgado, respectivamente.

Figura 1 – Vista aérea do bairro de Rendeiras (Caruaru/PE).



Fonte: Acerco COMPESA (2015).

Figura 2 – Vista aérea do bairro de Salgado (Caruaru/PE).



Fonte: Acervo COMPESA (2015).

Após a seleção da área de estudo, foi feito levantamento do consumo dos bairros com dados fornecidos pela Concessionária de água e esgoto local. A Tabela 1 apresenta o consumo médio per capita no ano de 2015. Também foi elaborado um estudo que projetou as populações por bairro para os anos de 2015 e 2035.

Tabela 1 – Per Capita dos bairros selecionados (2015).

Bairro	Per Capita (L/hab*dia)
Alto do Moura	273
Boa Vista	52
Cidade Alta	144
Indianópolis	90
Kennedy	67
Maurício de Nassau	135
Petrópolis	121
Salgado	75

Fonte: COMPESA (2015).

Posteriormente, foram definidas ações de conservação a serem avaliadas e foram definidos três cenários de simulação das ações a serem implantadas. O Quadro 1 detalha esses cenários.

A Tabela 3, a seguir, apresenta o consumo médio total dos aparelhos hidrossanitários convencionais e os consumos estimados para cada cenário quando somados os resultados dos oito bairros estudados.

Quadro 1 – Cenários considerados no estudo

	EQUIPAMENTOS			
	BACIA SANITÁRIA	TORNEIRA BANHEIRO	CHUVEIRO	TORNEIRA COZINHA
CENÁRIO 1	Bacia sanitária com caixa acoplada e válvula de acionamento duplo	50% adota torneira com sensor e 50% torneira com fechamento automático	Chuveiro com válvula de fechamento automático	Torneira com arejador
CENÁRIO 2	50% bacia sanitária com caixa acoplada e válvula de acionamento duplo e 50% bacia sanitária com caixa acoplada	50% adota torneira com fechamento automático e 50% adota torneira com arejador	50% adota chuveiro com válvula de fechamento automático e 50% adota chuveiro com arejador	Torneira com arejador
CENÁRIO 3	Bacia sanitária com caixa acoplada	Torneira com arejador	Chuveiro com arejador	Torneira com arejador

Fonte: Silva (2017).

Tabela 3 – Resumo considerando o consumo médio total dos aparelhos hidrossanitários por m³ nos bairros considerados e os consumos estimados para cenários propostos

Ano	Consumo médio dos aparelhos convencionais (m ³ /mês)	Economia aparelhos economizadores (m ³ /mês)		
		Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
2015	379.801,42	150.580,52	131.034,70	113.331,74
2035	579.381,05	236.845,11	206.101,89	178.257,41
Economia por cenário (%)		40	35	30

Fonte: Silva (2017).

A implantação do cenário proposto 1, nos oito bairros selecionados, apresentou uma economia média mensal de 150.580 m³/mês e 236.845 m³/mês, para os anos de 2015 e 2035, respectivamente. Estes volumes economizados poderiam ser utilizados para melhorar a oferta nos bairros com per capita menor que 110 L/(hab.dia). Seria possível, por exemplo, que 74% do bairro Kennedy ou 22% do Salgado passassem a receber 110 L/(hab.dia). Com a economia de água gerada a partir da implantação do cenário proposto 2, 63% do bairro Kennedy ou 18% do Salgado passariam a receber 110 L/(hab.dia).

Da mesma forma, a implantação do cenário proposto 3 apresentou uma economia média mensal de 113.034 m³/mês e 178.257m³/mês, para os anos de 2015 e 2035, respectivamente. Assim como nos cenários 1 e 2, com a economia gerada seria possível aumentar a oferta para os bairros Kennedy e Salgado em 53% e 15%, respectivamente.

A adoção do cenário proposto 1, ou seja, a implantação de aparelhos economizadores de tecnologia maior, oferta uma economia de água em torno de 40% em relação ao volume consumido. O cenário proposto 2, que propõe a instalação de equipamentos de tecnologias variadas, indica tendências de 35% de economia. Já o cenário 3, que considerou a utilização de aparelhos economizadores de tecnologias mais simples, apresentou cerca de 30% de economia.

Embora o cenário 1 tenha apresentado o melhor desempenho em relação à economia de água, para definição do cenário mais propício de ser implementado também foi realizada análise de viabilidade financeira. Para isso, foram consultadas tabelas de Composições de Preços para Orçamento (TCPO 14) como base. No entanto, como não há composições que

contemplem o uso de aparelhos economizadores, a pesquisa adaptou as composições existentes no TCPO. Para cada cenário foi considerado a aquisição (material) e instalação (serviço) dos aparelhos sugeridos. O resultado mostrou que seria necessário investir cerca de R\$ 1.486,82, R\$ 1.114,25 e R\$ 832,92 para implantação dos cenários 1, 2 e 3, respectivamente.

Embora os aparelhos economizadores selecionados para compor o cenário 1 apresentem maiores economias de água, é necessário para sua utilização um maior investimento inicial. Este investimento é menor conforme a utilização de tecnologias inferiores, caso dos resultados dos cenários propostos 2 e 3. O investimento no cenário 1 é 33% e 78% maior que o investimento necessário nos cenários 2 e 3, respectivamente. Apesar do valor de investimento inicial maior, o cenário 1 contemplaria cada residência uma economia média de água de 5,7 m³/mês. Considerando a menor tarifa praticada pela concessionária de água e esgoto responsável pelo município, cada residência teria uma economia mensal a partir de R\$ 24,34. Para os cenários 2 e 3, os volumes de água médio economizados seriam de 3,2 m³/mês e 2,8 m³/mês. Em relação aos valores da conta de água, também considerando a menor tarifa praticada pela concessionária de água de R\$ 4,27, os valores diminuídos da conta seriam em torno de R\$ 13,67 e R\$ R\$ 11,96, para os cenários 2 e 3.

Os resultados obtidos a partir do cálculo do tempo de retorno do investimento inicial estão expressos nas Tabelas 4, 5 e 6:

Tabela 4 – Tempo de retorno do investimento inicial, por residência, para o cenário proposto 1.

Investimento Inicial por residência (Io)	Bairro	Economia de água por residência (m³/mês)	Tarifa considerada (R\$/m³)	Tempo de retorno estimado
1.486,82	Alto do Moura	12,9	5,08	2 anos
	Boa Vista	2,4	4,27	12 anos e 2 meses
	Cidade Alta	6,8	4,27	4 anos e 5 meses
	Indianópolis	4,2	4,27	7 anos
	Kennedy	3,5	4,27	8 anos e 4 meses
	Maurício de Nassau	6,4	4,27	4 anos e 9 meses
	Petropolis	5,7	4,27	5 anos e 3 meses
	Salgado	3,5	4,27	8 anos e 4 meses

Fonte: Silva (2017).

Tabela 5 – Tempo de retorno do investimento inicial, por residência, para o cenário proposto 2.

Investimento Inicial por residência (Io)	Bairro	Economia de água por residência (m³/mês)	Tarifa considerada (R\$/m³)	Tempo de retorno estimado
1.114,25	Alto do Moura	6,67	5,08	2 anos e 10 meses
	Boa Vista	1,0	4,27	15 anos e 3 meses
	Cidade Alta	4,0	4,27	5 anos e 6 meses
	Indianópolis	2,5	4,27	8 anos e 9 meses
	Kennedy	1,9	4,27	12 anos e 3 meses
	Maurício de Nassau	3,8	4,27	6 anos
	Petropolis	3,2	4,27	6 anos e 10 meses
	Salgado	2,0	4,27	11 anos e 7 meses

Fonte: Silva (2017).

Tabela 6 – Tempo de retorno do investimento inicial, por residência, para o cenário proposto 3.

Investimento Inicial por residência (Io)	Bairro	Economia de água por residência (m³/mês)	Tarifa considerada (R\$/m³)	Tempo de retorno estimado
832,92	Alto do Moura	6,5	5,08	2 anos e 2 meses
	Boa Vista	1,3	4,27	13 anos
	Cidade Alta	3,5	4,27	4 anos e 2 meses
	Indianópolis	2,2	4,27	7 anos e 7 meses
	Kennedy	1,2	4,27	14 anos
	Maurício de Nassau	3,3	4,27	4 anos e 5 meses
	Petropolis	3,0	4,27	4 anos e 7 meses
	Salgado	1,8	4,27	9 anos

Fonte: Silva (2017).

O cenário 1, apesar de apresentar maiores custos para ser implementado, apresentou melhor desempenho em relação ao tempo de retorno, com média de seis anos e seis meses e economia de água em torno de 5,7 m³/mês/residência. Em segundo lugar ficou o cenário 3, apresentando uma média de sete anos e quatro meses de tempo necessário para retorno do investimento inicial. No entanto, para este cenário, foi encontrada uma média de economia bastante modesta, de 2,85 m³/mês. A situação proposta que se mostrou menos interessante foi a do cenário 2, pois seu tempo de retorno foi maior que os demais, cerca de oito anos e sete meses para uma economia mensal por residência de 3,1 m³/mês. É interessante notar também que o menor tempo de retorno aconteceu com os bairros de maiores per capita. Isto acontece porque a tarifa praticada pela concessionária possui faixas de acordo com o consumo, quanto maior o consumo da residência, maior o valor do metro cúbico de água.

Considerando os resultados apresentados, apesar de existirem em andamento projetos e obras estruturadoras de saneamento que contribuirão para o abastecimento de água futuro de Caruaru, como, por exemplo, as obras da Adutora de Serro Azul e da Adutora do Agreste, é preciso considerar que estas populações continuarão crescendo, conforme tendências de estudos populacionais realizados.

Desta forma, é necessário que, antes mesmo de considerar a busca de água em mananciais mais distantes do ponto a ser abastecido, sejam analisadas possibilidades de implementação de ações de conservação como instrumento de suporte ao gerenciamento urbano de água. O incentivo a instalação de equipamentos economizadores nas residências é uma medida interessante, considerando a gestão urbana da água de um município. Outrossim, caso haja a implementação de um Plano de Conservação de Água em residências no município de Caruaru, a instalação de aparelhos economizadores mostra-se de impacto considerável e, por isso, sugere-se que não seja desconsiderada.

Alternativas para o uso sustentável da água em universidades

Enquanto formadoras de tomadores de decisão capacitados, as universidades têm um papel importante no que diz respeito ao uso sustentável dos recursos hídricos, tanto em termos de inovação tecnológica quanto comportamental, contribuindo para o desenvolvimento de um futuro sustentável (SOARES; SILVA; SILVA, 2018; TAUCHEN; BRANDLI, 2006). Nos grandes campi universitários, os usos da eletricidade e da água são semelhantes aos das cidades médias. A diversidade de atividades e os usos finais de água e energia podem ser considerados significativos como em uma cidade onde os usos residenciais, comerciais e industriais estão presentes (BONNET et al., 2002; MARINHO; GONÇALVES; KIPERSTOK, 2014). Por esse motivo, a análise do consumo e a estruturação de um plano de conservação de água em um campus universitário tornam-se, não raro, um desafio. Nesse contexto, Soares (2019) avaliou o consumo de água nos Campi Petrolina e Garanhuns da Universidade de Pernambuco – UPE, ambos localizados no semiárido pernambucano.

O Campus Petrolina está situado no município de Petrolina, que por sua vez está localizado na região nordeste do país, na mesorregião do São Francisco Pernambucano. O clima é semiárido quente, com pluviosidade média anual de 483 mm (INMET, 2018).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (BRASIL, 2020), o índice de atendimento urbano de água (IN023) de Petrolina é de 100%, maior que o do Estado, que é de 92,24 %. O índice de atendimento urbano de esgoto (IN024) também é de 100%.

O campus Garanhuns está localizado no município de mesmo nome. A cidade está situada no Agreste Meridional, no planalto da Borborema, a 842 metros acima do nível do mar. Segundo o SNIS (BRASIL, 2020), o IN023 de Garanhuns é de 100%. O IN024 é de 14,57%, abaixo do indicador estadual que é 33,33 %.

Os dois campi funcionam em prédio próprio. O horário de funcionamento é de segunda a sexta das 7:00h às 22:00h, aos sábados nos períodos diurnos e, eventualmente, tem aulas aos domingos. Ambos possuem Escola de Aplicação, que atende alunos do sexto ano do ensino fundamental ao terceiro ano do ensino médio, funcionando no período diurno. No Quadro 2 abaixo são resumidas as informações gerais dos campi.

Quadro 2 – Informações gerais dos campi.

Informações Gerais	Campus Petrolina	Campus Garanhuns
Área Edificada (m ²)	17.506	10.227
Fontes de abastecimento de água	Concessionária local e poço (águas subterrâneas)	Concessionária local
Principais cursos de graduação	Licenciatura em ciências biológicas, história, letras, geografia, matemática e pedagogia; bacharelado em enfermagem, fisioterapia e nutrição.	Licenciatura em ciências biológicas, computação, história, letras, geografia, matemática e pedagogia; bacharelado em psicologia e medicina.
População, para o ano de 2018.	3.481	2.672
Consumo médio mensal de água, fornecida pela Concessionária, para o ano de 2018.	340 m ³ /mês	314 m ³ /mês
Indicador de Consumo por área (IC _{área})	0,28 m ³ /m ² /ano	0,36 m ³ /m ² /ano

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de Soares (2019), UPE (2017) e UPE (2018).

Foi identificado no Campus Petrolina duas fontes de água principais: concessionária local e água subterrânea, extraída através de um poço que não possuía histórico de retirada à época (2018). No entanto, segundo informações dos funcionários, a água do poço abastece o bloco A, onde estão concentrados cerca de 30% dos equipamentos hidrossanitários do Campus. Portanto, para determinação do IC para esta Unidade, o consumo mensal foi parcialmente estimado com um acréscimo de 30% no valor medido. O Campus Garanhuns era abastecido exclusivamente pela concessionária local, no entanto, os históricos de consumo obtidos através das contas de água apresentaram valores irregulares no período analisado, o que poderia indicar mau funcionamento do hidrômetro, inconstância de fornecimento de água por parte da concessionária, entre outros. Sendo assim, excluíram-se do cálculo do consumo médio mensal os períodos sem dados ou com indicação de anormalidades.

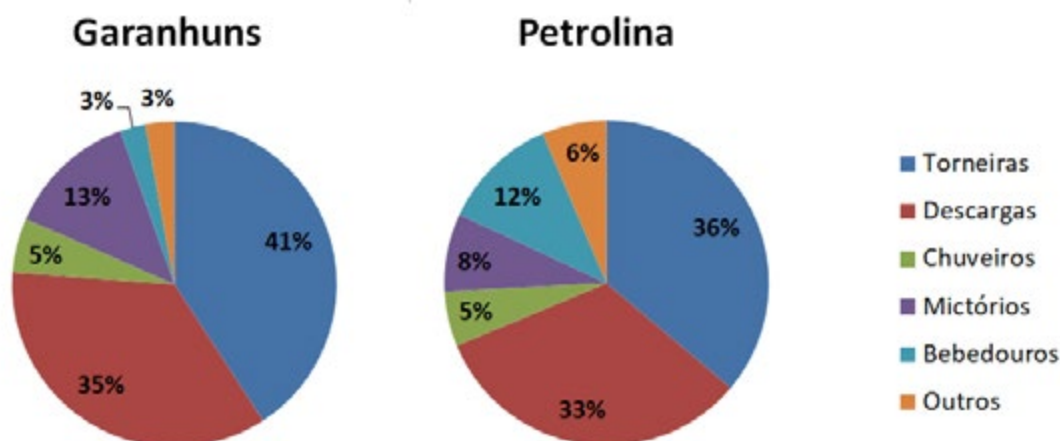
Para o número de agentes consumidores foram considerados: funcionários efetivos, docentes e discentes de graduação, pós-graduação e nível fundamental e médio. Devido ao nível de complexidade de horários e turnos que cada componente apresenta, foi aplicado um

fator de correção de acordo com as horas que o usuário permanece no campus para obtenção da População Consumidora Equivalente (PE). Segundo Nakagawa; Kiperstok; Rodríguez (2011), a PE é definida como o usuário integral que passa 8 horas/dia, durante 5 dias/semana na universidade.

Os Indicadores de Consumo per capita encontrados para os Campi Petrolina e Garanhuns foram, respectivamente, 9,09 L/usuário/dia e 7,80 L/usuário/dia. Para o mesmo ano (2018), os indicadores da Escola Politécnica de Pernambuco – POLI e Faculdade de Ciências da Administração de Pernambuco – FCAP, ambas localizadas na cidade de Recife, foram 5,61 L/usuário/dia e 10,30 L/usuário/dia, respectivamente (SOARES, 2019). Gomes (2013) reportou uma demanda de 33 L/usuário/dia para a Universidade Federal de Campina Grande – UFCG (Campina Grande, Paraíba).

É importante ressaltar que o uso da água no campus universitário varia de acordo com inúmeros fatores. Por isso, é preciso ter cautela ao comparar os indicadores de Instituições diferentes. Além da configuração das instalações hidrossantárias e seus equipamentos e dos hábitos da população, a existência de laboratórios, áreas irrigadas, centros de convivência, dormitórios, e até mesmo de programas de racionalização do uso da água, como na UFBA e na USP, contribuirá para um maior ou menor consumo de água no campus, refletindo em seu indicador. A Figura 3 apresenta a distribuição dos pontos de consumo de água nos Campi, no ano de 2018.

Figura 3 – Distribuição dos pontos de consumo de água dos campi.



Fonte: Elaborado pelos autores a partir de Soares (2019).

No Campus Petrolina, do total de 310 aparelhos, 67,10% estavam situados nos banheiros. Destaca-se que 15,48% dos equipamentos possuíam alguma tecnologia economizadora de água, correspondendo às torneiras de fechamento automático. O item outros engloba os equipamentos especiais dos laboratórios como, por exemplo: condensadores, destiladores, máquina de gelo, entre outros. No Campus Garanhuns foi identificado 277 equipamentos com uso de água, dos quais 14% tinham dispositivos para economizar água.

O Índice de Vazamentos (IV) foi calculado por Soares (2019) a partir do levantamento cadastral e de patologias realizado nos campi, sendo definido como a razão entre os pontos do sistema com vazamentos e o total de pontos de utilização de água do sistema em um dado mês (GONÇALVES et al., 2005). Um alto IV representa a falta de uma rotina de manutenção e maior probabilidade de perdas de água, aumentando assim o consumo. Tendo em vista que os campi não realizavam a manutenção preventiva nas instalações, os Índices de Vazamentos encontrados foram relativamente baixos: 3,20% no Campus Petrolina e 4,0% no Campus Garanhuns.

Na Universidade Federal de Campina Grande, por exemplo, Gomes (2013) demonstrou que 11,02% dos equipamentos hidráulicos do campus apresentavam algum tipo de vazamento e necessitavam de reparos imediatos. Já na Universidade de São Paulo, na fase I da implantação do PURA-USP no campus universitário, o índice de vazamentos era de 4,3% e na fase II esse índice já havia caído para 1,2% (SILVA; GONÇALVES, 2005). Na UNICAMP, foram encontrados índices de vazamentos numa faixa de 14 a 38%. Após a correção de vazamentos e substituição de equipamentos, os estudos conduziram a um

impacto de redução no consumo mensal dos edifícios de 10 a 87,5% (NUNES, 2000). Nas Escolas Públicas de Recife, Nunes (2018) encontrou valores de IV variando de 0% a 23,8% e um IV médio de 8%, já os IP's variaram de 0% a 25,35%, com média de 6,7%.

Nos Campi Garanhuns e Petrolina, o volume de perdas foi estimado para um mês, a partir dos vazamentos identificados, para determinação do Índice de Perdas. O IP foi definido pela razão entre o volume perdido por vazamentos em um determinado período e o volume total consumido na edificação no mesmo período. Os IP's dos Campi Petrolina e Garanhuns foram, respectivamente, 2,60% e 3,20%. Destaca-se que o IP de Petrolina foi calculado em relação apenas a água proveniente da concessionária local, mesmo assim, Petrolina apresentou o menor IV, em que 70% dos vazamentos detectados foram nas torneiras dos bebedouros, que apresentaram gotejamento de lento a rápido. Apenas uma descarga apresentou vazamento aparente. Já em Garanhuns, 72,7% das patologias encontradas foram nas torneiras dos banheiros mais antigos, configurando uma maior perda de água.

Assim como o Indicador de Consumo, os Índices de Vazamentos e Perdas, o Indicador de Consumo atua como ferramenta interna de diagnóstico e controle, devendo ser recalculado periodicamente para avaliação, especialmente após a implantação de ações de melhoria do uso da água implantadas em um edifício. Neste caso, a redução dos indicadores representa a efetividade das medidas realizadas.

Além do tipo e estado de conservação das instalações prediais, os hábitos e costumes dos usuários também terá impacto na demanda de água de uma edificação. Nesse contexto, Soares (2019) também avaliou a percepção dos usuários para o uso racional da água através da metodologia estabelecida por Ywashima (2005), na qual se avalia as formas de utilização da água em diferentes atividades, atribuindo uma pontuação maior às formas que utilizam menos água e, consequentemente, uma pontuação menor às formas com maior desperdício de água. Foram determinados os Índices de Percepção ($IU_{ambiente}$) para os ambientes banheiro, cozinha, áreas internas e externas (limpeza e manutenção), áreas verdes (rega) e dos campi como um todo (IU_{campus}). Os resultados obtidos estão explicitados na Tabela 7.

Tabela 7 – Índices de Percepção dos usuários para o uso racional da água nos Campi Petrolina e Garanhuns.

IU / Unidade	Petrolina	Garanhuns
IU_B (banheiros)	80,01%	72,12%
IU_C (cozinha)	66,67%	75,00%
IU_L (limpeza)	75,00%	100,00%
IU_R (rega)	75,00%	50,00%
IU_{campus}	77,72%	74,29%

Legenda: ● Médio ● Alto

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de Soares (2019).

O campus Garanhuns apresentou o menor IU_{campus} dentre os analisados nas categorias geral, banheiros e rega de áreas verdes. As principais causas para redução do $IU_{Banheiro}$ foram a dificuldade dos usuários em identificar mau funcionamento ou vazamentos nos equipamentos hidrossanitários e a atitude deles quando se deparam com essa situação. 31% dos usuários não conseguem detectar problemas nos equipamentos e 60% não tomam nenhuma atitude para tentar consertá-los, seja por não saber o que fazer (48%) ou por não ter interesse em cooperar (12%). Quanto ao uso da água na rega de áreas verdes, verificou-se que a mangueira com água corrente ainda é utilizada.

No Campus Petrolina, a rega era feita por aspersor e regador, mas também havia ocasiões em que era feita por mangueira, de acordo com os usuários que responderam os questionários. No ambiente cozinha, onde obteve o menor IU, observou-se que a louça e algumas frutas e legumes eram lavados com o emprego parcial de água corrente, situação que se repetiu no Campus Garanhuns. A limpeza das áreas externas e internas era feita com pano e balde no dia a dia, mas ainda havia ocasiões em que a mangueira era empregada. No

banheiro, os usuários apresentaram bons hábitos, de um modo geral, mas ainda pode-se melhorar, uma vez que 37% dos usuários não sabem o que fazer ao detectar um vazamento e 23% desconhecem medidas usadas para reduzir o consumo de água em edificações.

Uma das ações apontadas para redução da demanda de água nos campi foi a substituição dos equipamentos hidráulicos convencionais por equipamentos economizadores. Soares (2019) avaliou a viabilidade técnica e financeira de substituição de torneiras, chuveiros e descargas, em seis cenários:

- Cenário 1: substituição das descargas (caixa não acoplada, válvula de descarga e caixa acoplada) por caixa acoplada de duplo acionamento.
- Cenário 2: substituição das torneiras convencionais por hidromecânicas.
- Cenário 3: substituição das torneiras (convencionais e hidromecânicas) para torneiras com sensor de presença.
- Cenário 4: instalação de redutor de vazão com arejador nas torneiras convencionais.
- Cenário 5: substituição dos chuveiros convencionais por chuveiros com redutor de vazão.
- Cenário 6: Substituição das torneiras da cozinha por torneiras com arejador.

Os resultados são apresentados na Tabela 8. O estudo indica o número de equipamentos que seria substituído em cada cenário, o custo total para realização dessa intervenção, a economia mensal de água, economia financeira e, por fim, o Tempo de Retorno do investimento - TR. Para o cálculo da economia mensal em Reais, foi considerada a taxa de fornecimento de água da concessionária local na categoria de edificações públicas, que em 2018 era de R\$ 58,72 para os primeiros 10 m³ e R\$ 8,91 para cada metro cúbico adicional.

Tabela 8 – Substituição de equipamentos convencionais por economizadores de água nos Campi Petrolina e Garanhuns da Universidade de Pernambuco.

Cenários	Nº de equip. substituídos	Custo total (R\$)	Economia de água (m ³ /mês)	Economia mensal (R\$/mês)	TR (anos)
Campus Petrolina					
C1	101	48.571,91	120,29	1.071,74	3,78
C2	20	4.569,00	4,37	38,97	9,77
C3	68	37.582,24	18,95	168,88	18,54
C4	20	798,2	2,19	19,49	3,41
C5	15	2.308,95	0,97	8,66	22,22
C6	11	1.854,71	9,72	86,61	1,78
C1+C2+C5+C6	147	57.304,57	135,35	1.205,98	3,96
C1+C4+C5+C6	147	53.533,77	133,17	1.186,50	3,76
Campus Garanhuns					
C1	98	47.129,18	63,59	566,54	6,93
C2	62	14.163,90	6,59	58,75	20,09
C3	90	49.741,20	16,01	142,68	29,05
C4	62	2.474,42	3,3	29,38	7,02
C5	15	2.308,95	0,63	5,6	34,39
C6	5	843,05	6,28	55,95	1,26
C1+C2+C5+C6	180	64.445,08	77,09	686,85	7,82
C1+C4+C5+C6	180	52.755,60	73,79	657,47	6,69

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de Soares (2019).

O cenário com maior economia de água foi o C1, com a substituição das descargas por vasos sanitários com caixa acoplada de duplo acionamento. Embora também exija um investimento inicial maior, o cenário apresentou tempos de retorno do investimento inicial

atrativos. O campus Petrolina, por exemplo, é o que apresenta o maior número de equipamentos para substituição e também o menor TR para este cenário, em decorrência do consumo médio mensal de água e da quantidade de descargas antigas que trariam boa economia de água ao serem trocadas.

Como os chuveiros não tem uma grande representatividade na distribuição do consumo de água nas Unidades, a economia mensal com a substituição desses equipamentos (Cenário 5) não traz reflexo financeiro significativo em comparação com os demais equipamentos. Por isso, o tempo de retorno para esse cenário ficou elevado, principalmente no Campus Garanhuns. Também há de se considerar que elevados tempos de retorno do investimento contrastam com o tempo de vida útil do equipamento. No Campus Garanhuns, por exemplo, seriam necessários 34,4 anos para se recuperar o investimento, sendo que, provavelmente, o chuveiro já teria sido substituído nesse período.

As torneiras com sensor de presença também apresentaram um alto tempo de retorno (Cenário 3) devido ao custo relacionado com aquisição e instalação, que pode ser ainda maior caso haja a necessidade de intervenções na parte elétrica, visto que as torneiras precisam estar associadas a uma fonte de energia. Sendo assim, a recomendação é a adoção do Cenário 2 ou 4 no que refere às interferências em torneiras. Levando em consideração que, embora tenha um custo menor, a economia de água também é menor no cenário 4 em comparação com o 2.

A combinação dos cenários também se mostrou interessante, onde os itens com maior economia de água podem amortizar os custos dos itens com economia mais singela. Em Garanhuns, por exemplo, a substituição de torneiras e chuveiros de maneira isolada apresenta TR de mais de 20 e 30 anos, respectivamente. No entanto, ao realizar essas intervenções de maneira integrada com outras medidas, o retorno do investimento se dá em até sete anos.

No que se refere a diminuição do consumo, com a combinação de cenários (C1 + C2 + C5 + C6) em Petrolina, seria possível obter uma redução de 39,81% no volume de água consumido mensalmente, considerando o histórico do ano de 2018. No campus Garanhuns, essa redução seria de 24,55%.

As Unidades não eram cobradas pelo esgoto, seja por estarem situadas em áreas não servidas por rede coletora de esgoto ou por não possuírem ramais prediais interligados, situações que podem mudar a qualquer momento. Em ocorrendo, a conta de água de Garanhuns teria um incremento de 100% e a conta de Petrolina de 50% a 80% (pois a taxa aplicada neste município é diferente). Com o aumento da conta, os Tempos de Retorno calculados para essas duas Unidades sofreriam uma redução de até metade dos valores apresentados na Tabela 8.

ESCOLAS

Outro espaço de relevância para a discussão de questões relacionadas ao uso sustentável da água é a escola, pois se trata de um dos meios mais importantes para a formação de cidadãos. Além disso, a configuração física do ambiente escolar e a adaptação do estudante a este meio exercem grande influência no aprendizado, dessa forma, a escola deve oferecer segurança, acessibilidade e conforto aos seus usuários (BERNARDI; KOWALTOWSKI, 2001, apud ARAÚJO et al., 2003).

Para a tipologia escolar, Moccock (2020) se baseou nos métodos já aplicados em Recife, por Nunes (2018), em que consistiu numa análise macro baseada nos indicadores de consumo de água das escolas e posterior visita em um grupo de escolas a fim de obter mais dados que explicassem o comportamento do consumo de água. Destaca-se que apenas as escolas públicas estaduais do semiárido foram investigadas.

Os dados de consumo de água foram obtidos com a Secretaria de Administração de Pernambuco, que mantém permanentemente atualizado um banco de dados com todos os consumos de água informados pela concessionária local. Enquanto que a Secretaria de Educação do Estado forneceu dados referentes a população e características macros das escolas, que são subdivididas em quatro grupos distintos: as regulares, as técnicas e as de referência no ensino médio (EREM), que podem ser com rotina semi-integral ou integral. Foram utilizados os dados referentes aos anos de 2015 a 2017, desta forma 196 escolas fizeram parte do estudo inicial.

O maior indicador de consumo de água encontrado nas escolas do semiárido foi de 52,16 L/aluno/dia, que é maior do que o indicador de projeto de 50 L/aluno/dia utilizado como referência em projetos de escolas do tipo externato, conforme Creder (2006). Todavia, conforme Tabela 9, a maioria dos indicadores foi muito baixo, menores do que os encontrados por Nunes (2018) em Recife.

Tabela 9 – Valores do IC para as escolas estaduais públicas do semiárido pernambucano e Recife

Tipologia	Quantitativo de Escolas		IC - Faixa de Referência (L/aluno/dia)	
	Semiárido	Recife Nunes (2018)	Semiárido	Recife Nunes (2018)
Todas as escolas	196	140	2.19 ± 0.35	13.0 ± 2.00
Escola Regular	105	93	1.32 ± 0.24	11.0 ± 2.00
EREM Semi-Integral	18	18	1.55 ± 0.55	13.5 ± 3.50
EREM Integral	66	19	3.11 ± 0.66	22.0 ± 6.00
Escola Técnica	7	7	7.94 ± 533	18.5 ± 6.50

Fonte: Adaptado pelos autores de Nunes (2018) e Moccock (2020).

Outra análise foi realizada, dessa vez agrupando as escolas de acordo com as Gerências Regionais de Educação (GRE) do estado de Pernambuco. Os resultados estão dispostos na Tabela 10.

Tabela 10 – GREs e faixas de referência dos ICs

GRE	Faixa de Referência -IC (L/aluno/dia)
Sertão Central Salgueiro	1.01 ± 0.52
Sertão Alto Pajeú	2.53 ± 0.81
Sertão do Araripe	1.75 ± 1.13
Sertão do Submédio Petrolina	2.60 ± 1.24
Moxotó do Ipanema	2.92 ± 1.84
Sertão do Submédio São Francisco	3.74 ± 2.30
Vale do Capibaribe	2.15 ± 1.37

Fonte: Moccock (2020).

Observa-se que a GRE Sertão Central Salgueiro obteve o menor IC médio. O abastecimento nessa região era feito por três dias a cada sete dias. Por outro lado, a GRE Sertão do Submédio São Francisco obteve valores de IC maiores. Ressalta-se que o abastecimento na região é diário, além de estar nas mediações do Rio São Francisco.

Os indicadores são muito baixos, por isso uma investigação do comportamento dos seus usuários, assim como uma avaliação das dependências das escolas foram necessárias. Em seu estudo, Nunes (2018) já constata que seus indicadores são baixos quando comparados com os dados de outras escolas do mundo e ainda assim as escolas do semiárido apresentaram indicadores ainda mais baixos.

Normalmente, escolas que apresentem indicadores acima da faixa de referência provavelmente seus usuários não utilizem a água de maneira racional ou suas dependências

possuem grandes perdas de água. Enquanto que as escolas que estão abaixo da faixa de referência ou possuem outra fonte de abastecimento não monitorado, ou possuem uma demanda reprimida gerada pela escassez hídrica (NUNES, 2018).

A fim de entender os baixos resultados dos indicadores, dez escolas foram visitadas em 2019, distribuídas nas cidades de Pesqueira, Tabira e São José do Egito. Segundo Moccock (2020), a escolha das cidades ocorreu por facilidade e receptividade ao projeto. Na Tabela 11 encontra-se a relação de escolas visitadas.

Tabela 11 – Características das Escolas visitadas

Identificação	IC médio 2015-2017 (L/aluno/dia)	Tipologia
Escola 16	5.79	EREM Integral
Escola 42	1.41	EREM Integral
Escola 53	0.35	Regular
Escola 57	1.15	Regular
Escola 61	1.33	Regular
Escola 64	0.51	Regular
Escola 85	2.81	Técnica
Escola 123	4.27	EREM Integral
Escola 174	0.71	Regular
Escola 184	0.66	Regular

Fonte: Moccock (2020).

Na entrevista foi informado que o abastecimento de água pela concessionária era diário. Porém uma escola (Escola 57) relatou abastecimento através de caminhões-pipa quando necessário, indicando que o sistema de abastecimento nem sempre possuía oferta de água suficiente para atender as demandas das escolas. Outro fato relevante é que apenas duas escolas possuíam aparelhos hidrossanitários economizadores, descartando a hipótese que o consumo seja baixo devido à qualidade do sistema hidrossanitário.

Por sua vez, na Escola 61 foi constatado que o sistema de descarga dos banheiros não funcionava. Para corrigir o problema, os funcionários da limpeza enchiam baldes de água, através da torneira do banheiro, para limpar os vasos sanitários após utilização. Esta situação provavelmente inibe parte do uso pelos alunos, o que contribui para a diminuição do consumo de água.

Todas as dez escolas visitadas possuíam cozinha em que eram preparadas pelo menos duas refeições para os alunos. Todos os gestores também afirmaram não terem acesso às contas de água, o que dificulta ações de conservação, tendo em vista que distancia o usuário da realidade do consumo, fomentando a não-responsabilidade pelo uso racional da água. Porém, na Escola 61 fazem reuso da água dos aparelhos de ar condicionados para limpeza de áreas comuns, coletando a água através de baldes.

Corroborando com o fato de que baixos consumos de água apresentam baixos índices de vazamentos, dos 250 equipamentos hidrossanitários levantados nas dez escolas, apenas 3,60% apresentaram vazamentos do tipo gotejamento lento, todos sendo em torneiras. Contudo, como explica Nunes (2018), os vazamentos nesses equipamentos muitas vezes não geram grandes impactos nas perdas.

Como esperado, a porcentagem de equipamentos com vazamentos foi menor do que o valor de 7,07% encontrado por Nunes (2018) para escolas do Recife e do que os valores de 25% a 38% encontrados por Araújo et al. (2003), em escolas de São Paulo. Destaca-se

que, dado o acesso limitado às cidades das escolas, foi realizado apenas um levantamento das manifestações patológicas, embora o ideal seja a avaliação periódica.

Outra observação é que a maioria dos equipamentos hidrossanitários não possuía nenhuma tecnologia economizadora simples, como arejador. Apenas 12 bacias sanitárias apresentaram o sistema dual flush, sendo os únicos equipamentos com tecnologia economizadora, o que corresponde a 12,12% do total de bacias sanitárias e 4,80% do total de equipamentos. Do total de equipamentos economizadores, 66,67% (oito bacias) estavam em banheiros dos alunos e 33,33% (4 bacias) em banheiros de professores e funcionários. A substituição de equipamentos convencionais para economizadores deve ser encorajada, e mostra um potencial para redução da demanda de água.

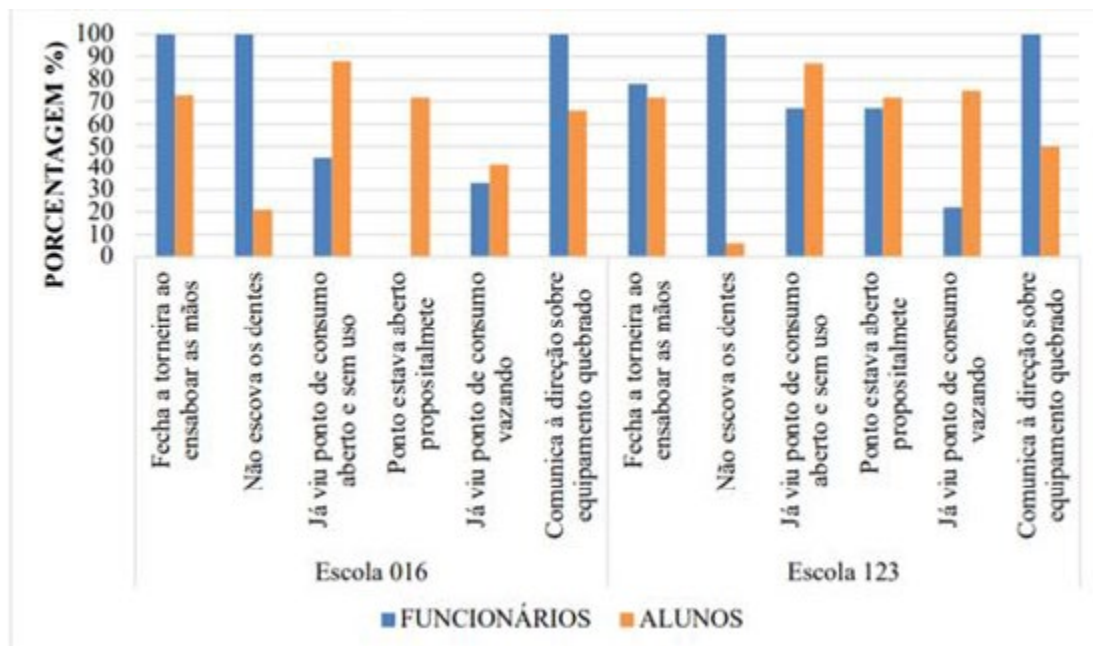
Nas visitas às escolas, observou-se uma quantidade significativa de equipamentos quebrados ou sem funcionar. Foram identificados 34 equipamentos defeituosos, o que corresponde a 13,60% do total. Este fato também pode gerar menor consumo de água, especialmente porque a maioria dos equipamentos danificados é destinada aos alunos, que representam a maior parcela dos usuários das escolas, contribuindo para os valores de IC obtidos. Quando perguntado à gestão por que os equipamentos não foram trocados, foi explicado que a falta de recurso financeiro impossibilita a substituição.

Analisando o total de equipamentos disponíveis em banheiros dos alunos e a população total no ano de 2017 das escolas visitadas, foram obtidos os números de 81,63 alunos/louça sanitária e 81,63 alunos/torneira. Dos 250 equipamentos cadastrados, 156 estavam em banheiros utilizados por alunos. Considerando que todos os equipamentos estivessem funcionando regularmente, o indicador calculado seria de 72,33 alunos para cada louça sanitária, enquanto para cada torneira, este valor seria de 74,21 alunos.

De acordo com o Departamento de Educação da Califórnia (CDE, 2016), recomenda-se uma louça sanitária para cada 30 alunos e uma torneira para cada 40 alunos. No Reino Unido, estes números são de 1:20 e 1:60, respectivamente (BSI, 2006). Entretanto, em números referentes ao Brasil, Creder (2006) indica uma torneira para cada 100 alunos e uma louça sanitária para cada 45 alunos, em média. Analisando as escolas como um todo, a quantidade de alunos por louça sanitária seria maior do que o indicado em todos os três casos.

Além da auditoria nos equipamentos hidrossanitários, em duas escolas também foi investigado o quanto os usuários estão utilizando a água de maneira racional. Essa investigação ocorreu através de questionários e formulários de observação. As escolas escolhidas foram as Escola 016 e Escola 123, devido a receptividade ao projeto. Na Escola 016 participaram da aplicação dos questionários 10,1% dos alunos (de 512), 46,15% dos funcionários (de 13) e 17,6% dos professores (de 17), enquanto que na Escola 123 participaram 10,4% dos alunos (de 307), 33,33% dos funcionários (de 18) e 20% dos professores (de 15). A caracterização do uso da água nos banheiros pode ser observada na Figura 4.

Figura 4 – Caracterização do uso da água nos banheiros das escolas: funcionários x alunos



Fonte: Mocock (2020).

Percebe-se, quanto ao uso de água nos banheiros, que a maioria dos usuários possui hábitos economizadores de água. A percepção quanto à presença de pontos vazando foi relativamente baixa, e em geral comunicam aos gestores para tomar medidas corretivas. A maioria dos alunos ainda perceberam pontos de consumo abertos propositalmente, o que pode ser combatido com campanhas de conscientização.

Quanto aos outros usos, a Escola 016 se destacou pela utilização de baldes na limpeza das áreas internas e externas. Em geral, as duas escolas possuem bons hábitos quanto ao uso racional da água. Ao aplicar a metodologia do indicador de percepção dos usuários (IU), proposta por Ywashima (2005) e utilizada em Recife por Nunes (2018) e Soares (2019), Mocock (2020), pontua que as duas escolas apresentaram bons resultados: o IU da Escola 16 foi classificado como alto, sendo igual a 83%; já o da Escola 123, igual a 79%, é classificado como médio. Isso pode indicar sensibilização dos usuários que, diante da realidade local, precisam adotar práticas para otimizar o uso da água, priorizando higiene pessoal e alimentação.

Entretanto, esses resultados, juntamente com os outros índices obtidos nesta pesquisa, também podem refletir o abastecimento insuficiente e a existência de equipamentos danificados. Sem água e saneamento acessíveis e seguros, é provável que se enfrentem múltiplos desafios, incluindo más condições de saúde e de vida, desnutrição e falta de oportunidades de educação e emprego. O estresse hídrico, incluindo acesso insuficiente aos serviços de água e saneamento, tem sido associado a distúrbios sociais, conflitos e baixo desempenho no trabalho e nos estudos (MILETTO et al., 2017).

Desta forma, buscou-se comparar as escolas através de um indicador social da educação. O IDEB é o "Índice de Desenvolvimento da Educação Básica, criado em 2007, pelo Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (Inep), formulado para medir a qualidade do aprendizado nacional e estabelecer metas para a melhoria do ensino" (MEC, 2018). O IDEB para escolas estaduais do Recife foi de 5,1 em 2017. Já para as escolas das cidades do semiárido visitadas foi de 4,5 para Tabira e 4,1 para Pesqueira. Embora Nunes (2018) tenha sugerido um plano de conservação de água para a capital pernambucana, a oferta de água no Recife é maior do que no semiárido. Isso pode contribuir o menor desempenho das escolas nessas cidades. Considerando esses números, propõem-se alternativas para aumentar a oferta de água nas escolas.

Mocock (2020) escolheu duas das dez escolas visitadas de acordo com critérios como acesso e recepção nas escolas, bem como interesse da gestão em adotar medidas de reúso da água de aparelhos de ar condicionado. Nas duas escolas foi instalado, em apenas um bloco, um protótipo de captação da água de reúso dos aparelhos condicionadores de ar. Na

Escola 123, as potências dos oito aparelhos monitorados variaram entre 12.000 e 30.000 BTUs, enquanto que na Escola 16 todos os cinco aparelhos monitorados possuíam potência de 12.000 BTUs.

Na Escola 16, os aparelhos eram ligados alternadamente entre as aulas. Por exemplo, em cinco salas vizinhas, as salas 1, 3 e 5 têm seus aparelhos ligados durante uma hora; em seguida, desligam-se os aparelhos dessas salas e nas salas 2 e 4 os aparelhos são ligados. A carga horária da escola é de 9h/dia, então cada aparelho funcionava em média 4,5h/dia. Já na Escola 123, os aparelhos de todas as salas funcionavam simultaneamente durante as 9h de aulas diárias.

Com as coletas realizadas, estimou-se produção de 33,39 L/dia para a Escola 016 e 109,62 L/dia para a Escola 123. Considerando um mês com 22 dias úteis, o acumulado mensal seria de 0,7 e 2,4 m³/mês, respectivamente. O que representaria um aumento mensal na oferta de água de 1,08% e 3,66%, respectivamente. Vale ressaltar que em ambas as escolas ainda existem dois blocos com salas que utilizam a aparelhos de ar condicionado, o que pode acarretar resultados ainda melhores de volume de água.

Outro estudo para aumentar a oferta de água foi realizado por Moccock (2020): captação de águas pluviais nas dez escolas que foram visitadas na etapa de auditoria. Para essa avaliação foi utilizado os métodos propostos pela ABNT (2007) da simulação e o prático australiano, considerando um aumento na oferta de água considerando diferentes percentuais da demanda (30%, 50% e 100%) e diferentes capacidades de armazenamento (50 m³, 100 m³ e 150 m³).

Concluiu-se que os reservatórios com 50 m³ garantem um aumento da oferta de água em 30% e enquanto que reservatórios de 100 m³ poderiam aumentar até 50% da oferta de água considerando a demanda atual das escolas. Considerando que o ganho utilizando reservatórios de 100m³ não garantiriam ganhos tão mais elevados que um reservatório de 50 m³, sugere-se, então, a adoção de implantação de reservatórios de 50 m³ nas escolas do semiárido, assim como Nunes (2018).

Conclusões

Os estudos nas instituições de ensino superior identificaram que não era praticada manutenção preventiva nas instalações hidrossanitárias, tão pouco o monitoramento periódico do consumo de água. Estas ações se constituem nos primeiros passos para a implantação de um Programa de Conservação de Água – PCA numa edificação. Com a implantação do monitoramento, as irregularidades serão percebidas com maior facilidade e agilidade, promovendo a correção das mesmas e evitando o pagamento de valores indevidos por perdas de água devido a vazamentos, além de trazer melhores condições para seus usuários. Pela análise das instalações hidrossanitárias, os dois Campi estudados demonstraram potencial para redução do consumo através da substituição de equipamentos, que poderia chegar a aproximadamente 40% no Campus Petrolina e 24,5% no Campus Garanhuns, o que também representa um ganho financeiro para as instituições.

Em relação às escolas, por terem apresentado baixos consumos per capita e talvez uma demanda reprimida, sugere-se que haja melhora na oferta de água e que também haja uma melhoria na relação de equipamentos por aluno. Nesse contexto, medidas como implantação de um sistema de reúso de água dos aparelhos condicionadores de ar ou de captação e aproveitamento de água pluvial podem representar importantes ações para o aumento da oferta de água, reduzindo os efeitos negativos causados pelo estresse hídrico.

Para o sistema de abastecimento de água de uma cidade, neste caso o município de Caruaru, considerando a tecnologia empregada e tempo de retorno do investimento em relação à aquisição e implantação de equipamentos economizadores de água, os resultados mostraram que é possível economizar 40% da água distribuída. Estes valores poderiam ser utilizados para melhorar o abastecimento nos bairros com demandas per capita muito baixas.

Embora os estudos apresentados, em geral, sejam teóricos, nos quais possam ocorrer variações nos resultados caso sejam executados, os dados das pesquisas podem ser utilizados para auxiliar nas justificativas para implementação das medidas propostas. Estes resultados podem viabilizar um primeiro contato com órgãos financiadores, buscando angariar recursos que tornem financeiramente exequíveis a elaboração e posterior implantação de um Plano de Conservação de Água, tanto em âmbito municipal quanto

predial, a exemplo das universidades e escolas públicas estaduais. Além de apresentar retorno financeiro, faz-se necessário destacar a importância ambiental e social da promoção do uso sustentável da água nessas esferas, que desempenham um papel importante na formação de multiplicadores conscientes sobre o tema.

Considerando a baixa disponibilidade hídrica per capita da região semiárida e os custos de tratamento e distribuição da água potável, agravados pela crise hídrica vivida pelo Estado de Pernambuco nos últimos anos, ações como essas precisam ser amplamente divulgadas e praticadas. Para tanto, faz-se necessário incorporá-las na gestão urbana de água, visando a promoção do uso sustentável dos recursos hídricos desde a esfera política e administrativa até o nível predial.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual. Brasília: ANA, 2020. 118 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. Plano Nacional de Segurança Hídrica. Brasília: ANA, 2019. 112 p.

ARAÚJO, L. S. M. de; ILHA, M.; PEDROSO, L.; GONÇALVES, O.; Estudos das patologias dos sistemas prediais de água e de esgoto sanitário em escolas da rede municipal de Campinas. III ENECS – Encontro Nacional sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis. Anais... 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 155227: Água de cuva – aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

BONNET *et al.* Analysis of electricity and water end-uses in university campuses: case-study of the University of Bordeaux in the framework of the Ecocampus European Collaboration. *Journal of Cleaner Production*, v. 10, n. 1, p. 13-24, 2002.

BRAGA, C. F. C; RIBEIRO, M. M. R. Experiências em Gerenciamento da demanda urbana de água. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... 2001.

BRASIL. Lei Nº 9.433. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. 1997.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019. Brasília: SNS/MDR, 2020. 183 p.

BRITISH STANDARD INSTITUTION – BSI. BS 6545-1. Sanitary installations. Code of practice for the design of sanitary facilities and scales of provision of sanitary and associated appliances. 5a. ed. West Yorkshire: BSI, 2006.

BRITO, L. T. L.; CAVALCANTI, N. B.; PEREIRA, L. A.; GNADLINGER, J.; SILVA, A. S. Água de chuva armazenada em cisterna para produção de frutas e hortaliças. Petrolina: Embrapa Semiárido, 30p. il. (Embrapa Semiárido. Documentos, 230), 2010.

BRITTO, V.; KIPERSTOK, A. Racionalização do consumo de água em prédios do Governo da Bahia. In: JORNADA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – JESAM, 2013, Salvador. Anais... Salvador: IFBA, 2013.

BROWN, R. R.; FARRELLY, M. A. Delivering sustainable urban water management: a review of the hurdles we face. *Water Science & Technology*, v. 59, n. 5, p. 839-846, 2009.

CAHILL, R.; LUND, J. Residential Water Conservation in Australia and California. *Journal of Water Resources Planning and Management*. v. 139, Issue 1, 2012.

CALIFORNIA DEPARTMENT OF EDUCATION – CDE. K-12 toilet requirement summary 2016. Disponível em: <<https://www.cde.ca.gov/ls/fa/sf/toiletrequire.asp>>. Acesso em: 16 dez. 2019.

CARVALHO, O. A seca e seus impactos. In: BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. A Questão da Água no Nordeste. Brasília: CGEE/ANA, 2012. 432 p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO – SABESP. CHES – crise hídrica, estratégia e soluções da SABESP. 2015. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/crisehidrica/ches_crise_hidrica.pdf> Acesso em 10 de janeiro de 2017.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO – COMPESA. Sistema de Informações Operacionais – SIP. Banco de dados alfanumérico não publicado. Pernambuco. 2015.

CREDER, Hélio. Instalações Hidráulicas e Sanitárias. 6.ed. Rio de Janeiro. Ed. LTC - Livros Técnicos e Científicos, 2006. 465 páginas.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY – EEA. Urban sustainability issues – Resource-efficient cities: good practice. EEA Technical report No 24. Barcelona city Council. 2015.

GOMES, V. L. Uso eficiente de água em campus universitário: o caso da Universidade Federal De Campina Grande. 2013. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

GONÇALVES, O. *et al.* Indicadores de uso racional de água para escolas de ensino fundamental e médio. *Ambiente Construído*, v.5, n.3, p.35-48, 2005.

GUEDES, M. J. F.; RIBEIRO, M. M. R.; VIEIRA, Z. M. de C. L. Alternativas de gerenciamento da demanda de água na escala de uma cidade. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 3, p. 51-62, 2014.

INSTITUTO INTERAMERICANO DE COOPERAÇÃO PARA A AGRICULTURA – IICA. Elaboração de proposta do plano de ação para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil: produto IV – avaliação do potencial de reúso (RP01C). São Paulo: Consórcio CH2M Hill BV/CH2M Hill do Brasil, 2017, 293 p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 07 dezembro 2018.

KANAKOUDIS, V. K. Urban water use conservation measures. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, v. 51, n.3, p. 153-163, 2002.

KANAKOUDIS, V. K.; GONELAS, K. The joint effect of water price changes and pressure management, at the economic annual real losses level, on the system input volume of a water distribution system. *Water Science & Technology: Water Supply*, v. 15, n. 5, p. 1069-1078, 2015.

LIMA, L. S. L.; DUARTE, D. B.; SANTOS, D. da C.; MARTINS, J. N.; FIGUEIRÊDO, R. M. F. Utilização de cisternas pelas comunidades rurais no Semiárido brasileiro. IN: I Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido. Anais... Campina Grande: Conidis, 2016.

MARINHO, M.; GONÇALVES, M.; KIPERSTOK, A. Water conservation as a tool to support sustainable practices in a Brazilian public university. *Journal of Cleaner Production*, v. 62, p. 98-106, 2014.

MILETTO, M.; CARETTA, M. A.; BURCHI, F. M.; ZANLUCCHI. Migration and its interdependencies with water scarcity, gender and youth employment. WWAP. Paris: UNESCO, 2017. 33p.

MINI, C.; HOGUE, T. S.; PINCETL, S. The effectiveness of water conservation measures on summer residential water in Los Angeles, California. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 94, p. 136-145, 2014.

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO – MEC. Ideb – apresentação. 2018. Disponível em: <<http://portal.mec.gov.br/conheca-o-ideb>>. Acesso em: 7 jan. 2020.

MOCOCK, J. F. B. Conservação da água em escolas públicas estaduais do semiárido pernambucano. 2020. 118f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco, Recife, 2020.

MOURA, M. R. F. A gestão do consumo de água em prédios públicos: o caso da Secretaria de Infraestrutura de Pernambuco. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco, Recife, 2015.

NAKAGAWA, A. K.; KIPERSTOK, A. RODRÍGUEZ, K. P. S. O. Metodologia para obtenção da população consumidora de água em uma universidade – população equivalente. In:

- CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. Anais... São Paulo: ABES, 2011, p. 01-09.
- NUNES, S. da S. Estudo da conservação de água em edifícios localizados no Campus da Universidade Estadual de Campinas. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, 2000.
- NUNES, A. C. F.; BILAR, A. B. C.; PIMENTEL, R. M. de M. Uso da água e destinação de resíduos sólidos domiciliares no meio rural. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, Recife, v. 2, n. 2, p. 137-143, 2017.
- NUNES, L. G. C. F. Plano de conservação de água: escolas públicas estaduais da cidade do Recife. 2018. 154f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco, Recife, 2018.
- OLIVEIRA, L. H. Metodologia para a implantação de programa de uso racional de água em edifícios. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- POLI, Universidade de São Paulo, 1999.
- OLIVEIRA, L. de O. V.; GONÇALVES, R. F. Avaliação da qualidade microbiológica da água cinza para reúso em descarga sanitária. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. Anais... São Paulo: ABES, 2011, p. 01-08.*
- REBOUÇAS, A. da C. Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez. *Bahia Análise & Dados*, Salvador, v. 13, n. Especial, p. 341-345, 2003.
- REED, L. K. Capacity building as a policy instrument in water conservation: a case study on commercial, industrial, and institutional consumers. *Water Resources Management*, v. 26, n. 13, p. 3819-3829, 2012.
- SARMENTO, M. I. de A.; NÓBREGA, E. P. da; OLIVEIRA, P. R. R. de; SILVA, A. F. da; PEREIRA JÚNIOR, E. B. Água da chuva: alternativa para convivência no Semiárido. *IN: XVI Encontro Regional de Agroecologia do Nordeste. Anais... Rio Largo: ERA, 2017.*
- SANTOS, L. C. A. Gestão da água em edificações públicas: a experiência no prédio da Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A.- Embasa. 2010. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana)- Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.
- SILVA, G. S. da; GONÇALVES, O. M. Programas permanentes de uso racional da água em campi universitário: o programa de uso racional da água da Universidade de São Paulo (BT/PCC/409). São Paulo: EPUSP, 2005. 40 p.
- SILVA, K. B. da; OLIVEIRA, R. B.; ISMAEL, L. L.; ARRUDA, V. C. M. de. Desperdício de água nas instalações prediais do Campus Universitário da UFCG em Pombal-PB: medidas para conservação, aproveitamento e reúso. *Revista Verde*, Mossoró, v. 8, n. 3, p. 221-228, 2013.
- SILVA, J. K. Avaliação de Equipamentos Economizadores como Suporte ao Gerenciamento Urbano de Água. 2017. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco. Recife, PE. 2017.
- SILVA, S. R.; SILVA, A. F. A.; NUNES, L. G. C. F.; SOARES, A. E. P. Conservação de água em prédios públicos no município do Recife -Volume 2: prédios públicos administrativos. 1. ed. Recife: EDUPE, 2019. 132p.
- SOARES, A. E. P.; SILVA, J. K.; SILVA, S. R. Estudo de caso: o campus da Escola Politécnica de Pernambuco. *In: SILVA, S. R. (Org.). Conservação de água em prédios públicos no município do Recife. Recife: Edupe, 2018.*
- SOARES, A. E. P. Potencial de conservação de água em campus universitário: o caso da Universidade de Pernambuco. 2019. 151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco, Recife, PE, 2019.
- SOUSA, C. O. M. de. Incentivos econômicos para redução do consumo de água: estudo de caso sobre o Estado de São Paulo. *In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 16., 2016, São Paulo. Anais... São Paulo: ENGEMA, 2016. p. 01-18.*

SOUZA, N. G. de M.; SILVA, J. A. da; MAIA, J. M.; SILVA, J. B.; NUNES JÚNIOR, E. da S.; MENESES, C. H. S. G. Tecnologias sócias voltadas para o desenvolvimento do Semiárido brasileiro. *Biofarm*, João Pessoa, v. 12, n. 3, 2016.

TAUCHEN, J.; BRANDLI, L. L. A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campus universitário. *Gestão & Produção*, v. 13, n. 3, p. 503-515, 2006.

UNITED NATIONS – UN. Water and sustainable development: from vision to action. Report of the 2015 UN-Water Zaragoza Conference. França: UN-Water, 2015. 68 p.

WATERLOO. Water efficiency Master Plan (2015-2025). Waterloo. 2014.

YWASHIMA, L. Avaliação do uso da água em edifícios escolares públicos e análise de viabilidade econômica da instalação de tecnologias economizadoras nos pontos de consumo. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2005.

DESENVOLVIMENTO DE PLUVIÔMETRO AUTOMÁTICO DE BAIXO CUSTO

Clóvis Manoel Carvalho Ramos

Ana Carla dos Santos Menezes

Juliana Pires Pereira

Introdução

Pluviômetros automáticos são equipamentos meteorológicos fundamentais no monitoramento da precipitação. Esses equipamentos, apresentam tecnologia mais precisa no fornecimento de dados, porém com custos elevados, impossibilitando a utilização em escala maior, tanto no monitoramento quanto nos trabalhos de pesquisa. Os pluviômetros automáticos com maior utilização no mercado são os pluviômetros de balança cujo princípio de funcionamento consiste no movimento de um pequeno suporte que coleta a água da chuva e tem seu movimento registrado através de sensores eletromagnéticos. Com esse instrumento os dados são transmitidos diretamente ao computador dispensando a presença constante de um operador. No entanto, o pluviômetro automático apresenta um alto custo, sendo pouco utilizado por pequenos e médios agricultores (MILANESI et al., 2017). Assim, destaca-se a importância do desenvolvimento de pluviômetros automáticos de baixo custo afim de aumentar a rede de monitoramento de dados e possibilitar um maior número de estudos hidrológicos. Com esse intuito, o objetivo desse trabalho foi construir um pluviômetro automático de baixo custo, utilizando uma plataforma arduino para realizar o registro da precipitação. A base automática desses pluviômetros conta com o mecanismo de balança, cujo movimento é registrado a partir de um sensor magnético. Os registros captados pelo sensor são transmitidos a um arduino. De forma a conferir confiabilidade dos dados desses equipamentos realizou-se a calibração da balança. A retas de regressão linear obtida nessa etapa demonstrou que não há diferenças significativas entre os dados reais e os registrados pelo equipamento. Concluiu-se, portanto, que é possível realizar a construção de equipamentos com tecnologia semelhante e competitiva ao mercado.

Revisão de Literatura

Há muito tempo percebe-se a necessidade de incluir as variáveis do meio físico aos estudos de cunho agrícola, dentre essas variáveis a distribuição espacial e temporal das precipitações são de grande importância, para o planejamento agropecuário, para gerenciamento dos recursos hídricos, assim como em estudos hidrológicos (TUCCI, 2004). A distribuição geográfica da chuva depende, basicamente, de quatro fatores: latitude, distância do oceano, ação do relevo e efeito das correntes marítimas. Desta forma a distribuição estacional e espacial da precipitação varia de um local para outro, dependendo ainda, do tipo predominante da formação da chuva (DE OLIVEIRA SANCHES et al., 2013). De maneira geral, o regime de chuvas de um local é caracterizado pela quantidade e distribuição de precipitação ocorrida em determinados meses ou estações do ano (CASTRO et al., 1994). Assim o detalhamento do padrão de precipitação de uma determinada região deve levar em conta a escala de trabalho investigativo e o tipo de precipitação predominante na mesma. Estes fatores unidos definem o número de equipamentos necessários ao objetivo do estudo em curso. Assim quanto maior a variabilidade espacial da precipitação, maior o número de equipamentos necessários para o monitoramento ou estudo do padrão de precipitação.

Existem basicamente duas maneiras de medir a chuva: espacialmente, com o auxílio de radares, e pontualmente, através de pluviômetros ou pluviógrafos. Esses últimos diferem entre si quanto a forma de coleta dos dados. Enquanto no pluviômetro registra-se as precipitações com intervalo de 24 horas, no pluviógrafo este registro é realizado em intervalos de tempo menores, com o objetivo de estudar a variação da intensidade da precipitação.

Os pluviômetros podem ser classificados em automático e convencionais. O primeiro pluviômetro tecnicamente reproduzível do mundo foi o pluviômetro King Sejon, construído na Coreia em 1442 e era usado para fins agrícolas. Após esse feito, outros equipamentos foram criados e aperfeiçoados (SENTELHAS e CARAMORI, 2002). Atualmente o pluviômetro Ville de

Paris é um dos pluviômetros mais conhecido e utilizado ainda hoje em estações meteorológicas convencionais, sendo padrão no Brasil.

Os pluviômetros automáticos, devido ao registro automático da altura pluviométrica, permitem a construção da relação entre a altura pluviométrico e a duração do evento, chegando-se a intensidade de chuvas. Os três tipos mais comuns de pluviômetros automáticos, segundo a forma de registro, são (BLAINSKI et al., 2012):

- Pluviômetro flutuador: a variação do nível de água é registrada em um recipiente apropriado por meio de um flutuador, ligado por uma haste diretamente ao mecanismo de registro;
- Pluviômetro de balança: a água captada é recolhida em um recipiente e pesada, automaticamente, em uma balança apropriada. Após a pesagem a água é descartada através de um sistema de sifão;
- Pluviômetro automático do tipo balança: este aparelho é formado, basicamente, por um coletor que conduz a água da chuva para um sistema de duas básculas de volume conhecido. Quando uma balança se enche, automaticamente, ela vira para esvaziar e a outra balança passa a coletar a água. As básculas são unidas por um eixo que contém um ímã acoplado. A cada virada das básculas esse ímã passa em frente a um dispositivo que fecha um circuito emitindo um pulso elétrico ao datalogger. Cada pulso transmitido é convertido em altura pluviométrica, conforme o volume da balança.

Por sua vez Tucci (2004), diferencia os pluviômetros segundo quatro parâmetros: medição e gravação dos dados, transmissão de sinal, e transmissão de registro. Quanto a medição, as principais técnicas encontradas são a utilização de básculas, reservatório equipado com boia e reservatório equipado com sifão. Já a gravação da informação pode ser feita através da escrita em papel, memorizada em um suporte eletrônico ou até transmitida em tempo real. A transmissão do sinal para acionamento do mecanismo pode ser mecânica ou elétrica. Por fim a transmissão do registro pode ser feita de forma manual, a cabo ou utilizando uma rede sem fio

O monitoramento pluviométrico apesar de ser realizado, em sua maioria, através de pluviômetros convencionais, isso se dá pelo baixo custo de aquisição e de manutenção. Os diversos equipamentos automáticos que são desenvolvidos para monitoramento e registro de precipitação têm o inconveniente do custo elevado de aquisição, uma rotina de manutenção que exige conhecimento técnico, mas pode apresentar custo benefício favorável, na medida que reduz o tempo de horas de trabalho para visitas ao equipamento para coleta e registro de dados, retrabalho na transferência de dados entre plataformas e tabulação dos mesmos. O equipamento automático tem a capacidade de registra, armazenar e/ou transmite os dados, podendo fazê-lo em tempo real. Os equipamentos automáticos também diminuem erros de operação nas diversas fases do processamento dos dados, desde o registro até sua análise. O limite de armazenamento está relacionado a capacidade de armazenamento de informação do equipamento escolhido ou da rotina de transmissão dos dados, uma vez que o pluviômetro descarta a água acumulada logo após o registro, permitindo uma autonomia de trabalho bem maior que os equipamentos convencionais.

Diante das diversas vantagens da utilização de equipamentos automáticos para registro de precipitação, a diminuição do custo de fabricação, a garantia de robustez e autonomia no registro, armazenamento e transmissão de dados são pontos importantes no desenvolvimento desta tecnologia.

Material e Métodos

Para o desenvolvimento desse trabalho foi realizado um planejamento em etapas, sendo a primeira etapa o detalhamento das peças que iriam compor o pluviômetro automático, em seguida o dimensionamento e modelagem das peças, na última etapa foram selecionados os materiais e mecanismo mais adequado a um instrumento de baixo custo. Assim foi projetado um pluviômetro para coletar, registrar e armazenar a lâmina de água proveniente da chuva, a partir do sistema de balança.

O equipamento foi composto por um cone, um cilindro e uma base, estes últimos que suportam e protegem a balança, e finalmente os equipamentos de registro automático, de acordo com o detalhamento da Figura 1.

Figura 1 - Detalhamento das peças.



Fonte: MENEZES (2019).

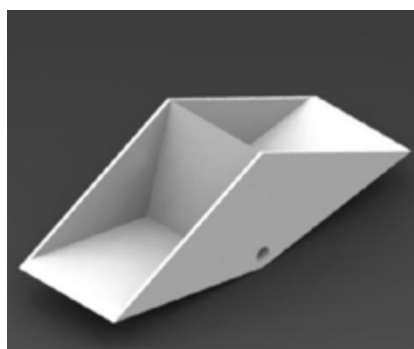
Na escolha do material considerou-se o fato que o pluviômetro deveria ser capaz de suportar as intempéries de um campo aberto. Dessa forma optou-se pelo alumínio na confecção do cilindro e do funil coletor, por ser um material não corrosivo e resistente.

A união das peças foi realizada com solda TIG (Tungsten Inert Gas) depositando a solda nos extremos para em seguida completar os cordões de solda de forma a evitar a deformação do material e preservar a circunferência do funil. O diâmetro do funil foi definido para 25,50 cm, resultando em uma área de captação de 510,70 cm².

Neste pluviômetro o sistema de báscula é responsável por receber a água de precipitação captada pelo cone. A partir do movimento da báscula, que é transmitido a um sensor magnético, a lâmina de precipitação é registrada.

A báscula, Figura 2, foi modelada com uma capacidade máxima de 18,20 ml, para cada reservatório. Para a produção dessa peça utilizou-se o processo de manufatura aditiva, popularmente conhecido como impressão 3D. As básculas foram confeccionadas na impressora 3D modelo Stella 1.6.

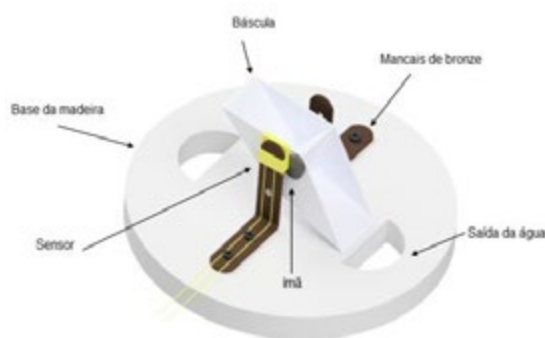
Figura 2 - Báscula modelada.



Fonte: MENEZES (2019).

No interior do cilindro de alumínio se encontram as peças responsáveis pela automação do equipamento: báscula, ímã e sensor magnético (Figura 3).

Figura 3 - Mecanismo de báscula



Fonte: MENEZES (2019).

Uma base de madeira foi confeccionada para posicionar a báscula abaixo do funil. Como a madeira é um bom isolante térmico essa base além de servir de suporte também evita que o calor interfira nos dados coletados pelo equipamento.

No processo de calibração da báscula foi realizada uma etapa em laboratório utilizando uma bureta graduada de 25 ml, que foi colocada acima da báscula a uma distância que simulasse a distância do funil à peça no equipamento (Figura 4). Ao ocorrer o pendular da báscula o registro da bureta foi imediatamente fechado, cessando o gotejamento. Em seguida fez-se a anotação do volume de água despejado. Esse procedimento foi repetido até ser obtido um total de quarenta repetições. Foi obtido o valor de 0,280 mm de lâmina, que possível registrar em cada movimento da báscula.

Figura 4 - Esquema de calibração de báscula com auxílio de bureta.



A automação do registro e armazenamento das lâminas de precipitação foi realizada com o auxílio de um Arduino UNO com leitor/gravador de cartão SD acoplado a cada equipamento. O Arduino foi programado para atuar como receptor de pulsos elétricos provocado pelo movimento da báscula. O sensor é acionado quando o ímã acoplado na báscula passa por ele, enviando um pulso ao programa. Cada pulso corresponde a uma altura pluviométrica previamente estabelecida a partir da calibração dos equipamentos.

Feita a calibração e aferição dos pluviômetros foi implementado o código no arduino com o valor aproximado da báscula e seu respectivo erro. Um display foi adicionado aos equipamentos expondo a altura pluviométrica coletada ao decorrer do teste e a intensidade atingida em cada teste. Para a alimentação do circuito utilizou-se uma bateria recarregável de 450 mAh. A aquisição dos dados pode ser feita utilizando um shield para cartão SD, assim foi possível monitorar o pluviômetro durante os testes e obter as alturas pluviométricas registradas.

Resultados e Discussão

A partir do processo de construção, calibração e adequação do sistema de registro e armazenamento dos dados do pluviômetro, obteve-se um equipamento com as seguintes características, Tabela 2.

Tabela 2 - Especificações do equipamento.

Característica	Especificação
Área de Captação	510,70 cm ²
Diâmetro do funil	25,50 cm
Resolução	0.280 mm

Fonte: MENEZES (2019).

Durante o teste de calibração da balança, a lâmina de chuva registrada em cada movimento da mesma, está demonstrado na Tabela 3. Evidencia-se que a balança testada apresentou um erro de 0,0021mm e um coeficiente de variação de 5%.

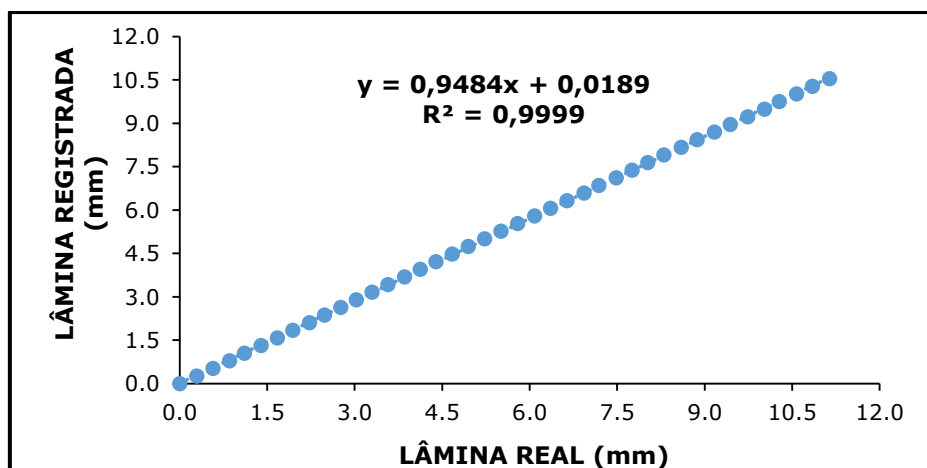
Tabela 3 - Estatística da calibração da balança em laboratório.

Dado	Valores
Volume coletado	14,28 ml
Lâmina média calculada	0,2797 mm
Desvio Padrão	0,0132
Erro Padrão	0,0021
C.V	5%

Fonte: MENEZES (2019).

No teste de automação foi possível construir a relação entre o valor da lâmina de precipitação implementado no código, a partir das informações geradas na calibração, e a lâmina real precipitada. A Figura 5 apresenta o gráfico de dispersão e a relação linear entre os dados reais e os registrados pelo arduino. É possível observar que o coeficiente angular da reta do equipamento testado, é igual a 0,9484, ou seja, está sendo subestimado os valores registrados. Isso indica que o valor real de lâmina captado por esse equipamento é maior que o valor registrado. As diferenças ocorrem principalmente pois uma quantidade variável de água é perdida durante o tempo de inflexão da balança como constatado por Calder e Kidd (1978).

Figura 5 - Reta obtida no teste de registro das lâminas coletadas pelo arduino.



Fonte: MENEZES (2019).

Na Tabela 4 é apresentada a regressão linear da reta e o coeficiente de determinação. O valor de R^2 indicam que o equipamento apresenta alta relação com o referencial. Desse modo, apesar destas oscilações, os testes estatísticos mostraram que o elevado grau de semelhança nos registros pluviométricos do arduino em relação ao valor real produzido. Isso indica a viabilidade do uso desse protótipo para monitoramento da precipitação.

Tabela 4 - Equações das respectivas básculas.

EQUAÇÃO	DETERMINAÇÃO
$Y = 0,9484X + 0,0189$	$R^2 = 0,9999$

Fonte: MENEZES (2019).

Considerações Finais

O pluviômetro desenvolvido apresentou bons resultados construtivos, uma vez que os materiais não sofreram alterações que comprometessem o seu desempenho ao decorrer dos testes realizados. A reta de regressão linear obtida na calibração da báscula demonstrou que não há diferenças significativas entre os dados reais e os registrados no equipamento. Testes de robustez do equipamento durante um período longo de monitoramento e a implementação do módulo para a transmissão dos dados sem fio, são importantes para a viabilidade da utilização do equipamento em campo.

Agradecimentos

Agradecimentos ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola da Univasf, a CAPES que concedeu bolsa para o desenvolvimento do projeto e ao Professor Dr. Daniel dos Santos Costa pelo apoio na cessão de equipamentos durante a realização do projeto.

REFERÊNCIAS

- BLAINSKI, Éverton; GARBOSSA, Luis Hamilton Pospissil; ANTUNES, Eduardo Nathan. Estações hidrometeorológicas automáticas: recomendações técnicas para instalação. **Florianópolis: Epagri**, 2012, 43p. (Epagri. Documentos, 240).
- CALDER, I. R.; KIDD, C. H. R. A note on the dynamic calibration of tipping-bucket gauges. **Journal of Hydrology**, v. 39, n. 3-4, p. 383-386, 1978.
- CASTRO, LHR de; MOREIRA, A. M.; ASSAD, E. D. Definição e regionalização dos padrões pluviométricos dos cerrados brasileiros. **coord.) Chuvas no cerrados: análise e espacialização. Brasília: Embrapa, CPAC**, p. 13-23, 1994
- DE OLIVEIRA SANCHES, Fabio; VERDUM, Roberto; FISCH, Gilberto. Estudo de tendência de chuvas de longo prazo. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 8, n. 3, p. 214-228, 2013.
- MILANESI, M. A.; ALVES, R. R.; GALVANI, E. Comparativo entre instrumentos pluviométricos experimentais e automáticos. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, Campinas, v. 1, p. 2251-2261, 2017
- SENTELHAS, P. C.; CARAMORI, P. H. Inconsistências na medida da chuva com pluviômetros de báscula utilizados em estações meteorológicas automáticas. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 301-304. 2002.
- TEIXEIRA, C. F. A. DAMÉ, R. de C. F.; BACELAR, L. C. S.; SILVA, G. M. da; COUTO, R. S. do. Intensidade da seca utilizando índices de precipitação. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 203-213, 2013.
- TUCCI, Carlos E. M.; (Org) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre, RS: UFRGS Ed., 2004. 943p.

ÍNDICES CLIMÁTICOS E CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS PARA A REGIÃO AGRESTE DO ESTADO DE PERNAMBUCO-BRASIL

Werônica Meira de Souza

Vanessa Vasconcelos Barbosa

Freds Fernando Alves de Almeida

Maendra Pollinne Arcoverde Soares

Josiclêda Domiciano Galvêncio

Romero Luiz Mendonça Sales Filho

Introdução

Os eventos extremos decorrentes das variabilidades climáticas e possivelmente das mudanças climáticas têm se tornando cada vez mais frequentes e intensos ao redor do mundo, provocando uma série de desastres naturais, tais como, episódios de estiagens e secas, enchentes e inundações, afetando os recursos hídricos e causando impactos de âmbito social e econômico. O ambiente mais afetado por eventos de secas no Brasil, e vulnerável às mudanças climáticas é a região do semiárido brasileiro (SB), localizado predominantemente no Nordeste Brasileiro (NEB), caracterizando-se por uma alta variabilidade espacial e temporal das precipitações (ASSIS; SOUZA; SOBRAL, 2015), onde os eventos de chuvas são irregulares, ocorrendo de maneira concentrada em poucos meses do ano. Essa região do país possui alto potencial de evaporação da água, em função da grande disponibilidade de energia solar, das altas temperaturas e da baixa umidade do ar, condições que fazem com que o SB venha sofrendo com secas naturais mais frequentes e severas, principalmente nas últimas décadas, causando grandes danos agrícolas, sociais, econômicos e ambientais (ALVALÁ *et al.* 2019; DANTAS *et al.* 2020).

As mudanças climáticas podem ser provocadas pela ação humana, como o aumento de emissões de gases de efeito estufa na atmosfera e alterações nos ambientes naturais, por exemplo, como também há quem diga que são variações que fazem parte do próprio ciclo do planeta. E mesmo diante de tantas teorias e incertezas, muitos estudos comprovam que, de fato, vem ocorrendo uma variabilidade climática com tendência ao aquecimento, o que afeta diretamente os recursos hídricos, principalmente em regiões semiáridas, tendo em vista que há uma maior evaporação. O Quinto Relatório Científico do IPCC (IPCC, 2014) mostra evidências de que mudanças do clima podem afetar significativamente o planeta, especificamente quanto aos extremos climáticos, e informa que os riscos relacionados aos eventos climáticos extremos, tais como ondas de calor, precipitação extrema e inundações costeiras, já são de moderado (alta confiança) a alto, com 1°C de aquecimento adicional. De acordo com Marengo (2006) e Marengo *et al.* (2017), o NEB é considerado área de alto risco às mudanças climáticas, levando em consideração os aspectos climatológicos característicos desta região.

Estudos avaliando cenários globais e regionais de mudanças climáticas indicam que haverá aumento dos eventos de seca, redução das chuvas, aumento das temperaturas, déficits hídricos, e períodos mais longos de seca na região (SOARES DE BRITO *et al.*, 2021). No Brasil, muitos estudos também têm se baseado na estimativa dos índices de detecção de mudanças climáticas da Organização Mundial de Meteorologia (OMM) para avaliação das mudanças climáticas locais (SANTOS *et al.*, 2006; SILVA;DERECZYNSKY, 2010; ALMEIDA *et al.*, 2010). No entanto, o SB continua sendo um dos ambientes menos estudados de baixa latitude e clima semiárido e árido do mundo (CORRÊA *et al.* 2019), a maioria dos estudos para avaliação das mudanças climáticas no país ainda se encontra nas regiões Sul e Sudeste, já que apresentam maior quantidade de estações e séries com melhor qualidade e intervalo de dados. Estes estudos só começaram a ser desenvolvidos com mais intensidade no NEB, a partir dos estudos de Santos *et al.* (2006) e Silva *et al.* (2007). Poucos estudos referentes a índices de extremos climáticos foram desenvolvidos para alguns postos ou regiões específicas do estado de Pernambuco, como a Região do Agreste, por exemplo (SOUZA e AZEVEDO, 2009; LACERDA *et al.*, 2009; LACERDA *et al.*, 2010; ASSIS *et al.*, 2011; SOUZA e AZEVEDO, 2012; ASSIS *et al.*, 2012).

A região Agreste do estado de Pernambuco, apesar de estar localizada entre as regiões da Zona da Mata (maiores índices pluviométricos e temperaturas mais amenas) e região do Sertão (menores índices pluviométricos e temperaturas mais elevadas), o que lhe confere como uma região de transição, porém a maior parte do seu território está inserida na região semiárida, apresentando predominantemente características climáticas desta região, ou seja, clima tropical quente e seco, tropical quente ou sub-úmido seco, e apenas em pequenas áreas se apresentam os climas tropical quente e úmido e tropical de altitude, este ocorrendo apenas em áreas elevadas acima de 1000 m, onde ocorrem particularidades como a diminuição da temperatura, o aumento da umidade relativa do ar e da pluviosidade .

Estima-se que cerca de 64% dos municípios do estado de Pernambuco e 3,2 milhões de pessoas residam no semiárido pernambucano (IBGE, 2000; IBGE 2010), onde grande parte da população tem problemas de acesso à água, e as atividades agrícolas são altamente dependentes da precipitação, tornando o conhecimento de sua variabilidade de fundamental importância para o planejamento do uso dos recursos hídricos e gestão das atividades econômicas. Araújo, Moraes Neto & Sousa (2013) já afirmavam há mais de uma década que, devido à irregularidade da precipitação, é necessário realizar um monitoramento através de índices climáticos, uma vez que, através deles, pode-se desenvolver um sistema de acompanhamento das características dos períodos de seca ou chuvosos, com informações anuais ou mensais, com as quais se pode conhecer a climatologia de uma determinada região e verificar os impactos que o clima causa sobre a distribuição da precipitação pluviométrica.

Dessa forma, o objetivo desse estudo foi analisar a variabilidade climática a partir dos índices climáticos, com o propósito de averiguar se houve mudanças no comportamento pluviométrico temporal na Região do Agreste de Pernambuco e gerar cenários futuros de mudanças climáticas para os anos de 2025 e 2055.

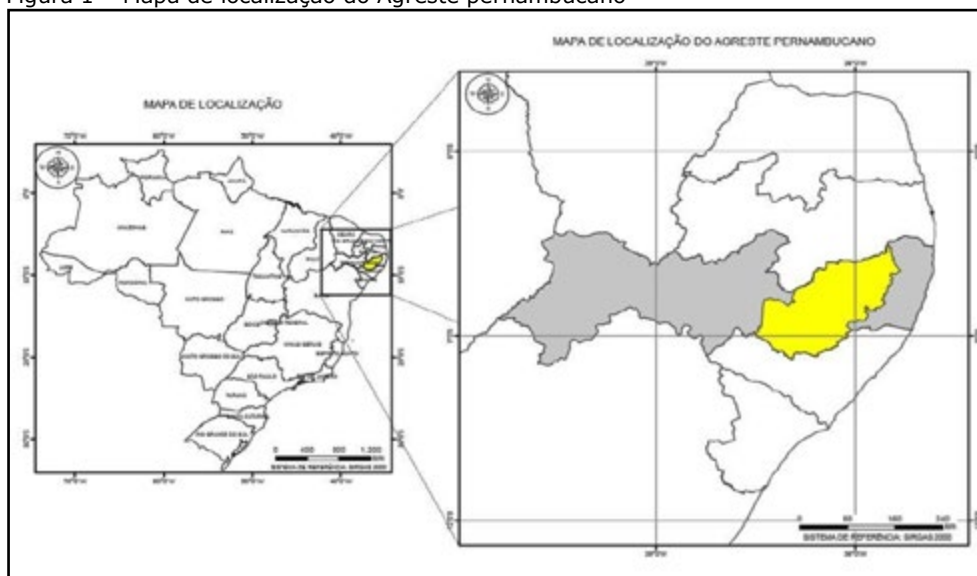
Material e métodos

Caracterização da área de estudo

A região Agreste de Pernambuco é subdividida em três Regiões de Desenvolvimento (RD's): Agreste Central, Agreste Meridional e Agreste Setentrional, de acordo com a sanção da lei nº 11.725, de 23 de dezembro de 1999 que dispôs sobre o Plano Plurianual do Estado para o quadriênio 2000-2003, sendo compostas por 26, 26 e 19 municípios, respectivamente, apresentando um total de 71 municípios, conforme demonstramos no mapa de localização exposto na Figura 1 e no Quadro 1.

Com uma extensão de 23.982,8 km², o Agreste pernambucano limita-se ao Norte com o Estado da Paraíba, ao Sul com o Estado de Alagoas, a Leste com a região da Mata pernambucana, e a Oeste com o Sertão, de acordo com a Figura 1.

Figura 1 – Mapa de localização do Agreste pernambucano



Fonte: ITEP (2015) – Modificado pelos autores

Clima

São identificados no Agreste pernambucano os tipos climáticos As'(quente e úmido com chuvas de outono-inverno), BShs' (seco, de baixas latitudes, com chuvas de outono-inverno) e Cs'a (mesotérmico com verões quentes e chuvas de outono-inverno), de acordo com a classificação de Koppen, expressa por Andrade (2003) e Andrade (2009). Através do relatório final para delimitação do semiárido nordestino e do polígono das secas, identificam-se na área predominantemente os climas: tropical quente e seco, tropical quente ou sub-úmido seco, e pequenas áreas onde se apresentam os climas tropical quente e úmido e tropical de altitude. Conforme informações da CONDEPE/FIDEM (2011), o clima predominante, tropical quente e seco, apresenta alta temperatura do ar, umidade relativa do ar baixa e grande amplitude térmica diária, chegando a 15° C.

Quadro 1 – Municípios componentes das Regiões de Desenvolvimento Agreste Meridional, Central e Setentrional de Pernambuco.

REGIÃO DE DESENVOLVIMENTO	MUNICÍPIOS E DISTRITO ESTADUAL
AGRESTE CENTRAL	Agrestina, Alagoinha, Altinho, Barra de Guabiraba, Belo Jardim, Bezerros, Bonito, Brejo da Madre de Deus, Cachoeirinha, Camocim de São Félix, Caruaru, Cupira, Gravatá, Ibirajuba, Jataúba, Lagoa dos Gatos, Panelas, Pesqueira, Poção, Riacho das Almas, Sairé, Sanharó, São Bento do Una, São Caitano, São Joaquim do Monte e Tacaimbó.
AGRESTE MERIDIONAL	Águas Belas, Angelim, Bom Conselho, Brejão, Buíque, Caetés, Calçado, Canhotinho, Capoeiras, Correntes, Garanhuns, Iati, Itaíba, Jucati, Jupi, Jurema, Lagoa do Ouro, Lajedo, Palmeirinha, Paranatama, Pedra, Saloá, São João, Terezinha, Tupanatinga e venturosa.
AGRESTE SETENTRIONAL	Bom Jardim, Casinhas, Cumaru, Feira Nova, Frei Miguelino, João Alfredo, Limoeiro, Machados, Orobó, Passira, Salgadinho, Santa Cruz do Capibaribe, Santa Maria do Cambucá, São Vicente Férrer, Surubim, Taquaritinga do Norte, Toritama, Vertente do Lério e Vertentes.

Fonte: Agência CONDEPE/FIDEM (2011)

Os valores de maior temperatura são alcançados durante o dia, enquanto à noite as temperaturas decrescem, atingindo valores mínimos durante a madrugada. Ocorrem duas estações bem definidas: uma seca e outra chuvosa, enquanto o segundo tipo climático mais presente, sub-úmido seco, localizado em uma zona de transição, apresenta características referentes ora ao clima tropical quente e úmido, ora ao tropical quente e seco, sem que se configurem valores extremos desses dois tipos climáticos.

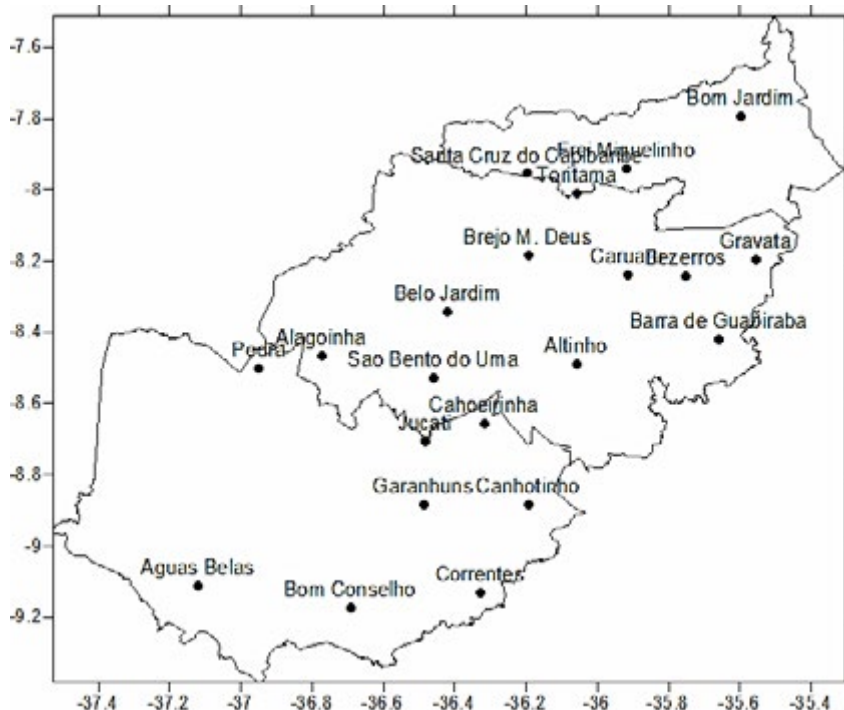
Em pequenas proporções, encontra-se um clima tropical de altitude, em áreas elevadas acima de 1000 m, onde ocorrem particularidades como a diminuição da temperatura, o aumento da umidade relativa do ar e da pluviosidade, com duas estações bem definidas: verão (quente e úmido) e inverno (frio e seco). Encontra-se ainda em uma área que abrange apenas quatro municípios do Agreste meridional o clima tropical quente e úmido, caracterizado por médios e altos valores de umidade relativa do ar.

Obtenção e análise de dados

Foram obtidos dados de precipitação diária registrados em 21 postos pluviométricos através do banco de dados Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) e do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP), referentes aos municípios componentes do Agreste Setentrional, Meridional e Central de Pernambuco do período de 1960 a 2020, cuja distribuição dos postos pode ser observada na Figura 2.

Foi realizada uma análise de consistência das séries através do diagnóstico da qualidade dos dados pluviométricos brutos e verificação da homogeneidade deles em relação ao padrão regional.

Figura 2 - Localização dos postos pluviométricos do Agreste Pernambucano



Fonte: Elaborado pelos autores

Tendências climáticas da precipitação pluviométrica

As tendências climáticas da precipitação pluviométrica na região estudada foram analisadas através do aplicativo Climap 3.0 desenvolvido por Salvador (2014), com interface gráfica, que auxilia a análise das séries de dados meteorológicos de chuva e de temperatura do ar com a associação de informações e criação de gráficos. Na corrente pesquisa foram utilizadas apenas as informações de precipitação.

O aplicativo Climap 3.0, que consiste numa versão aprimorada do Climap 1.1 desenvolvido por Salvador em 2014, foi utilizado para analisar as séries de dados meteorológicos diários de chuva, a partir de uma organização dos dados em formato txt da seguinte forma: ano, mês, dia e chuva, onde os dados faltantes de temperatura foram preenchidos por NULL, foram geradas séries mensais, trimestrais e anuais, sendo os índices utilizados:

- i. Totais mensais, trimestrais e anuais da precipitação pluviométrica;
- ii. DPP: Desvio padronizado da precipitação dos totais mensais, trimestrais e anuais.
$$DPP = (\text{total} - \text{média}) / \text{desvio-padrão};$$
- iii. Pr1: Número de dias por ano com chuvas significativas (≥ 1 mm/dia);
- iv. Pr10: Número de dias por ano com precipitação ≥ 10 mm;
- v. Pr20: Número de dias por ano com precipitação ≥ 20 mm;
- vi. Pr50: Número de dias por ano com precipitação ≥ 50 mm;

- vii. Per95p: Número de dias com precipitação \geq ao percentil 95 das chuvas significativas (ocorrência/ano);
- viii. Per99p: Número de dias com precipitação \geq ao percentil 99 das chuvas significativas (ocorrência/ano);
- ix. Prmax1d: Maior precipitação ocorrida em um dia por ano (mm).

Cenários climáticos

Para gerar cenários regionalizados para a região Agreste de Pernambuco, foram adquiridos junto ao Centro de Previsão de Tempo e Clima do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC/INPE) os cenários climáticos correspondentes aos períodos de 2025 e 2055 para o cenário A1B para Pernambuco, para as variáveis precipitação e temperatura média do ar. Estes cenários são baseados no modelo HadCM3, modelo do centro climático do Reino Unido (Hadley Centre), que gera condições de contorno e fornece condições para o modelo regional Eta.

O modelo regional Eta foi desenvolvido pela Universidade de Belgrado em conjunto com o Instituto de Hidrometeorologia da Iugoslávia, que se tornou operacional no National Centers For Environmental Prediction (NCEP). Pela necessidade de se ter resultados mais específicos e detalhados, as simulações dos cenários foram regionalizadas pela técnica de downscaling, já que os modelos globais apresentam uma baixa resolução.

O modelo Eta CPTEC inclui o aumento dos níveis de concentração de CO₂ conforme o cenário de emissão e a variação diária do estado da vegetação durante o ano. Este modelo reproduz o cenário A1B do IPCC SRES, fornecido pelo modelo global acoplado oceano-atmosfera HadCM3, em 4 membros (versões) de perturbação do modelo global (sem perturbação - CNTRL; baixa sensibilidade - LOW; média sensibilidade - MID; alta sensibilidade - HIGH), que representam a incerteza das condições de contorno. O modelo regional foi integrado na resolução horizontal de 40 km, para o período entre 1961 e 1990 e os cenários futuros foram gerados em três períodos de 30 anos (de 2011 a 2040, de 2041 a 2070, de 2071 a 2100) (CHOU et al., 2012).

Resultados

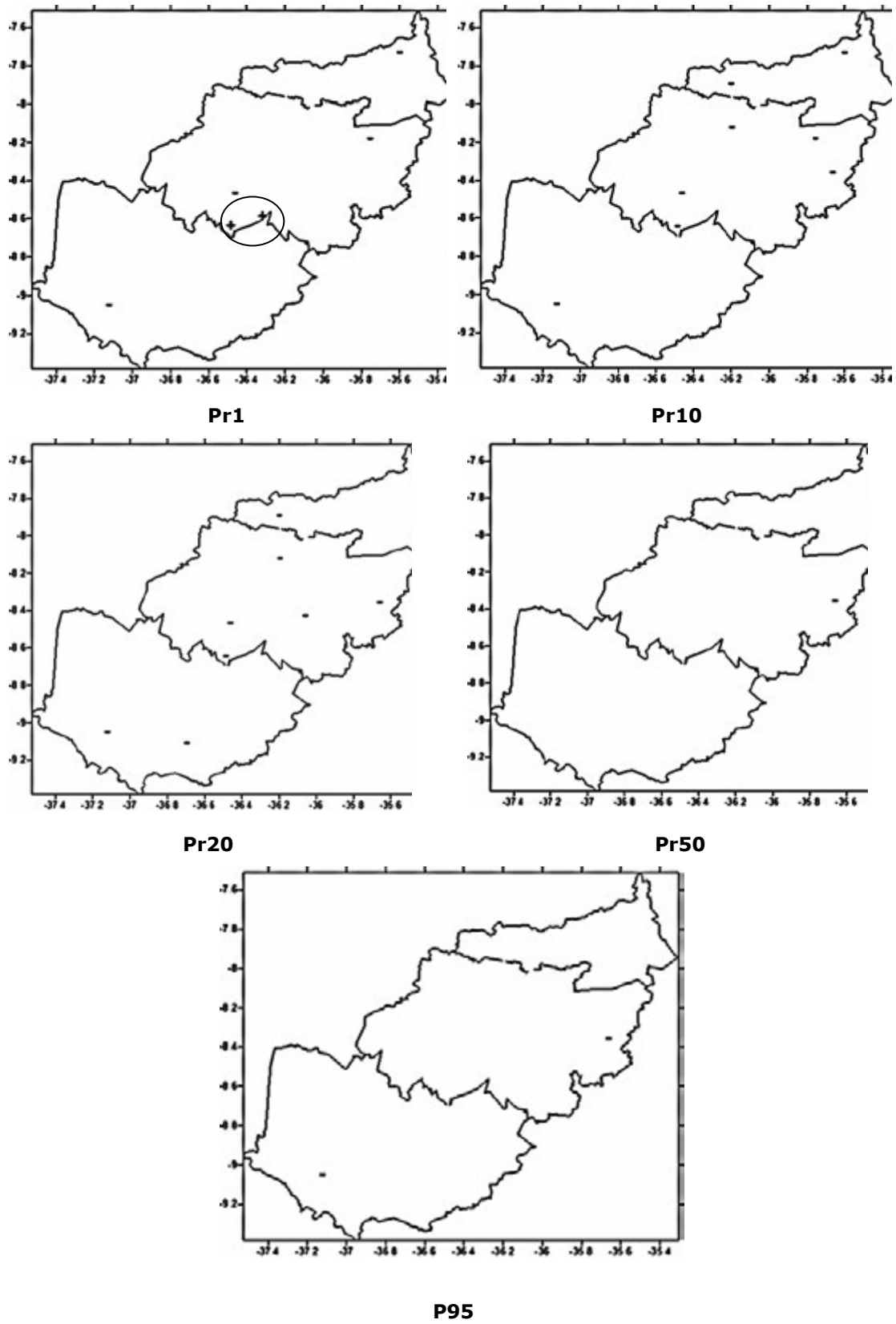
Tendências climáticas a partir dos índices extremos de precipitação

Como forma de expor a ocorrência de níveis extremos de precipitação, foram selecionados os valores representativos do número de dias por ano com chuvas significativas ≥ 1 mm, ≥ 10 mm, ≥ 20 mm, ≥ 50 mm/dia e número de dias com precipitação \geq ao percentil 95 das chuvas expressivas (Tabela 1), e partir destes, as tendências de aumento ou diminuição de sua ocorrência foram identificados nas três microrregiões do Agreste pernambucano, expostas nos mapas da Figura 3, distribuídas espacialmente entre os Agrestes Setentrional, Central e Meridional, apenas nos locais em que o diagnóstico apresentou significância estatística.

Os resultados obtidos através do Climap 3.0 reunidos na Figura 3 demonstram que no Agreste Setentrional, apenas os índices Pr1, Pr10 e Pr20 obtiveram resultados significativos, todos com tendência à diminuição de sua ocorrência, enquanto no Agreste Central todos os índices apresentaram resultados expressivos, predominantemente com tendência à diminuição, exceto pelo Pr1, que apresenta tendências positivas em dois postos. O Agreste Meridional, por sua vez, expressou disposições de diminuição de todos os índices registrados, excetuando-se o Pr50, que não apresentou significância estatística em nenhum posto dessa microrregião.

O indicativo de baixa ocorrência de eventos extremos na área de estudo, bem como as tendências de diminuição constatadas interpreta-se de forma positiva para a região Agreste, considerando o elevado grau de vulnerabilidade que essa região apresenta às adversidades do clima. No entanto, os riscos ocasionados pela própria variabilidade natural da precipitação não se incluem nessa consideração, e representam ainda grande risco socioambiental diante do não investimento em enfrentamento a estas questões.

Figura 3- Distribuição espacial das tendências (- tendência de diminuição e + tendência de aumento) dos índices extremos da precipitação pluviométrica



Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 1 - Valores encontrados para os índices extremos climáticos (Pr1, Pr10, Pr20, Pr50 e Per95p) através do Climap 3.0. Os índices marcados em negrito apresentam significância estatística (*p<0,05: alta significância estatística; **p<0,1: boa significância estatística)

RD	Município	Pr1	Pr10	Pr20	Pr50	Pr95
Agreste Setentrional	Bom Jardim	-0,75*	-0,27*	-0,08	0,00	-0,01
	Frei Miguelinho	-0,14	-0,06	0,01**	-0,01	-0,01
	Santa Cruz do Capibaribe	0,27	-0,23**	-0,11	-0,01	-0,03
	Toritama	0,21	-0,07	-0,06	-0,02	-0,01
Agreste Central	Alagoinha	-0,06**	-0,04	-0,04	-0,01	-0,03
	Altinho	0,17	-0,13	-0,10**	-0,01	-0,04
	Barra de Guabiraba	-0,06	-0,74**	-0,49**	-0,09*	-0,12*
	Belo Jardim	-0,27	-0,15	-0,03	-0,01	-0,02
	Bezerros	-0,63*	-0,23*	-0,05	-0,01	-0,03
	Brejo da Madre de Deus	-0,14	-0,22**	-0,09*	0,02	0,01
	Cachoeirinha	0,50*	-0,11**	-0,02**	0,00	-0,01
	Caruaru	0,19	-0,09	0,00	0,00	0,00
	Gravatá	0,09	0,05	0,02	0,00	0,01
	São Bento do Una	-1,03**	-0,32**	-0,15**	-0,02	-0,04
Agreste Meridional	Águas Belas	-0,70*	-0,19*	-0,08**	-0,01	-0,04
	Bom Conselho	-0,16	-0,20	-0,08**	0,00	-0,03
	Canhotinho	-0,04	-0,09	-0,02	0,01	0,03
	Correntes	0,34	-0,02	-0,06	-0,01	-0,01
	Garanhuns	0,16	0,08	0,02	0,00	0,03
	Jucati	0,55	-0,26	-0,11	-0,02	-0,03
	Pedra	0,00	-0,08	-0,05	-0,01	-0,01

Fonte: Elaborado pelos autores.

Cabe salientar que, sobretudo nos índices Pr50 e Per95p, onde houve pouquíssimos postos que demonstraram significância estatística, portanto, não é possível afirmar tendências seguras que correspondam a todos os municípios da área de estudo. Considerando que esses índices advertem a ocorrência de eventos extremos que revelariam níveis de precipitação intensa, seria desejável que a consistência dos dados favorecesse uma avaliação mais clara e consistente a fim de prevenir a tais ocorrências.

A metodologia empregada para a obtenção dos resultados dessa pesquisa é a mesma empregada por Salvador (2014), para analisar índices extremos de precipitação para a região definida como MATOPIBA, que compreende uma nova fronteira agrícola no Brasil, ocupando parte dos Estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, utilizando o Climap 1.1. Da mesma forma, como resultado, foram identificadas em sua maioria tendências negativas dos extremos da precipitação, sugerindo possível diminuição gradativa da ocorrência desse tipo de evento.

Similarmente, Santos, Melo e Brito (2016), por sua vez, procuraram analisar tendências de índices extremos climáticos para o Estado do Amazonas utilizando dados diários de precipitação do período de 1970 a 2010, para os mesmos índices, utilizando um recurso distinto (Rclimdex), obtendo resultados variados para cada item. De forma geral, os autores comentaram que poucos postos apresentaram significância estatística, sendo a ausência de um banco de dados climáticos de longo prazo pontual obstáculo à quantificação dos eventos extremos de forma satisfatória.

Corroborando com a constatação de Santos, Melo e Brito (2016), a falta de atenção e investimentos designados à obtenção de dados climatológicos em quantidade e qualidade em

longo prazo dificulta não só a realização de estudos consistentes, como a própria previsão do clima e planejamento e gerenciamento eficiente dos recursos. Espera-se que com a concretização de estudos desse nível se contribua para essa questão, alertando para tal necessidade.

Cenários climáticos futuros

Os cenários climáticos futuros para a região Agreste de Pernambuco descritos nessa seção demonstram perspectivas do comportamento das variáveis precipitação pluviométrica e temperatura média do ar para os anos de 2025 e 2055. É possível perceber a evolução destes cenários em cada microrregião do Agreste pernambucano a partir das Figuras 13 e 14, evidenciando a diversidade esperada dentro da área de pesquisa.

Tendo em vista que a previsão numérica do tempo tem sido cada vez mais utilizada como informação estratégica de planejamento para diversas áreas de atividades econômicas e sociais, através destes resultados, é possível mensurar os efeitos das variáveis climatológicas num cenário futuro, o que possibilita entre outras ações a promoção de políticas públicas direcionadas a antecipar os prováveis efeitos negativos oriundos das adversidades climáticas.

Dessa forma, o conhecimento do comportamento climático futuro materializado neste ensaio pretende-se estimular a capacidade de adaptação ao ambiente semiárido, e dentro desse processo, a garantia da coesão social no investimento e desenvolvimento das atividades locais como a produção leiteira, garantindo, sobretudo, a sustentabilidade das propriedades rurais de base familiar.

Cenários climáticos da precipitação pluviométrica

Os cenários climáticos futuros da precipitação pluviométrica para os anos de 2025 e 2055 estão reunidos na Figura 4, apresentando em (a) a Baseline, composta por dados referentes à climatologia da precipitação no período de 1960 a 1991, enquanto os cenários para o ano 2025 se apresentam em (b) Eta-High, (c) Eta-Midi e (d) Eta-low, correspondendo à alta, média e baixa sensibilidade, respectivamente, enquanto os cenários de 2055 se expressam em (e) Eta-High, (f) Eta-Midi e (g) Eta-Low, da mesma forma, alta, média e baixa sensibilidade.

Conforme apresentado a Figura 4, a Baseline (a) expressa um cenário de altos índices de precipitação em toda a parte leste dos Agrestes Meridional, Central e Setentrional de Pernambuco, chegando a 1500 mm anuais, principalmente na área de transição com a Zona da Mata, e diminuição gradativa para 1050, 900 e 750 mm anuais à medida que se avança no sentido leste-oeste na região.

Figura 4 - Cenários climáticos da precipitação pluviométrica anual para os anos de 2025 e 2055 para o Agreste Pernambucano

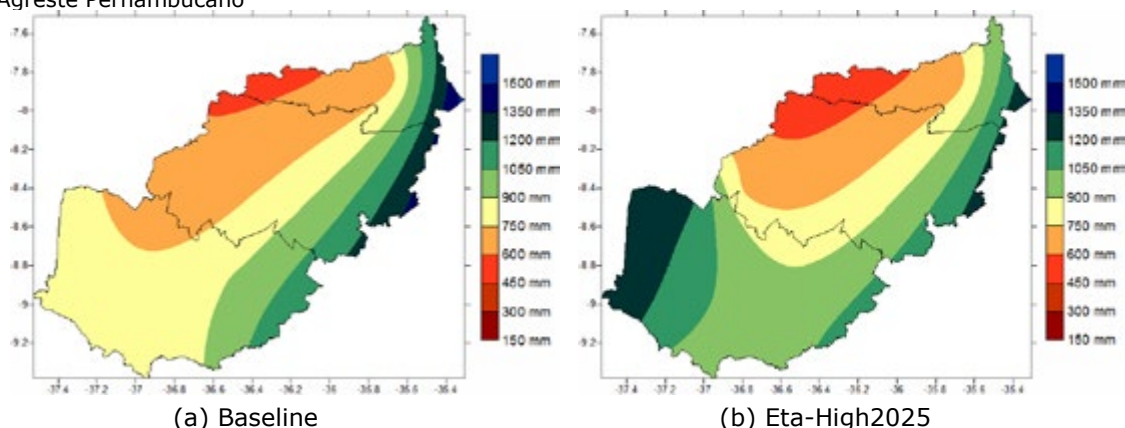
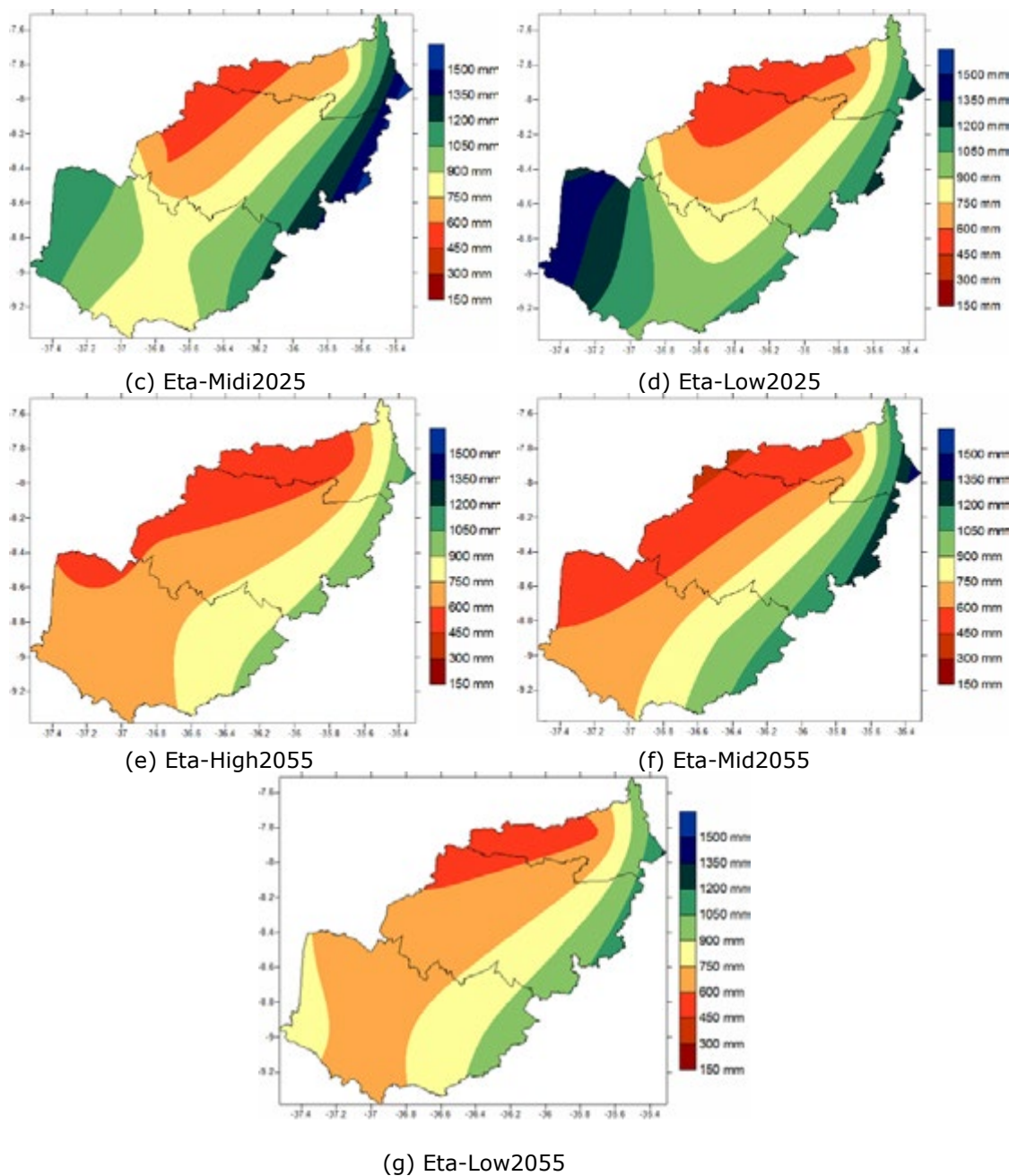


Figura 4- Continuação...



Fonte: Elaborado pelos autores

A área oeste do Agreste Central, representando quase metade da microrregião, o noroeste do Agreste Meridional e o oeste do Agreste Setentrional apresentam baixos índices de precipitação pluviométrica anual, em torno de 600 mm em (a) Baseline. E ainda, no noroeste dos Agrestes Setentrional e Central, cobrindo uma área relativamente pequena, estão os mais baixos índices, em torno de 450 mm (Figura 4).

Cabe salientar que as áreas em que se situam os índices mais baixos de precipitação se dão provavelmente pela proximidade com o Sertão pernambucano, uma vez que as divisões microrregionais não representam nenhum limite físico para a transição das condições naturais que, de uma região para outra. Assim, as alterações climáticas futuras previstas tendem a apontar para um aumento da interrelação entre os fenômenos das áreas de maior proximidade física, especialmente as limítrofes.

Os cenários Eta-High (b), Eta-Midi (c) e Eta-Low (d) para o ano de 2025 (Figura 4) demonstram uma tendência de aumento dos índices de precipitação no Agreste Meridional, principalmente em sua porção oeste, chegando a 1200 mm em (b), 1050 em (c) e 1350 em (d), que apresenta o cenário mais otimista para a microrregião. Os Agrestes Central e Setentrional, por sua vez, exibem alterações significativas apenas em sua porção oeste, onde ocorre a expansão da área com baixos índices de precipitação (450 mm). Os cenários Eta-High (e), Eta-Midi (f) e Eta-Low (h) para o ano de 2055 exibem perspectivas menos otimistas para a região Agreste de Pernambuco. O modelo Eta-High (e) demonstra diminuição dos índices de precipitação em toda a área Leste da região, na transição com a Zona da Mata, para 900 mm anuais, caindo já para 750, 600 e 450 mm, seguindo a direção leste-oeste.

O Eta-Midi (f) para o ano de 2055 exibe o cenário mais pessimista para a porção oeste de toda a região Agreste, com a diminuição substancial dos índices anuais de precipitação pluviométrica para 450 mm, chegando a 300 mm no extremo noroeste do Agreste Central e oeste do Setentrional. Na direção leste da região, em relação ao Eta-High (e) há certo melhoramento nos índices de precipitação, semelhantes aos expostos em na Baseline (a), de 900 a 1200 mm, evidenciando que nessa área não há grandes alterações nessa versão.

Ainda na Figura 4, o modelo Eta-Low (g) para o ano de 2055 demonstra a ampliação moderada dos baixos índices de precipitação de 450 mm no noroeste do Agreste Central e oeste do Setentrional e a expansão das médias de 600 mm anuais, já recorrentes em grande parte dos Agrestes Central e Setentrional, também para o Agreste Meridional, o que implica em uma tendência à diminuição das médias de precipitação pluviométrica. Além disso, observa-se na parte leste da região que diminui a ocorrência de altas médias de precipitação, apresentando na transição com a Zona da Mata, a área mais úmida, em torno de 900 mm e máximo de 1050 mm.

De forma geral, os cenários climáticos da precipitação pluviométrica anual para os anos de 2025 e 2055 em alta, média e baixa sensibilidade exibem um aumento muito significativo da abrangência dos baixos índices de precipitação pluviométrica (450 mm), nos Agrestes Central e Setentrional em 2025 e também no meridional em 2055, o que pode representar uma perspectiva desafiadora para o desenvolvimento da cadeia produtiva de leite do Agreste pernambucano.

O Agreste Meridional no ano de 2025 apresenta cenários bastante otimistas, com o aumento das médias de precipitação em diferentes níveis, gerando boas expectativas para o setor de produtivo. No entanto, no ano de 2055, em todos os cenários ocorre o inverso dessa previsão. A tendência é que o Agreste Meridional se torne mais seco, podendo impactar diretamente em sua produção. Da mesma forma, no ano de 2055, é percebida uma sensível diminuição das médias na porção leste das três microrregiões, expressando um cenário menos otimista em âmbito regional.

Diversas são as aplicabilidades de métodos de previsão da precipitação numérica. Em virtude disso, são crescentes os estudos aplicados utilizando variadas metodologias e diferentes ferramentas para gerar esse tipo de conhecimento. Pode-se citar Lima, Firmino e Filho (2008), que empregaram uma metodologia semelhante para avaliar a relação da precipitação pluviométrica com a ocorrência dos casos de dengue nos Estados de Alagoas e Paraíba. Similarmente à corrente pesquisa, utilizaram um modelo atmosférico regional e modelos de regressão para avaliar este dado.

Outro estudo que expõe análises de previsão da precipitação, também utilizando o modelo regional Eta, foi aplicado a modelos de previsão semanal de vazão natural nas bacias dos rios Iguaçu, Paraná e Paranaíba por Silva et. al (2010), constituindo importante elemento na tomada de decisão da gestão em recursos hídricos e agricultura desses Estados. Do mesmo modo, a identificação do comportamento futuro da precipitação pluviométrica para o Agreste pernambucano procura direcionar as atenções da promoção de políticas públicas de combate e mitigação aos efeitos das mudanças climáticas na região, subsidiando decisões estratégicas para a gestão dos recursos hídricos.

Cenários climáticos da temperatura média do ar

Da mesma forma que os cenários gerados para a precipitação pluviométrica, os cenários climáticos da temperatura média anual do ar apresentam-se na Figura 5 em (a) Baseline, (b) Eta-High2025, (c) Eta-Midi2015, (d) Eta-Low2025, (e) Eta-High2055, (f) Eta-Midi2055 e (g) Eta-Low2055. Os dados de entrada expostos em (a) demonstram a ocorrência de temperaturas médias do ar em torno de 23,5° C predominantes em toda a região Agreste, abrangendo grande parte das três microrregiões. Apenas na porção leste do Agreste Setentrional, nordeste do Agreste Central e no sul do Agreste meridional apresentam-se temperaturas médias anuais de 24,5° C. Ainda, no Agreste Meridional, encontram-se localidades com temperaturas mais baixas, em torno de 21,5° C, e outras no Agreste Meridional e parte do Central, com médias de 22,5° C (Figura 5). Nota-se que a evento de temperaturas mais baixas nesses locais está atrelada ao relevo, visto que incidem em áreas de abrangência do planalto da Borborema.

O modelos Eta-High, Eta-Midi e Eta-Low para o ano de 2025, expostos em (b), (c) e (d) respectivamente, retratam o aumento da temperatura média do ar em praticamente todas as localidades do Agreste pernambucano. Dessa forma, a porção leste dos Agrestes Central e Setentrional e extremo sul do Meridional exibem médias de 25,5° C em todas as projeções para 2025, bem como a maior parte do Agreste, que passa a demonstrar médias de 24° C. Nas áreas do planalto da Borborema, onde se encontravam temperaturas mais amenas em (a), o aumento da temperatura também se deu em torno de 1° C, sendo a média mínima recorrente na área de 22,5° C e máxima de 23,5° C (Figura 5). Estes resultados expressam um cenário pouco otimista para o ano de 2025, com o aumento da temperatura média anual em torno de um grau para todas as microrregiões do Agreste pernambucano.

Os cenários climáticos da temperatura média do ar correspondentes ao ano de 2055 expressos em (e), (f) e (g) evidenciam uma situação ainda menos otimista para o Agreste (Figura 5). O modelo Eta-High (e) exhibe temperaturas médias de 26,5°C em todo o Agreste Setentrional, no norte do Agreste Central e extremo sul do Agreste Meridional, enquanto na maior parte dos Agrestes Central e Meridional são observadas temperaturas em torno de 25,5° C. A área de ocorrência de temperaturas mais amenas, na direção nordeste do Agreste Meridional, além de diminuir visivelmente sua abrangência, demonstra um aumento de temperatura em 2° C, correspondendo a 23,5 e 24,5° C.

Figura 5 - Cenários climáticos da temperatura média do ar anual para os anos de 2025 e 2055 para o Agreste Pernambucano.

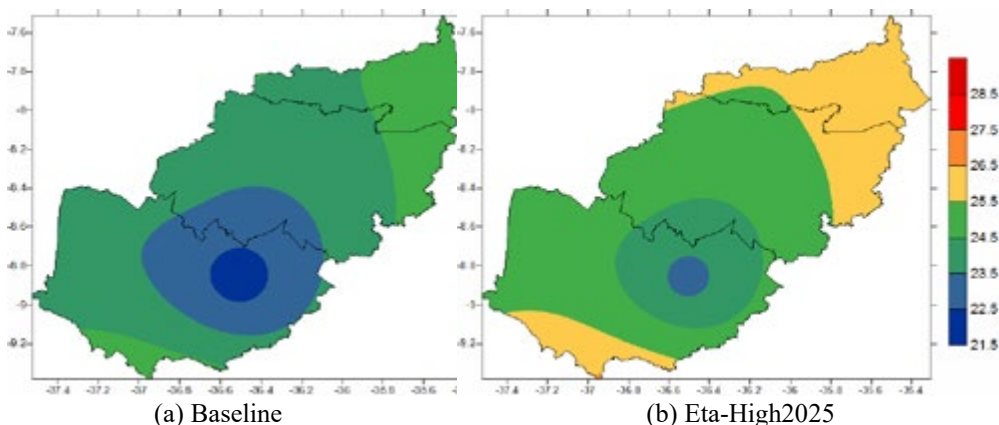
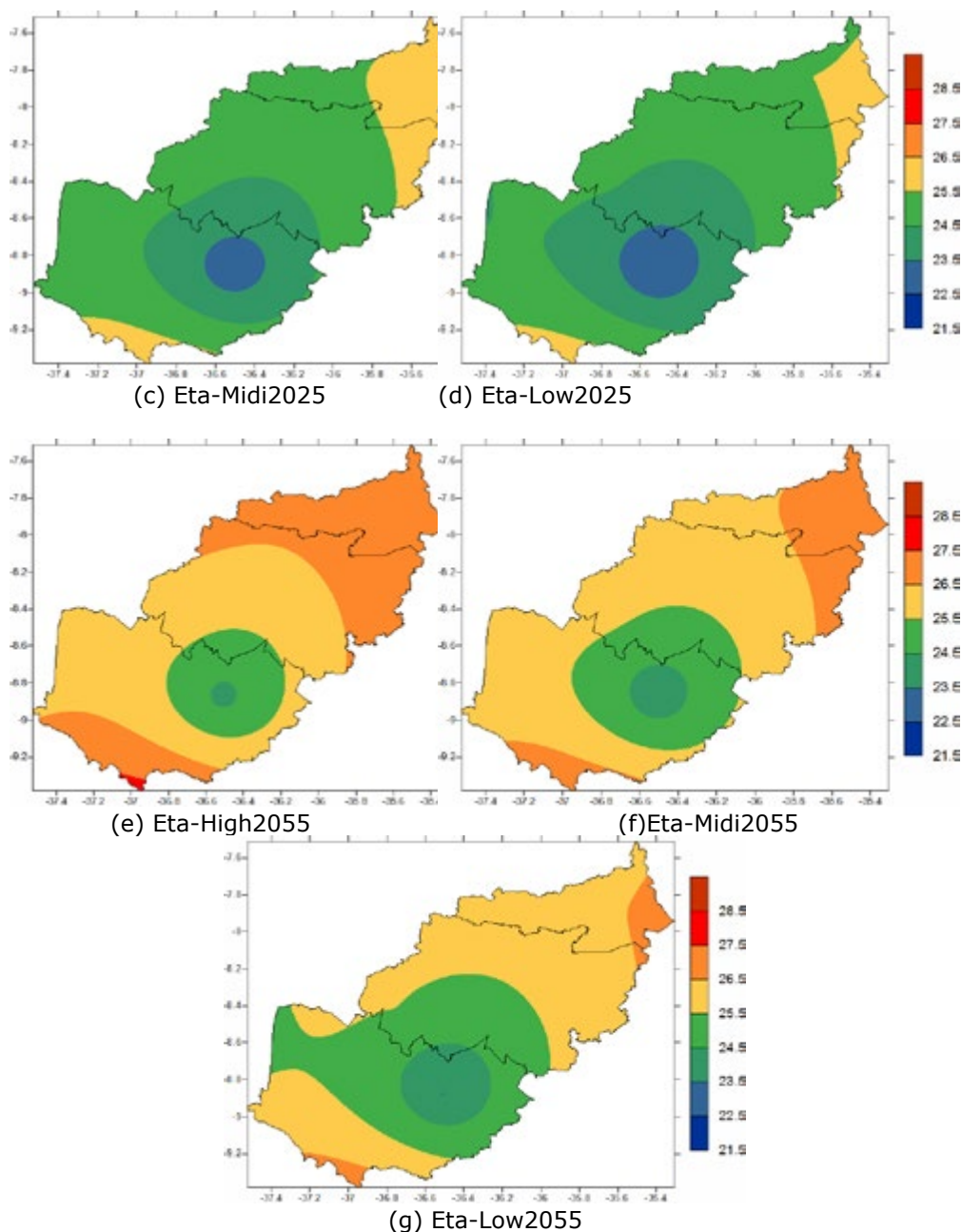


Figura 5- Continuação...



Fonte: Autores

Observa-se no modelo Eta-Midi (f) para 2055 a ocorrência de temperaturas médias em torno de 26,5°C apenas no extremo sul do Agreste Meridional, leste do Agreste Setentrional e nordeste do Agreste Central, enquanto nas três microrregiões predominam temperaturas médias anuais de 25,5° C. Ao mesmo tempo, notam-se temperaturas médias em torno de 23,5 e 24,5° C no nordeste do Agreste Meridional, abrangendo esta última até a parte sul do Agreste Central.

O modelo Eta-Low para 2055 exposto em (g) demonstra uma expansão da área de ocorrência de temperaturas mais amenas, passando a compreender a maior parte do Agreste Meridional e da parte sul do Agreste Central, embora essa temperatura sofra um aumento de 2° C em relação à Baseline (a), sendo então as médias de 23,5 e 24,5° C. As temperaturas médias em torno de 26,5° C ocorrem apenas no extremo leste do Agreste Setentrional e extremos sul do Agreste Meridional, mas com área de abrangência pouco significativa. Em

contrapartida, as temperaturas médias anuais em torno de 25,5°C são predominantes nos Agrestes Setentrional e Central, bem como em parte do Meridional.

Silva, Guimarães e Tavares (2008) procuraram investigar a Previsão da temperatura média mensal de Uberlândia - MG com modelos de séries temporais, estimando que aplicada a fatores climatológicos, as análises de séries temporais atraíam especial interesse, pois exercem papel significativo no sucesso ou fracasso de muitos empreendimentos. Estima-se que no Agreste pernambucano esta variável também desempenhe papel crucial, sobretudo em empreendimentos de diversos níveis voltados à pecuária leiteira.

Os resultados encontrados para os cenários futuros climáticos de temperatura média do ar de 2025 e 2055 indicam a possibilidade do aumento das temperaturas médias anuais em todas as microrregiões do Agreste Pernambucano, em diversas configurações. Relacionando-os à análise dos cenários futuros da precipitação pluviométrica para o mesmo período, que também sugeriam diminuição dos índices de precipitação, tais resultados representam perspectivas desafiadoras para a região, refletindo no desenvolvimento de diversas atividades humanas, sobretudo, a produção de leite do Agreste pernambucano.

Ponderando que a temperatura média do ar pode influenciar diretamente a prática da pecuária leiteira proporcionando estresse calórico aos rebanhos quando submetidos a altas temperaturas, os resultados encontrados para os índices futuros de temperatura do ar no Agreste alertam para possíveis riscos a essa atividade, além sugerir a necessidade de aprimoramento da tecnologia aplicada ao armazenamento de água, sugere mais cuidados ao armazenamento e manejo do leite, para garantir sua qualidade e a segurança alimentar.

Considerações finais

Na análise das tendências climáticas da precipitação pluviométrica através do Climap 3.0, as médias mensais e trimestrais da precipitação indicaram grande irregularidade na distribuição da precipitação ao longo do ano. Os totais anuais da precipitação e o desvio padronizado, por sua vez, comprovaram a alta variabilidade anual do clima. Os índices extremos de precipitação demonstraram, em sua quase totalidade, tendências negativas para as três microrregiões do Agreste pernambucano, apontando redução das chuvas, com a exceção do extremo sul do Agreste Setentrional, com tendências positivas para Pr1.

Os cenários climáticos para a região Agreste de Pernambuco nos anos de 2025 e 2055 indicaram tendências de diminuição da precipitação pluviométrica anual para as três microrregiões, com exceção do Agreste Meridional no ano de 2025, que indica a tendência de aumento. Quanto à temperatura média do ar anual, apresenta tendência de aumento em 1º para 2025 em todo o Agreste, e de 2º para 2055, sob várias configurações. De forma geral, os resultados dos cenários climáticos sugerem que a região Agreste de Pernambuco pode tornar-se mais quente e seca, representando um alerta para o planejamento futuro de desenvolvimento da cadeia produtiva de leite, da produção agropecuária e da gestão dos recursos hídricos.

Tais evidências atentam para a ocorrência de impactos significativos nos recursos hídricos, na produção leiteira e produção agrícola, expressos na redução da disponibilidade de água, afetando as reservas disponíveis para o gado e necessárias ao cultivo da palma forrageira, além de oferecer risco considerável de aumento de estresse térmico nos animais, proporcional ao aumento da temperatura do ar, reduzindo sua produtividade e eficiência e acarretando perdas sociais e econômicas significativas, sobretudo para as famílias que sobrevivem da prática agropecuária.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro prestado através da bolsa de mestrado; à Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE) por meio dos projetos Processo Nº APQ-0300-5.03/17 e Processo Nº APQ-0762-1.07/15, e ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), por intermédio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), e a Agência Nacional de Águas (ANA), por meio do edital MCTI/CNPq/ANA n.23/2015.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R.; REBELLO, E.; AMBRIZZI, T. Variabilidade de eventos extremos e identificação de tendências climáticas no litoral Norte do Brasil. In: XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Belém (PA), 2010.
- Alvalá, R. C. S.; Cunha, A. P. M. A.; Brito, S. S. B.; Seluchi, M. E.; Marengo, J. A.; Moraes, O. L. L.; Carvalho, M. A. Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. *An. Acad. Bras. Cienc.* 91 (Suppl. 1), 2019.
- ANDRADE, M. C. Atlas escolar de Pernambuco: espaço geo-histórico e cultural. João Pessoa (PB): Grafset, 2003.
- ANDRADE, M. C. Geografia de Pernambuco: Ambiente e sociedade. João Pessoa –PB. Editora Grafset, 35p., 2009.
- ARAÚJO, L. E.; MORAES NETO, J. M.; SOUSA, F. A. S. Análise Climática da Bacia do rio Paraíba – índice de Anomalia de Chuva (IAC). *Revista de Engenharia Ambiental*, v. 6, n. 3, p. 508-523, 2013.
- ASSIS, J. M. O. de; LACERDA, F. F.; SILVA, L. L.; JUNIOR, H. D. da S.; COUTINHO, R. D. S.; SILVA, V. N. L. Análise de índices de detecção de mudanças climáticas no sertão de Pernambuco. In: IV Simpósio Internacional de Climatologia, João Pessoa (PB), 2011.
- ASSIS, J. M. O. de; LACERDA, F. F.; SOBRAL, M. do C. M. Análise de Detecção de Tendências no Padrão Pluviométrico na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 5, n. 2, p. 320-331, 2012.
- ASSIS, J. M. O.; SOUZA, W. M.; SOBRAL, M. C. Análise climática da precipitação no submédio da bacia do rio São Francisco a partir do índice de anomalia de chuva. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 36, n. 6, 2015.
- CHOU, S. C. et al. Downscaling of South America present climate driven by 4-member HadCM3 runs. *Climate Dynamics*, DOI 10.1007/s00382-011-1002-8, 2012.
- CONDEPE/FIDEM. Plano de Desenvolvimento Sustentável Área de Influência do Município de Bom Conselho. AGR gráfica e Editora Ltda. Recife, 2016.
- Corrêa, A.C.B.; Tavares, B. A. C.; De Lira, D. R.; Mutzenberg, D. S.; Cavalcanti; L. C. S. The Semi-arid Domain of the Northeast of Brazil. In: Salgado, A.A.R., Santos, L.J.C., Paisani, J.C. (Eds.), *Geography of the Physical Environment.*, Springer Cham., 2019.
- Dantas, J. C.; Silva, R. M.; Santos, C. A. G. Drought impacts, social organization and public policies in northeastern Brazil: a case study of the Upper Paraíba River basin. *Environ. Monit. Assess.* 192, 765–785, 2020.
- IBGE. Censo Demográfico 2000. Dados disponíveis em: www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/administracao-publica-e-participacao-politica/9663-censo-demografico-2000.html?=&t=destaques. Acesso em: 10/07/2022.
- IBGE. Censo Demográfico 2010. Dados disponíveis em: www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010. Acesso em: 15/07/2022.
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 151, 2014.
- ITEP. Relatório anual: 2015. Pernambuco: Recife, 2015.
- LACERDA, F. F.; ASSIS, J. M. O.; MOURA, M. S. B. de; SILVA, L. S.; SOUZA, L. S. B. de. Índices climáticos extremos para o município de Petrolina – PE. In: XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Belém – (PA), 2010.
- LACERDA, F. F.; MELO, A. V. P. V.; SOARES, D. B. Análise preliminar na detecção de tendências no padrão pluviométrico na bacia do Pajeú-PE: mudanças climáticas ou variabilidade? XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande (MS), 2009.

LIMA, E.A.L., FIRMINO, J.L.N., FILHO, M.F.G. A relação da previsão da precipitação pluviométrica e os casos de dengue nos Estados de Alagoas e Paraíba no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*. v23, n.3, 264-269, 2008.

MARENGO, J. A. Mudanças climáticas e seus efeitos sobre a Biodiversidade: Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o Território Brasileiro ao longo do Século XXI. *Series Biodiversidade No. 26*, MMA, 2006.

Marengo, J. A.; Alves, L. M.; Alvala, R. C.; Cunha, A. P.; Brito, S. S.; Moraes, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *An. Acad. Bras. Cienc.* 90 (2), 1678-2690, 2017.

SALVADOR, M. de A., Análise da variabilidade climática na nova fronteira agrícola do Brasil: Região do MATOPIBA. Tese (Doutora em Meteorologia). Orientador: BRITO, J. I. B., UFCG. C. Grande, 2014.

SANTOS, C.A.C., MELO, M.S., BRITO, J.I.B. Tendências de índices extremos climáticos para o Estado do Amazonas e suas relações com a TSM dos oceanos tropicais. *Revista Brasileira de Meteorologia*. v.31, n.1, 1-10, 2016.

SANTOS, L. A. R. dos; LUCIO, P. S.; REBELLO, E. R. G.; BALBINO, H. T.; FORTES, L. T. G.; SALES, N. D. de; DINIZ, F. de A.; COSTA, M. C. G.; FERREIRA, D. B.; SALVADOR, M. A.; LEANDRO, I. V.; PAULA, T. P. de. Caracterização de extremos climáticos utilizando o software RCLimdex. Estudo de Caso: Sudeste de Goiás. In: XIV Congresso Brasileiro de Meteorologia, Florianópolis (SC), 2006.

SANTOS, L. A. R. dos; LUCIO, P. S.; REBELLO, E. R. G.; BALBINO, H. T.; FORTES, L. T. G.; SALES, N. D. de; DINIZ, F. de A.; COSTA, M. C. G.; FERREIRA, D. B.; SALVADOR, M. A.; LEANDRO, I. V.; PAULA, T. P. de. Caracterização de extremos climáticos utilizando o software RCLimdex. Estudo de Caso: Sudeste de Goiás. In: XIV Congresso Brasileiro de Meteorologia, Florianópolis (SC), 2006.

SILVA, B.B., FERREIRA, M.A.F., SILVA, V.P.R., FERREIRA, R.C. Desempenho de modelo climático aplicado à precipitação pluvial do Estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v14, n.4, p. 387-395, 2010.

SILVA, D. F.; SOUSA, F. A. S.; KAYANO, M. T. - Avaliação dos impactos da poluição nos recursos hídricos da bacia do Rio Mundaú (AL e PE). *Revista de Geografia*. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 24, nº 3, set/dez. 2007.

SILVA, M.I.S., GUIMARÃES, E.C., TAVARES, M. Previsão da temperatura média mensal de Uberlândia, MG, com modelos de séries temporais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v12, n.5, p. 480-485, 2008.

SILVA, W. L.; DEREZYNSKI, C. Tendências observadas nos índices extremos diários de temperatura e precipitação na cidade do Rio de Janeiro. In: XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Belém (PA), 2010.

SOARES DE BRITO, C.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; BRASIL NETO, M.; COELHO, V. H. R. Monitoring meteorological drought in a semiarid region using two long-term satellite-estimated rainfall datasets: A case study of the Piranhas River basin, northeastern Brazil. *Atmospheric Research*, v 250 105380., 2021.

SOUZA, W. M. de; AZEVEDO, P. V. de. Avaliação de tendências das temperaturas em Recife-PE: mudanças climáticas ou variabilidade? *Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal*, v. 6, n. 3, p. 462-472, 2009.

Souza, W. M.; Azevedo, P. V. Índices de Detecção de Mudanças Climáticas Derivados da Precipitação Pluviométrica e das Temperaturas em Recife-PE (Detection Indexes Derived from Climate Change Rainfall and Temperatures in Recife-PE). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 5(1), 143-159, 2012.

PANORAMA EVOLUTIVO DA QUALIDADE DE ÁGUA NA PERSPECTIVA DO PROGRAMA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO

Rafaela Vieira Ribeiro

Edmilson Martins de Vasconcelos Júnior

Hidaiane Fayga Matias Caldas

Maria do Carmo Martins Sobral

Suzana Maria Gico Lima Montenegro

Introdução

A água de acordo com Moreti Buzelli *et al.* (2013) é essencial para a manutenção da vida no planeta, estando presente em diversos processos físicos, químicos e biológicos. Segundo Sperling (2005) a qualidade da água é resultante dos diversos processos que ocorrem na área de drenagem de uma bacia hidrográfica, associado com o uso e ocupação do solo. Os impactos provenientes das atividades antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos têm gerado grandes preocupações quanto à quantidade e qualidade dos recursos hídricos (LIMA, 2018).

A Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das Águas, tem como um dos seus objetivos “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” (BRASIL, 1997, Art 2, § 1º). A Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, instituída por essa mesma legislação, prioriza a bacia hidrográfica como unidade territorial para a efetivação da Política de Recursos Hídricos, sendo assim caracterizada pela descentralização e modelo participativo de todos os usuários, poder público e setores da sociedade.

Para alcançar os seus objetivos, a PNRH institui em seu artigo 5º os instrumentos voltados à gestão de recursos hídricos:

- Planos de recursos hídricos;
- Enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- Cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- Compensação a municípios;
- Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Os Planos de Recursos Hídricos, são elaborados por bacias hidrográficas, por Estado, estabelecendo cenários de médios e longos prazos. Baseado na estrutura institucional existente, o estado de Pernambuco vem desenvolvendo várias ações relacionadas a algumas bacias hidrográficas, entre elas a do Ipojuca.

A bacia do rio Ipojuca é uma importante rede hidrográfica do Estado, com localização estratégica que vai desde o Sertão ao Litoral Pernambucano, com grandes atividades econômicas e usos múltiplos de água, como o abastecimento público e atividade agropecuária. Essa bacia hidrográfica vem passando por um processo de revitalização a partir do Programa de Saneamento Ambiental - PSA Ipojuca.

O governo do estado de Pernambuco estabeleceu o Programa de Saneamento Ambiental por meio do contrato de empréstimo firmado junto ao Banco Interamericano de Desenvolvimento - BID, com prazo de execução em seis anos de agosto/2013 a julho/19. O PSA Ipojuca tem por finalidade promover a melhoria na cobertura de esgotamento sanitário e dos índices de tratamento de esgoto, com recuperação das margens urbanas do rio, implantação de parques ambientais, assim como recuperação de áreas ribeirinhas degradadas, objetivando uma melhor qualidade de vida para a população dos municípios contemplados com este programa.

O PSA Ipojuca, assim com outros tipos de programas voltados aos recursos hídricos, é uma importante ferramenta de suporte, capaz de medir o desempenho dos sistemas hídricos e ambientais (VIEIRA & STUDART, 2009). Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos por meio da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU), apresenta o ODS 6 que tem como finalidade "assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos". Desta forma, é possível avaliar a disponibilidade de recursos hídricos, demandas e usos da água para as atividades humanas, ações de conservação dos ecossistemas aquáticos, redução de desperdícios e acesso ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e tratamento dos esgotos (ANA, 2018).

A concepção do Programa de Saneamento Ambiental é dividida da seguinte forma: fortalecimento institucional, obras e equipamentos e socioambiental, com foco principal o ODS 6, pois propõe aumentar a disponibilidade de água de boa qualidade, promover o saneamento ambiental, ampliando o abastecimento de água, a cobertura de esgotamento sanitário e dos índices de tratamento de esgoto, principalmente nas 12 cidades-sedes que estão localizadas em suas margens mais as cidades de Arcoverde e Venturosa, promovendo a recuperação do rio e dos principais reservatórios de abastecimento de água da bacia.

De acordo com JÚNIOR (2020), o PSA Ipojuca proporcionou grandes avanços quanto à implantação dos instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos para a bacia do rio Ipojuca, isso porque os projetos de enquadramento dos corpos d'água e outorga de lançamentos de efluentes de ETE, propostos nesse Programa tem por objetivo o aprimoramento dos instrumentos legais de gestão ambiental no estado de Pernambuco.

O Enquadramento dos Cursos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca faz parte das ações socioambientais do processo de implementação do PSA Ipojuca, para os períodos de agosto de 2013 a dezembro de 2019, executadas entre os órgãos Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC e Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH. Essas ações tiveram como propósito principal avaliar a situação em que o rio Ipojuca e seus afluentes se encontram, com a projeção de um cenário futuro, levando em consideração as legislações sanitárias e ambientais vigentes, além de todo o contexto socioambiental da região.

O presente estudo tem como objetivo analisar o panorama evolutivo da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, por meio do estudo do Enquadramento dos Cursos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca, realizado entre a APAC e CPRH, visto que esses dados serviram de subsídio para elaboração da proposta do PSA Ipojuca.

Revisão de Literatura

Área de estudo

Conforme o Plano Hidroambiental do rio Ipojuca (PHA), a Bacia do Ipojuca inserida completamente dentro do Estado, abrange o território de 25 municípios. A abrangência da área de estudo desta pesquisa refere-se, principalmente, as 12 cidades sedes dos municípios

que estão localizadas em suas margens, além dos municípios de Arcoverde e Venturosa contemplados com ações do PSA Ipojuca (JÚNIOR, 2020).

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Ipojuca

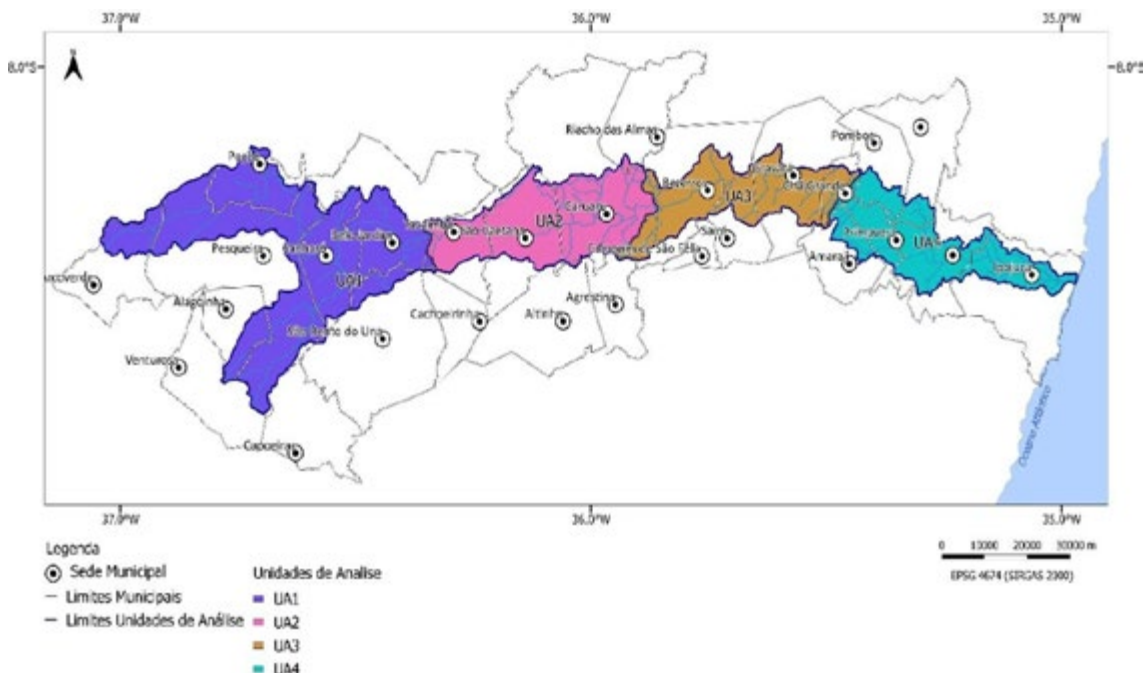


Fonte: Adaptado de PERNAMBUCO (2010)

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca possui área de drenagem de aproximadamente 3.435,34 km², correspondendo a 3,49% do território do Estado (PERNAMBUCO, 2010). O rio Ipojuca, de acordo com Sobral *et al.* (2016), possui uma extensão de 320 km, com sua nascente localizada no município de Arcoverde no sertão. Seu estuário está situado no município de Ipojuca, litoral do Estado (CONDEPE, 2005). Segundo Silva *et al.* (2009), os trechos superior, médio e submédio desta região hidrográfica estão localizados entre as regiões do Sertão e Agreste de Pernambuco, enquanto que o trecho inferior está situado entre a Zona da Mata e o Litoral do Estado, desembocando no oceano Atlântico, sendo a única bacia do estado de Pernambuco que se encontra nas três grandes regiões de desenvolvimento (PERNAMBUCO, 2020).

Sua extensa rede hidrográfica está dividida em trechos, também conhecida como Unidade de Análise, localizadas no alto, médio e submédio entre uma pequena parte do Sertão e no Agreste de Pernambuco, e o baixo curso que está situado a Zona da Mata e o Litoral.

Figura 2 - Unidades de análise da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.



Fonte: PERNAMBUCO (2020)

O rio Ipojuca é um rio intermitente desde a sua nascente até as proximidades do município de Gravatá, onde possui característica de um manancial perene. Suas águas são destinadas

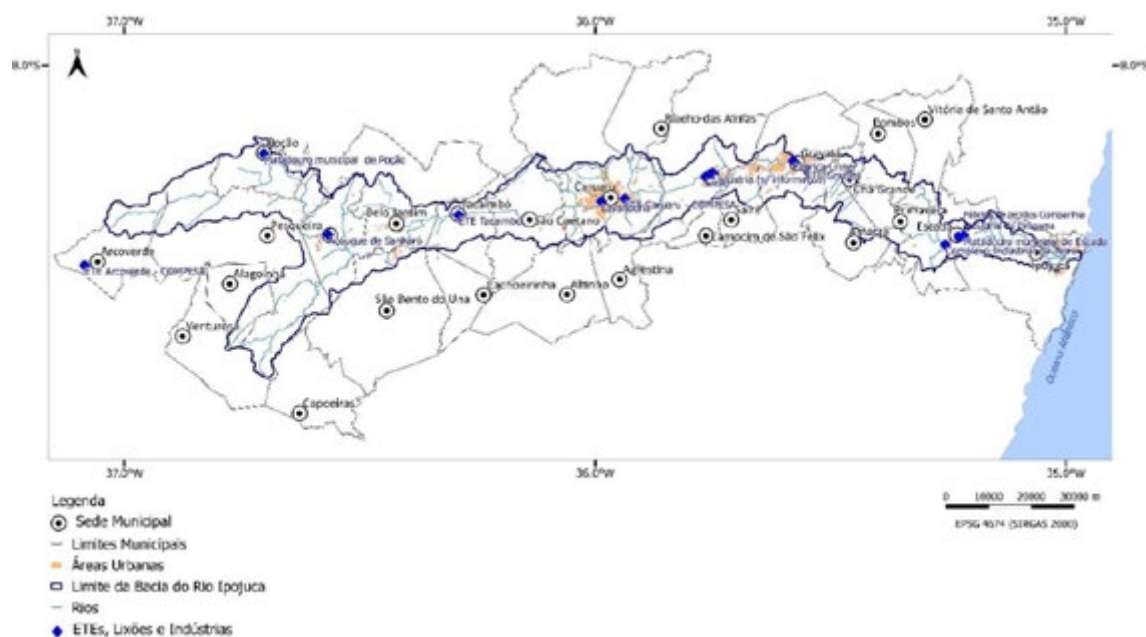
para fins de abastecimento público e diluição de efluentes, agricultura irrigada, pesca e aqüicultura, dessedentação animal (avicultura, pecuária bovina e caprina), abastecimento industrial (RIBEIRO, 2020).

Com relação ao uso do solo, é importante salientar a ocupação urbana e industrial, a pecuária, a agricultura, o cultivo da cana-de-açúcar e algumas áreas significativas com mata atlântica (PERNAMBUCO, 2010). As principais atividades industriais fixadas na área de drenagem da bacia Ipojuca estão relacionadas à produção de alimentos, além da indústria sucroalcooleira, química, têxtil, metalúrgica, vestuário, artefatos, couros, bebidas, produtos farmacêuticos e veterinários, perfumes, sabões, velas, material elétrico e de comunicação, calçados, matéria plástica, agropecuária e borracha (JÚNIOR, 2020).

Cargas poluidoras

De acordo com Sodré (2012), as fontes de poluição dos corpos hídricos podem ser classificadas como pontuais e/ou difusas. A poluição gerada por fontes pontuais são referidas às descargas de poluentes lançadas em trechos específicos de um curso hídrico receptivo (ANJINHO, 2019). No caso da poluição de difusa, é caracterizada com aquela gerada de forma distribuída ao longo da bacia, sendo produzida por inúmeros agentes poluidores, que afluem aos corpos d'água preferencialmente por ocasião dos eventos de chuvas (SILVA & PORTO, 2014).

Figura 3 - Representação espacial das fontes pontuais da bacia hidrográfica do rio Ipojuca



Fonte: APAC (2020)

O rio Ipojuca encontra-se poluído por resíduos sólidos e líquidos, orgânicos e inorgânicos em boa parte do seu trecho. Contudo, embora apresente taxas de assoreamento consideravelmente altas, este manancial possui grande potencial para usos diversos, como agricultura, pesca, abastecimento de água, atividades industriais, entre outras (SILVA *et al.*, 2011). As maiores fontes poluidoras da bacia do Ipojuca são os esgotos industriais e domésticos não tratados, os resíduos sólidos lançados a céu aberto, além do uso indiscriminado de agrotóxicos (SOBRAL *et al.*, 2005). De acordo com Silva *et al.* (2011) estas fontes de degradação percolam inicialmente o solo atingindo as águas superficiais e posteriormente infiltrando-se no subsolo contaminando as águas subterrâneas também.

Segundo PERNAMBUCO (2020), outros agentes são bastante significativos e contribuem com uma grande carga de poluição para a bacia do Ipojuca: os matadouros e os complexos agroindustriais do setor sucroalcooleiro. Estes por sua vez, possuem as maiores cargas poluidoras potenciais e remanescentes, em função das características dos seus afluentes. De acordo com o Plano Hidroambiental do rio Ipojuca – PHA Ipojuca, esse tipo de prática

embora irregular e ambientalmente criminoso, é bem comum no decorrer de vários trechos do rio.

De acordo com PERNAMBUCO (2019), outro fator muito relevante refere-se aos serviços de esgotamento sanitário da população localizada na área urbana da bacia do Ipojuca, que se encontram da seguinte maneira: 22% da população possui rede coletora e tratamento para o esgoto gerado; 6% da população possui tratamento individual; e 72% da população urbana não possui coleta nem tratamento.

De acordo com o PHA (2010) o setor pecuário é caracterizado da seguinte forma: bacia leiteira, compreendida entre a nascente do Ipojuca em Arcoverde, até as proximidades de Belo Jardim e Tacaimbó; pecuária de corte, entre os municípios de Tacaimbó, São Caetano, Caruaru, Gravatá, Bezerros e Sairé; e criação de caprinos e ovinos, em números menores. Estas práticas pecuárias também geram uma parcela de carga poluidora para a bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

No tocante às cargas de origem difusa resultantes da agricultura, sobretudo o que é originado da indústria sucroalcooleira, merecem atenção especial as cargas provenientes das áreas cultivadas por meio da prática de adubação com vinhoto. A fertirrigação, conforme SOUZA *et al.* (2015), corresponde técnica de fertilização a partir da vinhaça, diluída na água aplicada na irrigação da Cana-de-Açúcar. De acordo com Gunkel *et al.* (2007), o vinhoto rico em matéria orgânica e minerais, quando aplicado de forma descontrolada no solo, pode gerar sérios danos com a contaminação dos recursos hídricos. Sendo assim, as quantidades de nitrogênio e fósforo que contribuem para a poluição dos mananciais podem ser potencializadas pela lixiviação.

Com relação ao esgotamento sanitário da população localizada na área urbana da bacia do Ipojuca, de um modo geral esse tipo de serviço se encontra da seguinte maneira: 22% da população possui rede coletora e tratamento para o esgoto gerado; 6% da população possui tratamento individual; e 72% da população urbana não possui coleta nem tratamento (PERNAMBUCO, 2019). A carência do tratamento adequado para a destinação dos efluentes sanitários reflete diretamente na qualidade da água, evidenciando a necessidade de investimentos nesse tipo de sistema.

De acordo com o PHA Ipojuca (2010) com relação à matéria orgânica remanescentes, os efluentes domésticos contribuem com uma média 67,3% da carga orgânica, a indústria de açúcar e álcool com 26,7% e enquanto as demais indústrias com cerca de 6%. Os efluentes domésticos das 12 cidades sedes desta bacia possuíam uma contribuição de 94,7% de toda a carga orgânica, com as cidades de Caruaru, Gravatá, Belo Jardim, Bezerros e Escada com total de 79% da carga orgânica de origem doméstica. Desta forma, as maiores fontes de degradação ambiental são geradas pela disposição inadequada de resíduos sólidos, que vem do solo atingindo as águas superficiais e infiltra-se com o chorume, contaminando também as águas subterrâneas (BID, 2012).

Resultados e Discussão

A seguir estão os resultados das cargas remanescentes de poluentes obtidas a partir do estudo de Enquadramento dos Cursos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. Este estudo foi feito tendo como base a portaria CONAMA Nº 357/2005 para classificação dos mananciais ao longo de toda a bacia, permitindo que a qualidade da água seja compatível com a sua demanda, de acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (JÚNIOR, 2020). Esta classificação tem por finalidade o controle da poluição, assim como a avaliação da evolução da qualidade dos corpos hídricos, garantindo que a qualidade da água esteja de acordo com sua utilização (Relatório COMPESA, 2019). As informações estão expressas por meio dos percentuais de cargas poluidoras de DBO, Nitrogênio e Fósforo, divididos a partir das Unidades de Análise.

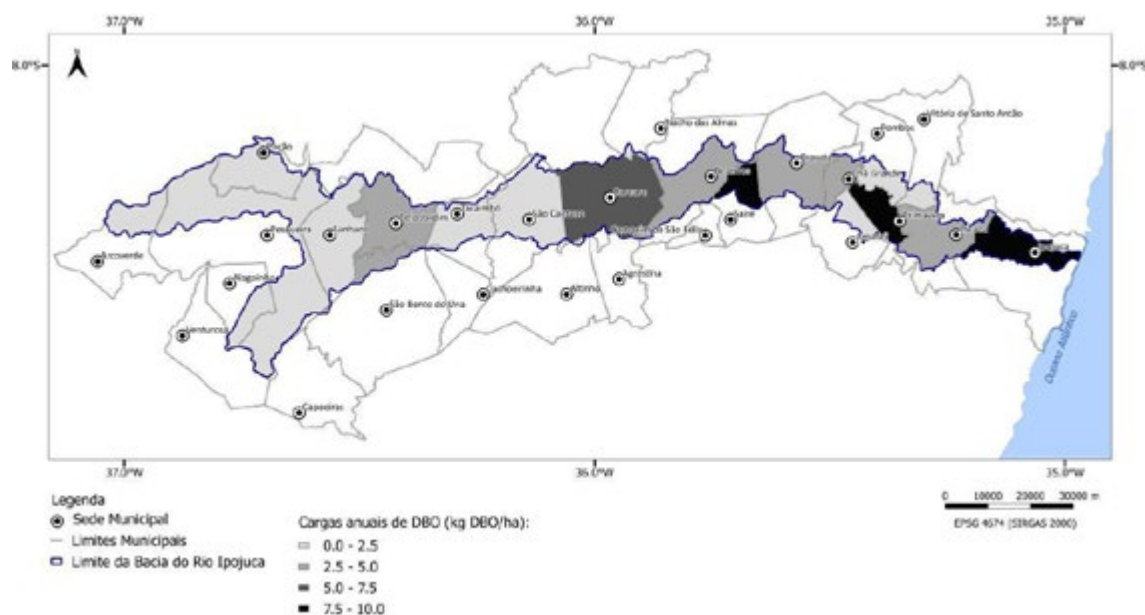
A respeito da carga de poluição orgânica, foi observado que aproximadamente 55% do volume total de DBO é de origem doméstica. Isto se deve ao baixo índice de cobertura do esgotamento sanitário na região. Com relação ao percentual de carga orgânica resultante da atividade industrial no decorrer da bacia, foi verificado que a parcela de poluição é de 17%. É importante observar as cargas procedentes da atividade pecuária, que correspondem à 21%, valor considerado significativo. Já a agricultura gera um montante de 7% das cargas orgânicas totais.

Tabela 1 - Cargas remanescentes de DBO na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Unidade de análise	Carga remanescente (kg.DBO/ano)				Total
	Doméstica	Industrial	Pecuária	Agricultura	
UA1	961.762 (38%)	214.219 (9%)	1.330.398 (53%)	0 (0%)	2.506.378 (100%)
UA2	2.601.577 (80%)	159.706 (5%)	483.678 (15%)	0 (0%)	3.244.961 (100%)
UA3	1.431.576 (56%)	96.827 (4%)	448.506 (18%)	575.378 (23%)	2.552.288 (100%)
UA4	1.357.447 (42%)	1.434.852 (45%)	161.200 (5%)	243.195 (8%)	3.196.694 (100%)
Total	6.352.362 (55%)	1.905.603 (17%)	2.423.782 (21%)	818.573 (7%)	11.500.321 (100%)

Fonte: APAC (2020)

Figura 4 - Cargas específicas de DBO na Bacia do Rio Ipojuca



Fonte: APAC (2020)

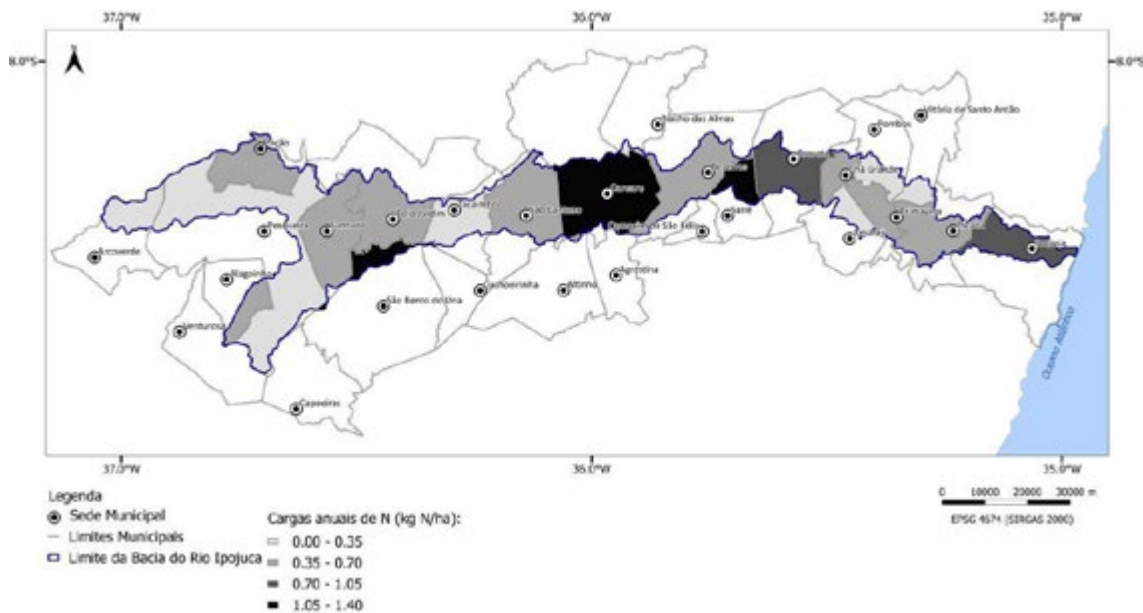
Com relação à parcela de Nitrogênio e Fósforo, foi observado que setor pecuário é o maior responsável pela geração destas cargas poluidoras, aproximadamente 49% e 61% das cargas totais. Contaminações com este tipo de nutriente podem gerar problemas de eutrofização nos mananciais, com potencial de ocasionar impactos aos ecossistemas aquáticos com o crescimento excessivo de algas e plantas, e possível morte de peixes. Seguidamente temos as cargas de N e P proveniente das fontes poluidoras de origem doméstica, 43% e 26% cada um; origem Industrial 7% e 1% nesta ordem; e práticas agrícolas com 8% e 12% respectivamente.

Tabela 2 - Cargas remanescentes de N na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Unidade de análise	Carga remanescente (kg N/ano)				Total
	Doméstica	Industrial	Pecuária	Agricultura	
UA1	92.663 (14%)	3.285 (1%)	535.576 (82%)	25.433 (4%)	656.957 (100%)
UA2	428.109 (68%)	1.643 (0%)	196.759 (31%)	1.920 (0%)	628.430 (100%)
UA3	154.507 (38%)	7.118 (2%)	175.373 (44%)	64.422 (16%)	401.419 (100%)
UA4	175.068 (64%)	18.752 (7%)	59.522 (22%)	22.078 (8%)	275.420 (100%)
Total	850.346 (43%)	30.797 (2%)	967.230 (49%)	113.853 (6%)	1.962.226 (100%)

Fonte: APAC (2020)

Figura 5 - Cargas específicas de N na Bacia do Rio Ipojuca



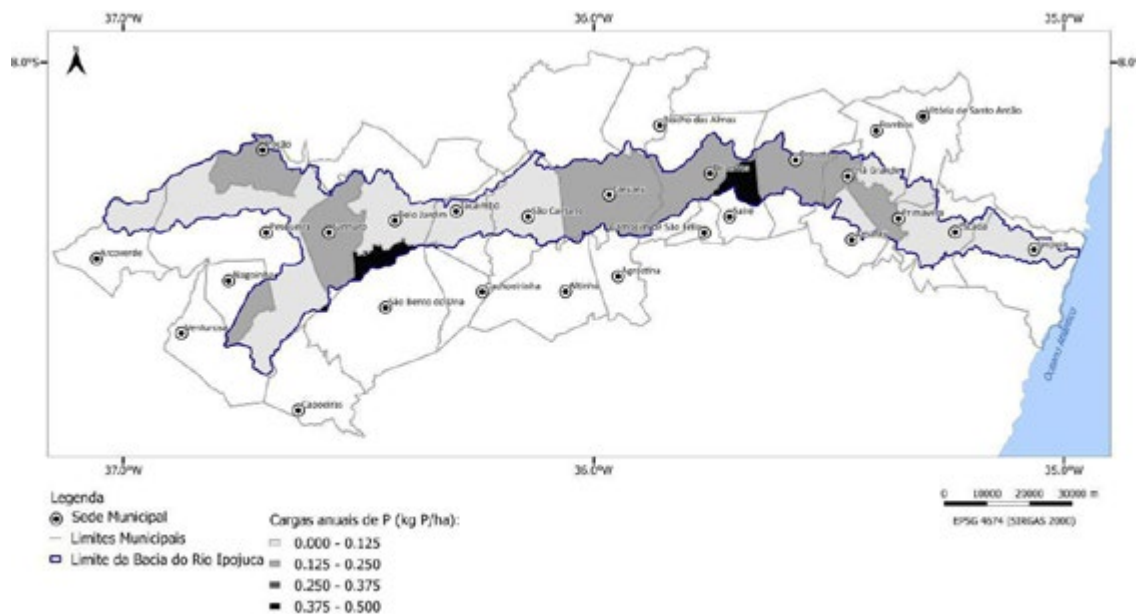
Fonte: APAC (2020)

Tabela 3 - Cargas remanescentes de P na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Unidade de análise	Carga remanescente (kg P/ano)				Total
	Doméstica	Industrial	Pecuária	Agricultura	
UA1	15.819 (8%)	350 (0%)	172.611 (85%)	13.804 (7%)	202.584 (100%)
UA2	69.670 (52%)	175 (0%)	63.251 (47%)	1.042 (1%)	134.138 (100%)
UA3	21.214 (19%)	759 (1%)	55.646 (49%)	34.965 (31%)	112.584 (100%)
UA4	25.034 (43%)	3.188 (5%)	18.686 (32%)	11.983 (20%)	58.892 (100%)
Total	131.737 (26%)	4.473 (1%)	310.194 (61%)	61.794 (12%)	508.198 (100%)

Fonte: APAC (2020)

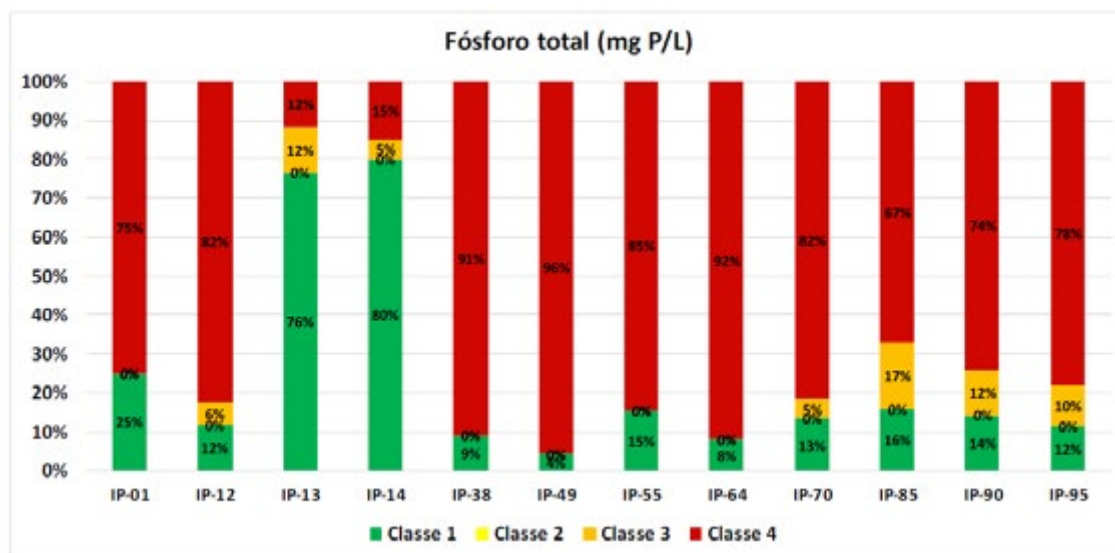
Figura 6 - Cargas específicas de P na Bacia do Rio Ipojuca



Fonte: APAC (2020)

Os gráficos a seguir mostram as porcentagens das concentrações de Fósforo total (mg P/L), OD (mg O₂/L), Amônia (mg NH₃/L), DBO (mg O₂/L) e Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL), das análises das coletas de água nos postos de monitoramento ao longo da bacia hidrográfica do Ipojuca, divididos por classe de enquadramento a que pertencem, no período 2002-2016.

Figura 7 - Gráfico com os resultados percentuais de P para os pontos de monitoramento na bacia hidrográfica do Ipojuca, para o período 2002-2016

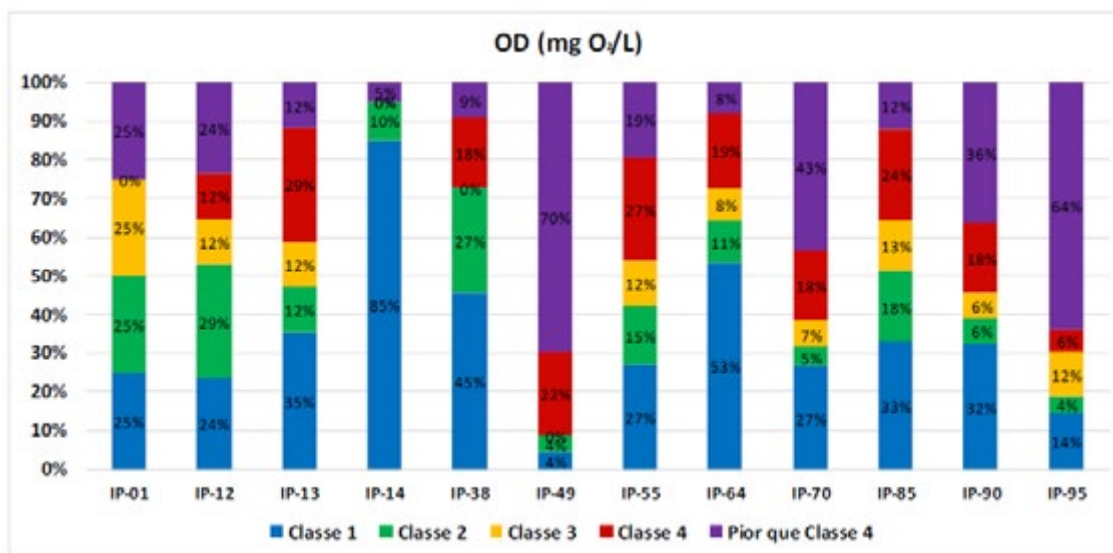


Fonte: APAC (2020)

Com relação à concentração de Fósforo Total, os resultados apresentados demonstram uma baixa concentração para montante de Belo Jardim, até ao posto IP-14. Entre o município de Belo Jardim e até Primavera, essa concentração é bem elevada. Deste ponto em diante as concentrações de fósforo diminuem gradualmente à medida que chega mais a jusante do rio. Ainda assim, poucos são bastantes as ocorrências de concentrações acima do valor

De modo geral a concentração de fósforo se apresenta muito elevada ao longo de toda a bacia do Ipojuca, onde encontramos os piores valores no posto IP-49 a jusante de Caruaru. Nos postos IP-13 e IP-14 que apresentam a concentração de fósforo total mais baixas, possui uma menor interferência de atividades antropogênicas. Já os postos da região de Caruaru, Bezerros e Gravatá com valores de concentração elevadíssimos estão mais próximos das áreas urbanas, o que contribui para uma maior degradação deste manancial. Os postos mais próximos da foz do rio possuem uma concentração menor quando comparados aos resultados anteriores, onde a vazão é maior e consequentemente uma maior diluição dos efluentes.

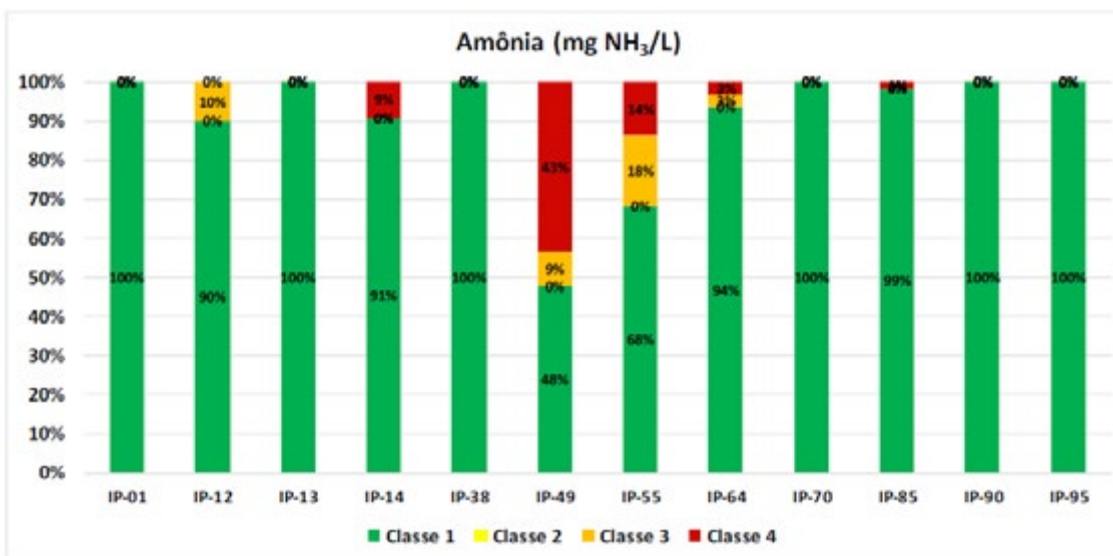
Figura 8 – Gráfico com os resultados percentuais de OD para os pontos de monitoramento na bacia hidrográfica do Ipojuca, para o período 2002-2016



Fonte: APAC (2020)

Com relação à concentração de Oxigênio Dissolvido, os postos IP-13 e IP-14, localizados no rio Bitury à montante de Belo jardim, apresentaram as maiores concentrações. Os postos a jusante de Caruaru, IP-49, IP-55 e IP-64, tiveram uma significativa diminuição de OD, aumento nas proximidades de Primavera. Nos postos de monitoramento IP-85, IP-90 e IP-95, próximos da região agroindustrial, com baixas concentrações de OD são indícios de contaminação por efluentes industriais.

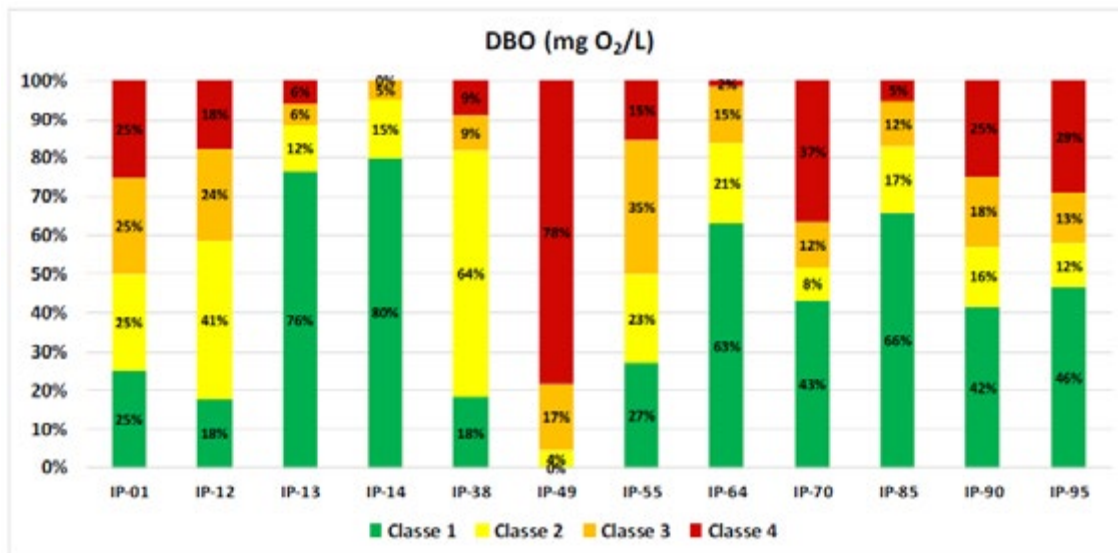
Figura 9 – Gráfico com os resultados percentuais de Amônia pra os pontos de monitoramento na bacia hidrográfica do Ipojuca, para o período 2002-2016



Fonte: APAC (2020)

Os resultados das análises das concentrações de amônia servem de indicador principalmente com ao uso de fertilizantes químicos. Observou-se uma baixa concentração de amônia na maioria dos pontos de monitoramento. Contudo os pontos IP-49 e IP-55 merecem atenção especial, pois estão próximos à zona urbana e industrial de Caruaru.

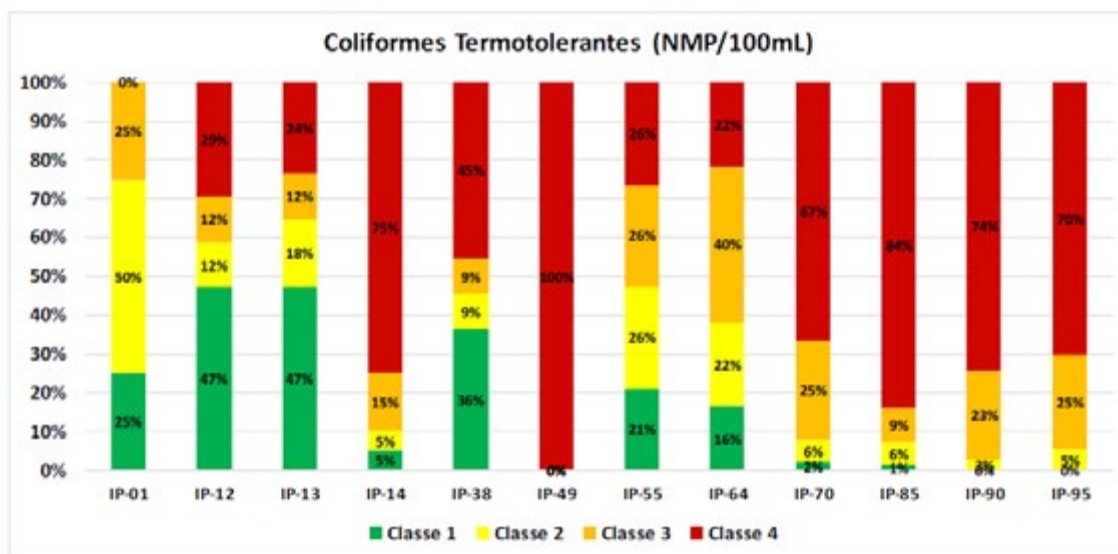
Figura 10 – Gráfico com os resultados percentuais de DBO pra os pontos de monitoramento na bacia hidrográfica do Ipojuca, para o período 2002-2016



Fonte: APAC (2020)

Com relação à Demanda Biológica de Oxigênio, o posto IP-49 a jusante de Caruaru, apresentou valores bem elevados, o que pode ser justificado por descargas de efluentes industriais. Os pontos com os menores valores de DBO estão localizados no rio Bitury, localidades com pouca influência antropogênica, e a jusante de Primavera, com vazão mais elevada e maior a capacidade de diluição.

Figura 11 – Gráfico com os resultados percentuais de Coliformes Termotolerantes pra os pontos de monitoramento na bacia hidrográfica do Ipojuca, para o período 2002-2016



Fonte: APAC (2020)

A grande variabilidade na dispersão dos resultados demonstra que a concentração de Coliformes Termotolerantes muda bastante no decorrer do tempo. No geral a concentração é

bem elevada em boa parte da bacia do Ipojuca. Os trechos mais a montante apresentam um maior número de resultados com baixas concentrações. O posto IP-49, a jusante de Caruaru, apresenta valores bem elevados.

Considerações Finais

De um modo geral os valores obtidos para as cargas de poluentes ao longo da bacia do Ipojuca são considerados elevados. Na UA1 a maior fonte de contaminação desta bacia hidrográfica é a atividade pecuária, com valores superiores ao total das outras 3 Unidades de Análises.

A UA2 tem como grande responsável pela sua carga poluidora o esgoto de origem doméstico, fato relevante visto que é uma região com densa ocupação urbana, agravado pela carência nos serviços de esgotamento sanitário. Na UA3 o maior agente causados da degradação da qualidade da água neste trecho também é o efluente doméstico.

A UA4 é uma região de intensa atividade sucroalcooleira, desta forma é inevitável encontrar altas concentrações de poluentes. Um fato bastante interessante são os valores bem próximos entre as cargas remanescentes de DBO de origem doméstica e industrial, 42% e 45% respectivamente.

Com relação às fontes de poluição, na maior parte do trecho são pontuais. Contudo vale salientar que na UA1 por conta da atividade pecuária é observada uma grande contaminação de origem difusa. Na UA4 também existe uma forte influência de poluição difusa porém proveniente da zona canavieira.

Após análise de vários parâmetros ao longo dos anos, é possível observar que a qualidade da água nessa bacia hidrográfica do Ipojuca é bem comprometida, com grande variação dos resultados. Os pontos que apresentaram os piores valores estão próximos às áreas urbanas e na zona de agroindústria no baixo curso. Isso reforça a necessidade de investimentos para a recuperação da qualidade da água dessa Bacia.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 pelo financiamento e apoio técnico-científico ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos- ProfªÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015.

À Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC, à Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH e a Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA, pela contribuição no fornecimento de dados para suporte no desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). ODS 6 no Brasil. Visão da ANA sobre os Indicadores: Informe 2019. Brasília, DF. 2019. p. 8-20.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (APAC). PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO DOS CURSOS DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA: TOMO I, RP3 - Diagnóstico Integrado da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. Recife, PE, 2020. 388 p.

ANA – Agência Nacional das Águas. Conjuntura dos recursos hídricos: Informe 2018. Brasília, DF, 2018. 72 p.

ANJINHO, Phelipe da Silva. Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, Itirapina-SP. 2019. Tese de Doutorado do Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da Universidade de São Paulo.

BANCO INTERAMERICANO DE DESENVOLVIMENTO (BID). 2012. Projeto de Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca, PSA-IPOJUCA. Informe de Gestão Ambiental e Social, Categoria B (Minuta). Brasil, 2012.

BRASIL. Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília.

COMPESA. COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO. Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca. Relatório inicial PSA Ipojuca. Recife: COMPESA. 2014.

COMPESA. COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO. Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca. Relatório de progresso do PSA Ipojuca, 2º semestre de 2017. Recife: COMPESA. 2017.

COMPESA. COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO. Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca. Relatório de progresso do PSA Ipojuca, 2º semestre de 2018. Recife: COMPESA. 2018.

COMPESA. COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO. Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca. Relatório de progresso do PSA Ipojuca, 1º semestre de 2019. Recife: COMPESA. 2019.

COMPESA. COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO. Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca. Relatório de progresso do PSA Ipojuca, 2º semestre de 2019. Recife: COMPESA. 2019.

CONDEPE. Governo do Estado de Pernambuco, Secretaria de Planejamento, Agência Estadual de planejamento e pesquisas de Pernambuco. Bacia Hidrográfica do rio Ipojuca: Série Bacias hidrográficas de Pernambuco. Recife, PE, 2005. 64 p.

GUNKEL, Gunter; KOSMOL, Jan; SOBRAL, Maria Do Carmo; ROHN, Hendryk; MONTENEGRO, Suzana Maria Gico Lima; AURELIANO, Joana. Sugar Cane Industry as a Source of Water Pollution – Case Study on the Situation in Ipojuca River, Pernambuco, Brazil. Water, Air, and Soil Pollut, v. 180, n. 1, p. 261-269, 2007.

JÚNIOR, Edmilson Martins de Vasconcelos. Sustentabilidade Hidroambiental de Bacias Hidrográficas: Avaliação da Implementação do Programa de Saneamento Ambiental na Bacia do Rio Ipojuca, Pernambuco, Brasil. 2020. Dissertação de Mestrado Pós Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, 2020.

LIMA, Lorena Sousa. Estudo dos Índices de Qualidade da Água (IQA) e do Estado Trófico (IET) na Lagoa do Gambá, Ouro Preto, MG. Monografia do Curso de Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Ouro Preto, 2018

MORETI BUZELLI, Giovanna; DA CUNHA SANTINO, Marcela Bianchessi. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. Revista Ambiente e Água, v. 8, n. 1, 2013.

PERNAMBUCO – Agência Pernambucana de Águas e Clima. Atualização do plano estadual de recursos hídricos de Pernambuco – PERH|PE: Produto 4. Recife, PE, 2020. 352 p.

PERNAMBUCO - Secretaria de Recursos Hídricos. Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Ipojuca: Tomo I - Diagnóstico Hidroambiental. Recife, PE, 2010. 339 p. V. 1.

PERNAMBUCO - Secretaria de Recursos Hídricos. Projeto de sustentabilidade hídrica – PSHPE: Manual de operações do projeto. Recife, PE. 117 p. V. 1.

PERNAMBUCO - Agência Pernambucana de Águas e Clima. Proposta de enquadramento dos cursos de água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca: RP8 – Relatório da Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água. Recife, PE, 2019. 61 p.

RIBEIRO, Rafaela Vieira. EVOLUÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA – PERNAMBUCO, BRASIL.2020. Dissertação de Mestrado Pós Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, 2020.

Saneamento Ambiental da Bacia do rio Ipojuca, PSA-IPOJUCA. Informe de Gestão Ambiental e Social, Categoria B (Minuta). Brasil, 2012.

SOBRAL, Maria Do Carmo; GUNKEL, Gunter; ROHN, Hendryk; AURELIANO, Joana. Avaliação do monitoramento da qualidade da água de rios intermitentes: o caso do rio Ipojuca, Pernambuco.

SILVA, Ítalo Francis da; NÓBREGA, Ranyére Silva; GALVÍNCIO, Josiclêda Domiciano. Impacto das mudanças climáticas nas respostas hidrológicas do rio Ipojuca (PE) – Parte 2: cenários de aumento de temperatura. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 2, n. 2, p. 19-30, 2009.

SILVA, Juliana Caroline de Alencar da; PORTO, Mônica Ferreira do Amaral. Recuperação de córregos urbanos através do controle de cargas pontuais e Difusas. Córrego Ibiraporã, SP. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, n. 1, p. 82-90, 2015.

SILVA, Simone Rosa Da; JÚNIOR, Marcos Antonio Barbosa Da Silva; BARROS, Alessandra Maciel De Lima; ALCOFORADO, Roberta De Melo Guedes; ASFORA, Marcelo Cauás. Elaboração de proposta de referência para enquadramento dos corpos hídricos da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, AL. 2011.

SOBRAL, Maria Do Carmo; MONTENEGRO, Suzana Maria Gico Lima; GUNKEL, Gunter; BARROS, Alessandra Maciel De Lima; AURELIANO, Joana. Evolution of the Monitoring Water Quality System in Ipojuca River Basin, Brazil. Watershed and River Basin Management, p. 94-100, 2016.

SODRÉ, Fernando Fabríz. Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle. Agricultura, v. 1, n. 2, p. 9-16, 2012.

SOUZA, Jânio Kleiber Camelo de; MESQUITA, Francisco de Oliveira; NETO, José Dantas; SOUZA, Márcia Araújo de; FARIAS, Carlos Henrique de Azevedo; MENDES, Héric Claudino; NUNES, Rafaela Medes de Andrade. Fertirrigação com vinhaça na produção de cana-de-açúcar. Agropecuária Científica no Semiárido, v. 11, n. 2, p. 7-12, 2015.

SPERLING, M.V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte - MG, 6ª edição, 2005. v.1, 452 p.

VIEIRA, Paulo Márcio Souza; STUDART, Ticiano Marinho Carvalho. Proposta metodológica para o desenvolvimento de um índice de sustentabilidade hidroambiental de áreas serranas no semiárido brasileiro-estudo de caso: Maciço de Baturité, Ceará. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 14, n. 4, p. 125-136, 2009.

TELHADOS VERDES APLICADOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Sylvana Melo dos Santos

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

Leidjane Maria Maciel de Oliveira

Thomas Fernandes da Silva

Gilles Chaves dos Santos

Introdução

O cenário brasileiro tem diferentes configurações climáticas, com severos e recorrentes problemas observados na região nordeste. Neste contexto, Pernambuco possui características predominantes de dois tipos de clima: o tropical úmido (no litoral, com médias mensais sempre superiores a 18°C e média anual de 25°C, com baixas amplitudes térmicas, alta umidade relativa do ar e precipitações médias anuais entre 1.500 mm e 2.500 mm) e o semiárido (no interior, com baixos índices pluviométricos, longos períodos secos, chuvas escassas e concentradas em poucos meses do ano, altas temperaturas, com média anual de 25°C, pluviosidade média mantém-se abaixo de 600 mm anuais e evaporação da ordem de 2.000 mm/ano). Em ambos os climas existem adversidades que dificultam a rotina dos moradores, em especial dos centros urbanos, em especial na qualidade de vida e no acesso à água. De forma geral, o aumento populacional e a aceleração no processo de urbanização resultam em problemas ambientais e de infraestrutura nos cenários urbanos. Tais aspectos podem ser minimizados com o adequado gerenciamento das águas pluviais urbanas que, de forma geral, envolve a drenagem urbana e o abastecimento de água.

A questão da drenagem urbana advém, principalmente do crescente aumento populacional, da alteração nos padrões naturais de ocupação do solo, da elevação da taxa de impermeabilização e do surgimento de zonas de inundação. As novas alternativas propostas para resolver problemas de drenagem urbana buscam, de uma forma eficiente, trata-los o mais próximo possível da fonte. Uma alternativa, natural e sustentável, que vem sendo aplicada em diversas localidades do mundo é a implantação dos telhados verdes. Esse tipo de telhado, também conhecido como eco-telhado ou telhado vivo (BESIR; CUCE, 2018), consiste sinteticamente em pôr em prática o emprego de diferentes tipos de vegetação sobre o substrato na cobertura do imóvel (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018), tomando-se atenção especial para impermeabilização e drenagem adequadas.

O outro problema destacado nos cenários urbanos é a formação das ilhas de calor, comum nos centros urbanos mais populosos, como consequência do excesso de pavimentação, diminuição da área verde, e construção de prédios barrando o vento. Nesse contexto, sobre o território brasileiro, de acordo com Morais e Roriz (2005), o mesmo recebe forte insolação durante a maior parte do ano, destacando-se neste cenário a região semiárida brasileira. Esta região tem como uma de suas características, de acordo com o documento Atlas Solarimétrico do Brasil (TIBA, 2000), elevado índice de radiação solar, com média anual de radiação solar global diária de 18 a 20 MJ/m².dia, representando a maior média nacional. Segundo Suassuna (2007), as baixas latitudes condicionam essa região a temperaturas elevadas, número elevado de horas de sol por ano (estimado em cerca de 3.000 horas) e índices acentuados de evapotranspiração, devido à incidência perpendicular dos raios solares sobre a superfície do solo. Conforme Santos (2009 *apud* RAMALHO, 2013), nos dias de maiores insolações a temperatura pode ultrapassar os 45°C e à noite, nas áreas mais altas, pode chegar a 10°C. Araújo (2011) comentou que a pouca variação de médias mensais e anuais lhe confere amplitudes térmicas de 3 a 5°C, menores que nas demais regiões intertropicais. Portanto, o aquecimento da superfície terrestre pode agravar ainda mais os problemas de convivência com o clima observados em grande parte do Nordeste Brasileiro, que é historicamente vulnerável aos efeitos de eventos climáticos extremos.

O aumento da temperatura nas cidades é uma preocupação mundial, o Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática, estabelecido, em 1988, pela Organização Meteorológica Mundial (OMM) e pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, apontou a possibilidade de aumento de 1,8°C na temperatura média do planeta, até 2100.

Esse crescente aquecimento da superfície terrestre certamente contribuirá para o surgimento ou agravamento das ilhas de calor, que estão associadas às temperaturas elevadas em áreas urbanas. Diante desta perspectiva, a investigação de formas de convivência com novos prognósticos de temperatura torna-se cada vez mais pertinente. Nesse contexto se inserem os telhados verdes como uma técnica promissora na redução dos altos valores de temperatura nos ambientes internos e nos arredores. O telhado verde é um bom isolante térmico, devido ao fato das camadas de substrato e vegetação atuarem como isolantes, pois o processo de fotossíntese utiliza energia solar diminuindo o acúmulo de energia na superfície das construções. Além disso, as plantas têm capacidade de refletir o calor, proporcionar sombra, diminuir a velocidade dos ventos e resfriar o ar circundante com a evapotranspiração. Tais características reduzem as variações térmicas, propiciando conforto térmico aos ocupantes da edificação, mantendo uma temperatura agradável, podendo reduzir, inclusive, a necessidade do uso de aparelhos de ar condicionado (CHAN; CHOW, 2013). Complementarmente, Peck e Kuhn (2003) concluíram que devido ao benefício térmico do telhado verde no interior das edificações, é possível economizar energia elétrica utilizada por aparelhos de ar condicionado, sendo esta economia função do tamanho do edifício, de sua localização, da espessura do conjunto substrato + vegetação e do tipo de plantas utilizadas. Essa redução dos gastos de energia para o resfriamento de interiores traz benefício direto a um dos principais itens para a sustentabilidade das famílias e comunidades, em especial àquelas que residem na região semiárida e nos centros urbanos. Francis e Jensen (2017) mostraram, a partir de 20 estudos revisados, ser possível economizar até 70% de energia.

Em várias localidades no mundo, o uso dos telhados verdes tem sido uma prática amplamente utilizada e incentivada pelos gestores públicos devido, principalmente, aos grandes benefícios que podem ser alcançados com o seu emprego. Nas últimas décadas, os telhados verdes ganharam mais notoriedade, sendo a Alemanha um grande exemplo de país que utiliza essa técnica. No Brasil, acredita-se que o Palácio Gustavo Capanema no Rio de Janeiro (atualmente a sede do Ministério da Educação) tenha sido o primeiro telhado verde brasileiro e que teria sido idealizado pelo arquiteto Lúcio Costa, por volta do ano de 1930 (FERRAZ, 2012).

De acordo com Palla *et al.* (2008), o telhado verde age positivamente na retenção de poeira e substâncias suspensas no ar; na climatização do ambiente interior e exterior ao telhado verde, proporcionando a diminuição das perdas de calor no inverno, funcionando como isolante térmico; na absorção de ruídos pela barreira vegetal; na elevação da umidade relativa do ar nas proximidades do telhado, o que pode afetar positivamente a saúde da população residente no local. De forma objetiva, independente do clima onde são implantados, e do grau de contribuição, os telhados verdes agem positivamente sobre os subsistemas físico-químico (qualidade do ar), termodinâmico (conforto térmico) e hidrometeorológico (impacto pluvial). Dentre os benefícios citados, dois se destacam na literatura científica como objeto de investigação: ganho de conforto térmico e a capacidade de retenção da água de chuva.

Revisão de literatura

Telhados verdes e capacidade de retenção

Os telhados verdes são sistemas construtivos utilizados na cobertura de edificações, que são subdivididos basicamente em 5 camadas, são elas: membrana impermeabilizante, que possui função de proteger a superfície da infiltração de água; camada drenante, que tem como objetivo facilitar o escoamento de água para fora do conjunto substrato + vegetação; meio filtrante, que tem como finalidade evitar o arraste de partículas de solo devido à ação da água; camada de substrato, que possui espessura variável de acordo com o tipo de telhado verde adotado; e a vegetação que confere as características estéticas preponderantes da tecnologia. Nessa última camada, de acordo com Oliveira (2012), deve-se utilizar vegetação que melhor se adeque às condições climáticas das regiões em que serão instaladas. Esse sistema construtivo pode ser parte de uma produção pré-fabricada ou cada camada pode ser instalada separadamente na obra, que é definido com base nos objetivos e restrições de cada projeto.

De forma geral os telhados verdes com baixa espessura de substrato, ou seja, leves, são denominados pela literatura como extensivos e os telhados verdes com grande espessura de substrato são denominados intensivos. Os telhados verdes extensivos são os mais simples, visto que os mesmos apresentam uma camada de substrato bastante estreita variando entre

7,5 e 12 cm e as vegetações que geralmente se adaptam bem a esse tipo de telhado apresentam boa resistência à seca, de modo que não necessitam da utilização de sistema de irrigação, tornando-se assim, um telhado de baixa manutenção (FIGUEROA; SCHILER, 2009). Os telhados verdes intensivos caracterizam-se por ter uma camada de substrato com maior profundidade, acarretando, maior peso sobre a estrutura da edificação, e suportam vegetações com estatura de médio a grande porte, necessitando de manutenção mais rigorosa devido à maior produção de matéria orgânica, maior crescimento vegetal e maior diversidade de espécies (FIGUEROA; SCHILER, 2009). Devido à diversidade que apresentam, coberturas desse tipo (intensivo) favorecem a criação de ecossistemas mais complexos, contribuindo para o aumento da biodiversidade (PECK *et al.*, 1999).

De forma geral, o telhado verde retém uma parcela da água pluvial para o metabolismo das plantas, diminuindo o volume original de água que escoaria dos telhados e vai para o sistema de drenagem, como também, retarda o tempo de pico do escoamento superficial (PALLA *et al.*, 2008). Ao investigar um cenário urbano, Lee *et al.* (2013) concluíram que o telhado verde apresenta elevada capacidade de retenção para precipitações com intensidades inferiores a 20 mm/h, no entanto, quando a intensidade da precipitação aumenta, a capacidade de retenção do telhado verde diminui. Para os autores, no caso de telhado de concreto esta capacidade é da ordem de 9%, enquanto que no telhado verde varia entre 44 e 52%.

Villarreal e Bengtsson (2005) realizaram experimentos com o objetivo de avaliar a influência da inclinação do telhado verde na sua capacidade de retenção para a condição inicial de solo seco. Foi verificado que, para uma precipitação com uma intensidade de 0,4 mm/min, ficou retido nos telhados verdes 62, 43, e 39% da precipitação total que entrou no sistema, resultados obtidos para telhados com inclinação de 2°, 8°, e 14°, respectivamente. Lee *et al.* (2015) avaliaram a quantidade de escoamento em quatro tipos de instalações piloto em um ambiente urbano. De acordo com os experimentos realizados, foi verificado que o sistema apresentou capacidade de retenção entre 42,8 e 60,8% para telhado verde com profundidade da camada de substrato de 20 cm e capacidade de 13,8 e 34,4% para o telhado com profundidade de 15 cm.

Balço hídricos dos telhados verdes

Segundo Collischonn e Tassi (2010), em condições naturais a umidade do solo varia ao longo do tempo, sob o efeito das chuvas e das variações sazonais de temperatura, precipitação e evapotranspiração, e a equação de balanço hídrico de uma camada de solo pode ser expressa pela Equação 1, que relaciona: a percolação, que é a passagem da água da camada superficial do solo para camadas mais profundas, e a evapotranspiração, que corresponde à retirada de água por evaporação direta do solo e por transpiração das plantas.

$$\Delta V = P - Q - G - ET \quad (1)$$

Em que: ΔV = variação do volume de água, em litros, armazenada no solo e está relacionado com a capacidade de retenção; P = precipitação, em litros; Q = escoamento superficial, em litros; G = percolação, em litros; ET = evapotranspiração, em litros.

Organizando a Equação 1 em entradas e saídas, para um determinado volume de solo, chega-se à Equação 2.

$$P = Q + G + ET + \Delta V \quad (2)$$

No caso dos telhados verdes, considerando-se o sistema de análise como (substrato + vegetação), e que a camada do substrato é bastante estreita, não superando muito mais que 20 cm (no caso dos telhados intensivos com espessuras maiores), a percolação pode ser desconsiderada. Sobre as demais variáveis, considera-se que a entrada de água ocorre através da precipitação; e as saídas ocorrem por evapotranspiração e pelo escoamento para fora do telhado (Q).

No que se refere à evapotranspiração, de acordo com SETRA (2009), a evapotranspiração potencial (recomendada para estudos em regiões semiáridas) na cidade de Caruaru é em torno de 1850 mm/ano, o que corresponde a aproximadamente 0,21 mm/hora, tendo sido considerado muito pequeno e, por isso, desprezado neste estudo, por ter sido analisado um intervalo pequeno de 1 h. Assim sendo, o balanço hídrico dos telhados verdes nestas condições pode ser considerado a partir da Equação 3.

$$P = Q + \Delta V \quad (3)$$

Como pode-se observar na Equação 3, conceitualmente, o telhado verde pode se caracterizar como um dispositivo útil para o controle das inundações, desde que o volume escoado para fora do telhado seja armazenado em reservatórios para posterior uso e/ou para posterior descarte na rede de drenagem. Nestas condições, o volume retido (armazenado no sistema substrato-vegetação + armazenado em reservatórios) não mais contribui para a intensificação do volume escoado, que é o principal elemento hidrológico responsável pelas enchentes.

Telhados verdes e conforto térmico

A sensação de conforto térmico é essencialmente subjetiva. No que se refere ao impacto das variações de temperatura no comportamento humano, de acordo com Pereira e Cunha (2007), ocorre aumento da fadiga, isto é, a possibilidade de cansaço; a diminuição do rendimento surge mais rapidamente e com maior intensidade que com a temperatura amena. Os autores afirmaram que ao longo do dia o organismo humano compreende estados de atividade, fadiga e recuperação, só que algumas vezes isso é dificultado por condições climáticas desfavoráveis e pela tensão psicológica imposta pela atividade de trabalho, atuando, ambas, no corpo e na mente, produzindo desconforto, perda da eficiência e, eventualmente, podendo conduzir a transtornos de saúde.

Devido às grandes variações individuais, fisiológicas e psicológicas, não é possível determinar condições que possam proporcionar conforto para 100% das pessoas, nesse caso, a NBR 16401-2 (ABNT, 2008) define o ambiente térmico aquele em que a maioria das pessoas (80% ou mais, de um grupo homogêneo em termos de atividade física e tipo de roupa usada) é suscetível de expressar satisfação em relação ao conforto térmico. Os limites previstos nesta Norma visam assegurar esta sensação de conforto em 80% ou mais de pessoas, usando roupas adequadas às estações vigentes e em atividade sedentária ou leve. No verão, que é a estação mais crítica para o nordeste brasileiro, considera-se: temperatura operativa e umidade relativa dentro da zona delimitada por 22,5 °C a 25,5 °C e umidade relativa de 65%; e 23,0 °C a 26,0 °C e umidade relativa de 35%. Além disso, a velocidade média do ar (não direcional) da zona de ocupação não deve ultrapassar: 0,20 m/s para distribuição de ar convencional (grau de turbulência 30 % a 50 %); e 0,25 m/s para distribuição de ar por sistema de fluxo de deslocamento (grau de turbulência inferior a 10 %). De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2008), as sensações térmicas são avaliadas numericamente pela escala ASHRAE (*American Society of Heating, Refrigeration and Air Conditioning Engineers*), em que 0 indica sensação neutra, +1, +2 e +3 sensação de levemente quente a muito quente, e -1, -2 e -3, sensação de levemente frio a muito frio, sendo a avaliação entre -0,5 e +0,5 considerada indicação aceitável de conforto térmico.

O benefício do conforto térmico associado à implantação de telhados verdes tem sido objeto de várias pesquisas. Cortés e Castillo (2011) realizaram estudo visando comparar casas na Colômbia que utilizavam diferentes tipos de hortaliças na cobertura dos telhados verdes afim de minimizar os efeitos das ilhas de calor. Segundo os autores, os resultados indicaram que a implementação de telhados verdes atenua a temperatura ambiente dentro da edificação em aproximadamente 3°C em comparação com a edificação teste.

Peng e Jim (2013) investigaram os impactos da instalação de telhados verdes na temperatura do ar e no conforto térmico humano em cinco bairros residenciais em Hong Kong. Foram analisados tanto telhados verdes intensivos quanto extensivos. Os resultados mostraram que os efeitos do resfriamento não se restringem apenas aos respectivos telhados, mas também melhoram o clima do bairro em que se encontra. Os telhados verdes extensivos reduziram a temperatura do ar em 0,4 – 0,7° C e os intensivos em 0,5 – 1,7° C, com efeitos máximos em locais com vegetações de baixo crescimento e mais abertos. Então, os autores concluíram que a instalação em grande escala para os telhados verdes poderia trazer refrigeração em todo o bairro, mitigar o efeito da ilha de calor urbano e fornecer ambiente térmico mais confortável para os residentes urbanos.

Darkwa, Kokogiannakis e Suba (2012), em uma pesquisa na Universidade de Nottingham em Ningbo na China, observaram um diferencial de 3,3°C na temperatura média entre as superfícies externa e interna do telhado durante o período de verão. Igualmente, o seu desempenho foi notável durante o período mais frio de janeiro. Os autores concluíram ainda que mais estudos são necessários para cobrir uma área de influência maior, bem como

considerar os efeitos de diferentes tipos de materiais de construção, plantas, locais e solo. Tendo em vista a limitação do modelo teórico, também seria útil considerar alguns dos fatores que foram ou negligenciados ou assumidos serem constantes em quaisquer futuros estudos comparativos.

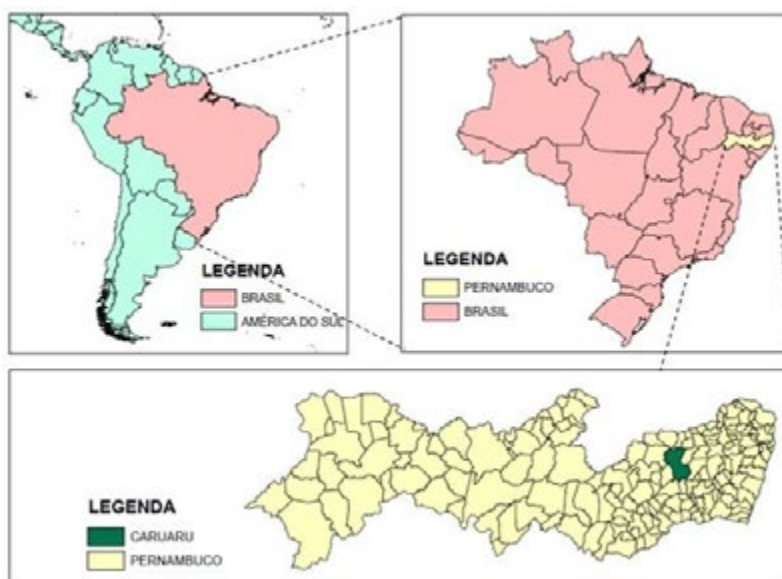
Figueroa e Schiler (2009) analisaram células testes com telhados verdes na região semiárida do sul da Califórnia, EUA e chegaram aos seguintes resultados: a célula teste de telhado verde manteve a temperatura inferior cerca de 5°C mais frio do que uma célula de telhado convencional durante os dias de temperatura mais quentes. Os autores ainda afirmaram que a superfície do telhado verde, mesmo quando não está completamente protegido pelas plantas, tinha menos flutuação de temperatura de superfície em dias quentes e ensolarados do que um telhado convencional e, por conseguinte, menores temperaturas inferiores.

Parizotto Filho (2010) investigou a influência de uma cobertura verde extensiva no desempenho térmico de uma casa experimental monitorada termicamente na cidade de Florianópolis – SC, em comparação às coberturas com telhas cerâmicas e telhas metálicas. Os sensores instalados internamente monitoraram a temperatura do ar a 1,5 m de altura, a temperatura superficial do teto em um ponto e o fluxo de calor entre a superfície do teto e o ar interior. As variáveis ambientais também foram obtidas de uma estação meteorológica próxima ao local da pesquisa. O autor concluiu que o telhado verde reduziu consideravelmente o ganho de calor em períodos quentes (92% quando comparado com a cobertura cerâmica e 97% quando comparado com a cobertura metálica) e aumentou sua perda (49% quando comparado com a cobertura cerâmica e 20% comparando com a cobertura metálica). O telhado verde também apresentou a menor amplitude térmica em relação às temperaturas superficiais externas e menor amplitude térmica durante o período de calor, entretanto, amplitude similar à dos outros tipos de cobertura durante o período frio. Os valores máximos de temperatura superficial externa diferiram de 18,3°C entre os telhados verdes e cerâmicos. Os valores máximos de temperatura superficial interna diferiram 4,3°C entre os mesmos telhados. O autor ressaltou que a geometria, posicionamento e sombreamento das coberturas são diferentes entre si.

Material e métodos

Esta pesquisa foi desenvolvida no município de Caruaru, que faz parte do polo de desenvolvimento têxtil da região de desenvolvimento do Agreste Pernambucano, distante 130 Km da capital de Pernambuco (Recife) e, segundo dados do IBGE (2010), possui população de 347.088 habitantes, apresentando taxa de urbanização superior a 88% distribuída numa área de 928 km². Caruaru está localizado em clima semiárido, Figura 1, com temperatura média anual em torno de 24°C, índice pluviométrico anual abaixo de 800 mm, risco de seca maior que 60% e taxa de aridez de até 0,5 (MEDEIROS *et al.*, 2012). Com considerável impermeabilização do seu solo natural, o município de Caruaru apresenta vários problemas de alagamentos e inundações que ocorrem recorrentemente nos períodos de maior intensidade pluviométrica.

Figura 1 - Localização do Brasil na América do Sul com destaque para o estado de Pernambuco e para o município de Caruaru



Fonte: Paiva *et al.* (2017)

Para investigar o desempenho do telhado verde em condições climáticas do semiárido, foram instalados protótipos na unidade rural da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária - IPA, distando cerca de 10 km do centro urbano de Caruaru, em uma edificação térrea preexistente com três ambientes semelhantes que se mostraram muito apropriados para a instalação dos telhados verdes. As três coberturas investigadas têm dimensões semelhantes, sendo duas com a implantação da cobertura vegetal (e demais camadas características do telhado verde) e uma com telhas cerâmicas. As telhas cerâmicas cobrem uma área de 4,69 m² de superfície de captação e está sendo chamada, nesta pesquisa, de telhado convencional, servindo de controle para comparação com os valores obtidos com as coberturas verdes. Para as coberturas verdes foram empregadas as vegetações Babosa (*Aloe Vera*) no telhado verde 1 com 4,35 m² de superfície de captação, e Coroa-de-Frade (*Melocactus Zenteri*), no telhado verde 2 com 3,45 m², e em ambos os telhados verdes a espessura de substrato é de 12 cm.

Investigação da capacidade de retenção dos telhados verdes

Sobre as coberturas investigadas foram instalados aspersores que distribuem água na forma de "chuva" com intensidade pré-definida, visando analisar o desempenho das estruturas em condições controladas. Os componentes do sistema de aspersão são: hidrômetro, aspersores de irrigação, tubulação rosqueável de 1/2" ascendente, um conjunto motobomba com 3/4 CV e um reservatório com capacidade de 3000 L. Os telhados verdes (Babosa e Coroa-de-Frade), o telhado convencional, o sistema de captação e armazenamento de água, e o sistema de bombeamento e aspersão de água constituem a Unidade Experimental de Telhados Verdes (UETV).

O experimento para a determinação da capacidade de retenção e do escoamento dos telhados consistiu em "precipitar" sobre os telhados determinada quantidade de água com a intensidade controlada de 26 mm/h, adotando o tempo de duração da "precipitação" de 60 minutos, e registrar o nível d'água nos tonéis de captação simultaneamente. A "precipitação" foi simulada com o emprego dos aspersores. Assim sendo, no dia 18 de outubro de 2016, iniciada a aspersão, mediou-se o volume escoado (Qs) dos telhados para os tonéis graduados, a cada minuto, em consequência da entrada de água no sistema (P), que foi obtida a partir da leitura do hidrômetro, com o acionamento dos aspersores, bem como, da determinação do teor de umidade de cada substrato. Durante o experimento foi medido o tempo necessário para acumular cada litro de água nos tonéis de captação.

Os valores obtidos no experimento foram utilizados na Equação 3 para determinar a capacidade de retenção dos telhados verdes através do balanço hídrico em cada telhado,

considerando: a evapotranspiração potencial (recomendada para estudos em regiões semiáridas) na cidade de Caruaru, de 1850 mm/ano (SETRA, 2009), o que corresponde a aproximadamente 0,21 mm/hora, tendo sido considerado muito pequeno e, por isso, desprezado neste estudo; a variável de entrada de água no telhado verde (P) obtida da leitura do hidrômetro, logo, o volume de água que entrou em cada telhado foi obtido a partir da proporção entre o volume lido no hidrômetro e a área de cada telhado; o escoamento para fora dos telhados (Qs) foi obtido da medição do nível d'água nos tonéis graduados e, conseqüentemente, do volume armazenado. Assim sendo, foi determinada a variação de volume de água armazenado no solo, ou seja, foi identificada a capacidade de retenção do conjunto solo+substrato.

Investigação do desempenho térmico do telhado verde

Para investigação do desempenho térmico foram instalados sensores de umidade e/ou temperatura nas paredes e no teto, nos ambientes abaixo do telhado convencional e do telhado com cobertura vegetal a Babosa (*Aloe vera*), conforme foto e esquema apresentados nas Figuras 2a e 2b.

Os dados de temperatura e umidade foram obtidos de 08 de outubro a 08 de dezembro de 2015, sem ocorrência de dias com chuva. Para medição da temperatura e umidade interna do ar (sensor teto) foi utilizado o *datalogger* IP-747RH (Figura 3a) e para medição da temperatura superficial das paredes foram empregados seis termômetros Escort iMINI MX-IN-S-8-L (Figura 3b), que foram instalados a 1,50 m do nível do piso em três paredes internas de cada um dos dois ambientes considerando as recomendações de altura de instalação da Norma ISO 7726 (ISO, 1998). Todos os sensores foram calibrados pelo fabricante e no momento da obtenção dos dados, foram programados para leitura instantânea dos respectivos parâmetros a cada 30 minutos.

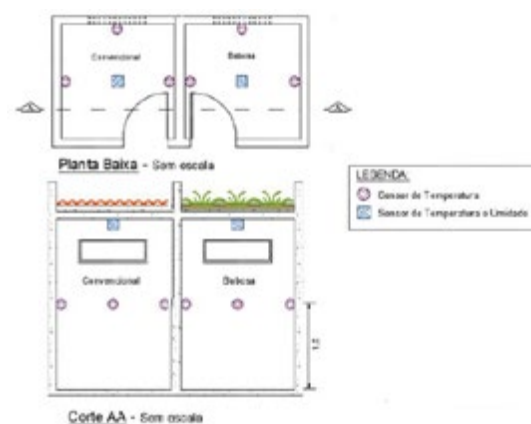
Figura 2 - Unidade Experimental de Telhado Verde: (a) Telhados monitorados; (b) Esquema de localização dos sensores

(a)



Fonte: Lima (2013)

(b)



Fonte: Adaptado de Mattos (2015)

Figura 3 - Sensores de umidade e/ou temperatura: (a) Datalogger IP-747RH; (b) Datalogger Escort iMINI

(a)



Fonte: Santos et al. (2017)

(b)



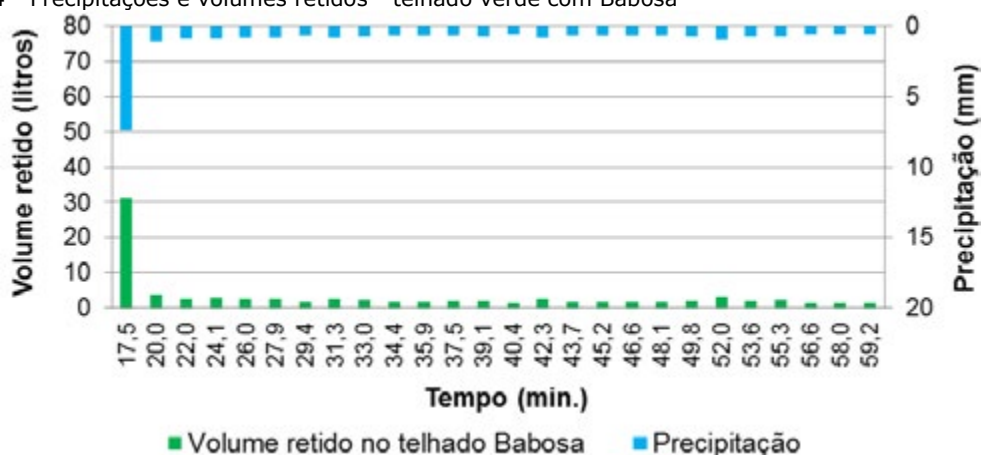
Fonte: Santos et al. (2017)

Resultados e discussão

Capacidade de retenção dos telhados verdes

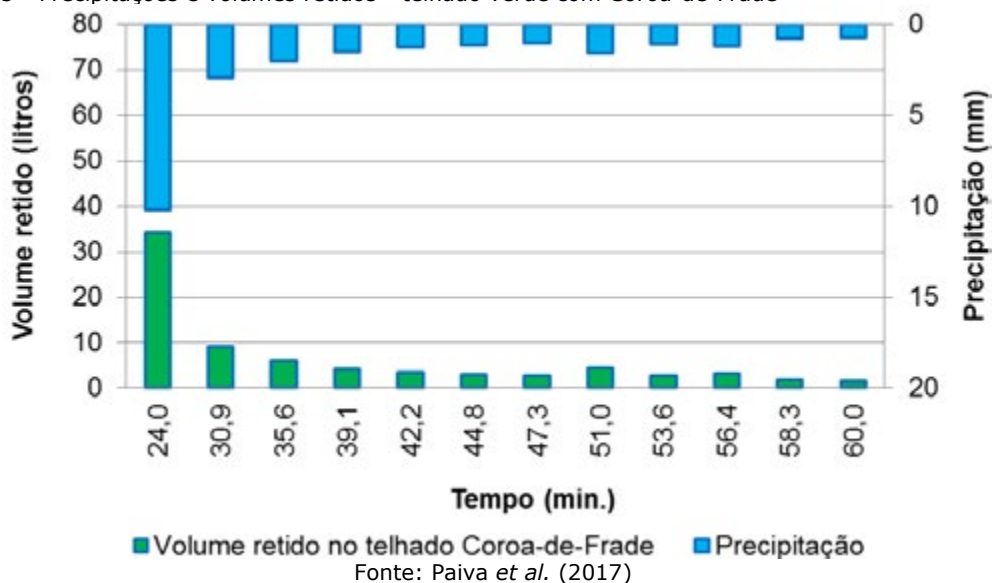
Os volumes precipitados, retidos e acumulados, obtidos no experimento estão apresentados nas Figuras 4 e 5. O volume retido em cada telhado foi obtido a partir da diferença entre o volume que entrou no sistema e o volume escoado para o respectivo tonel durante um intervalo de tempo de 60 minutos. Na Figura 4 é apresentado o gráfico que indica o volume retido, que corresponde à capacidade de retenção do telhado verde Babosa e a precipitação, ao longo do tempo. Pode-se observar que até 17,5 minutos após o início do experimento, tempo necessário para acumular 1 L no tonel, o telhado verde com Babosa reteve 31,3 L, o que corresponde a 28% do volume total de entrada. A partir do minuto 17,5 até o final do experimento, o telhado reteve mais 52,2 L, que corresponde a 47% do volume total de entrada, totalizando ao final do experimento uma retenção de 75%. Após 17,5 minutos do início do experimento, a precipitação necessária para acumular 1 L no tonel permanece praticamente constante e igual a 0,6 mm. Observa-se ainda que, à medida que vai aumentando o tempo de ensaio, o telhado verde vai diminuindo a sua capacidade de retenção, possivelmente por ter atingido a saturação do solo. No que se refere à capacidade de retenção do telhado verde com Coroa-de-Frade, de acordo com o gráfico apresentado na Figura 5, após 24 minutos do início do experimento, tempo necessário para acumular 1 L no tonel, o telhado reteve 34,2 L o que corresponde a 39% do volume total de entrada. Após esse intervalo de tempo o telhado reteve mais 41,8 L, 48% do volume total, totalizando ao final do experimento uma retenção de 86% do volume precipitado em um período de tempo de 60 minutos. Assim como foi observado para o telhado com Babosa, observou-se a redução na capacidade de retenção devido à saturação do solo, ficando constante em aproximadamente 1,1 mm.

Figura 4 - Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Babosa



Fonte: Paiva *et al.* (2017)

Figura 5 - Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Coroa-de-Frade



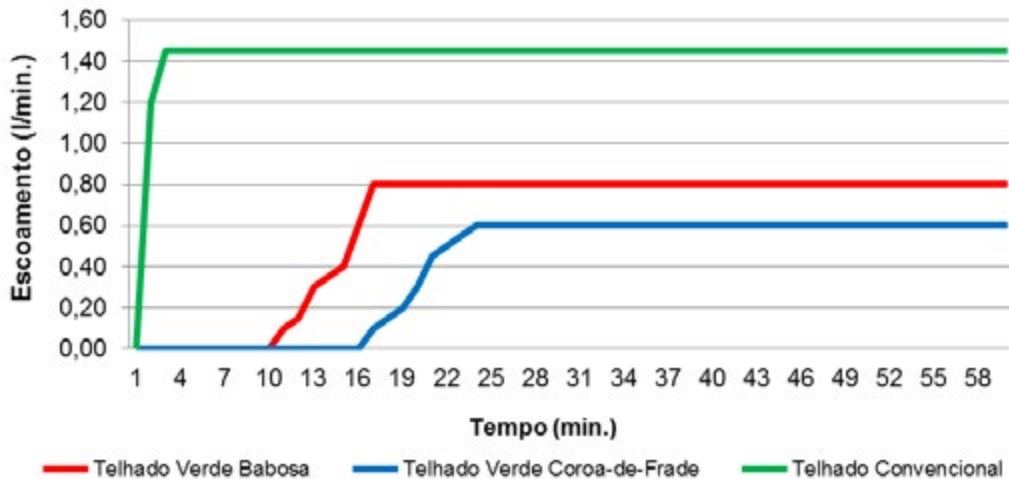
Escoamento da água drenada dos telhados verdes

De acordo com os resultados obtidos durante o experimento de simulação de “precipitação” com intensidade de 26 mm/h, observou-se comportamento similar para os dois telhados verdes em relação ao escoamento superficial.

Na Figura 6, observa-se o retardo do escoamento dos telhados verdes em comparação ao telhado convencional, que iniciou o escoamento após o primeiro minuto, tendo o pico ocorrido aos 3 minutos após o início da simulação. No telhado verde com Babosa, o escoamento iniciou aos 10 min e o pico aos 17 min após o início do experimento. Para o telhado verde com Coroa-de-Frade o escoamento iniciou aos 16 minutos e o pico foi aos 24 minutos. Dessa forma, nos telhados verdes com Babosa e Coroa-de-Frade ocorreram retardo do pico de 14 e 21 minutos, respectivamente, quando comparados ao telhado convencional. O início do ramo ascendente dos hidrogramas de ambos os telhados verdes está atrasado em relação ao início do ramo ascendente do hidrograma do telhado convencional, em 9 minutos para o telhado verde com Babosa e em 15 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade, contando após o primeiro minuto do escoamento do telhado convencional.

Esses resultados assemelham-se aos obtidos em pesquisa realizada por Santos et al. (2013) na mesma Unidade Experimental, em que os autores observaram valores de retardo de 5 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade e 6 minutos para o telhado verde com Grama-de-Burro (vegetação que foi posteriormente substituída pela Babosa), sendo que a intensidade empregada no experimento de Santos et al. (2013) foi de 42 mm/h.

Figura 6 - Relação do escoamento no tempo dos telhados verdes e convencional



Essa capacidade de retenção e de retardo varia em função da altura da camada de substrato, da inclinação do telhado e do grau de umidade do substrato no momento em que ocorre a simulação.

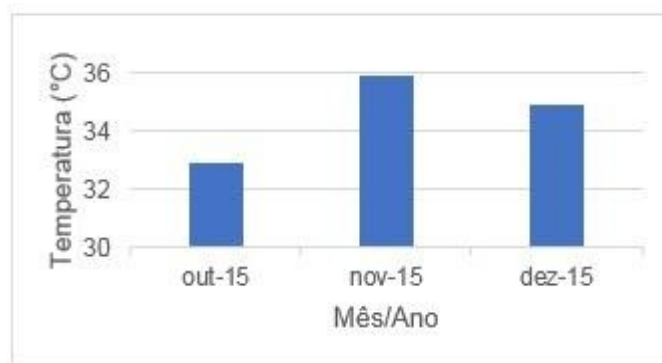
Visão geral das variáveis ambientais externas

Os dados de temperatura externa de todo o período monitorado (08/10/2015 a 08/12/2015) foram organizados mensalmente em gráfico do tipo barras para visualização dos valores máximos. Observou-se que o mês de novembro (Figura 7a) apresentou os maiores valores de temperatura e a partir dos dados diários deste mês, observou-se que o maior valor de temperatura externa ocorreu em 26/11 e foi de 35,90°C (Figura 7b). Nesse dia também foi observado a maior amplitude que foi de 14,8°C. Assim sendo, para esse dia, os valores mínimo e máximo, respectivamente, identificados dos dados coletados pela estação meteorológica automática Caruaru (A341), para cada um dos parâmetros e seus momentos exatos de medição foram: temperatura – 21°C (às 8:00 h) e 35,90°C (às 18:00 h); umidade – 21% (às 16:00 h) e 84% (às 08:00 h); vento – 0,6 m/s (às 23:00 h) e 7,6 m/s (às 21:00 h); radiação –3,54 kJ/m² (às 03:00 h) e 4498,00 kJ/m² (às 14:00 h).

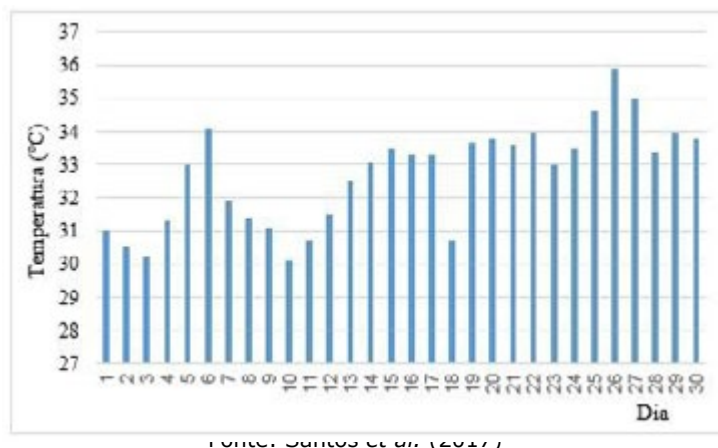
Temperatura interna dos dois ambientes

No que se refere à temperatura ambiente interna dos dois telhados, foram considerados três valores: os valores medidos instantaneamente nos ambientes internos nos momentos de início e de fim da curva ascendente de temperatura externa diária e o maior valor observado no ambiente interno, chamado aqui de "valor de pico". No dia de análise, 26/11/15, os momentos de início e de fim da curva ascendente de temperatura externa diária ocorreram às 16:00 h e às 20:00 h, e o valor de pico, 34,85°C, ocorreu às 18:00 h. Assim sendo, os valores observados no dia de análise (26/11) foram para cada telhado: convencional – 30,08°C (às 16:00 h); 30,10°C (às 20:00 h); com valor de pico de 30,45°C (às 18:30 h); com Babosa - 29,55°C (às 16:00 h); 29,70°C (às 20:00 h); com valor de pico de 29,90°C (às 18:30 h).

Figura 7 - Relação do escoamento no tempo dos telhados verdes e convencional: (a) temperatura máxima mensal; (b) temperatura diária do mês de novembro



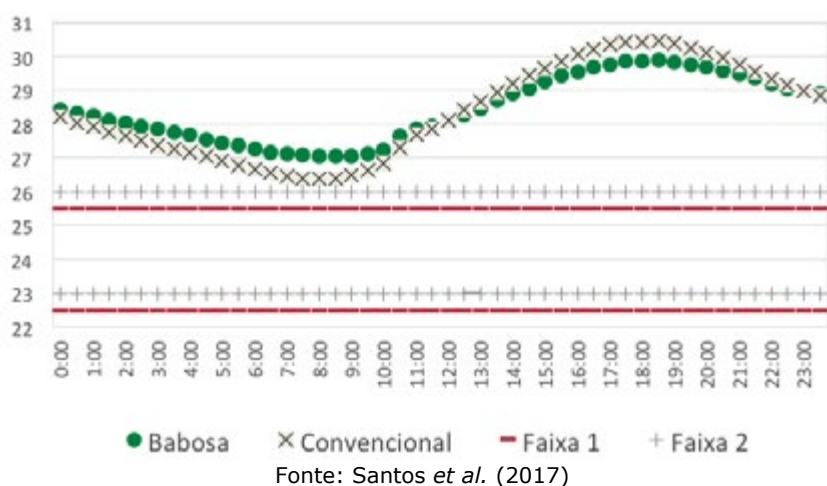
(b)



Em ambos telhados as temperaturas máximas observadas, valores de pico, foram inferiores e defasadas de 30 minutos em relação à temperatura máxima externa, sendo que com o telhado verde a temperatura ambiente foi menor que com o telhado convencional. Nenhum dos dois telhados atende às condições necessárias, de acordo com a NBR 16401-2 (ABNT, 2008), para garantir conforto térmico no ambiente (22,5°C a 25,5°C para umidade relativa de 65%; e 23,0°C a 26,0°C para umidade relativa de 35%) (Figura 8a), por outro lado, a umidade relativa se enquadrou na faixa delimitada de conforto térmico (Figura 8b), entre 35% e 65%.

No período do dia de maiores temperaturas externas de 13:00 h a 21:00 h (Figura 9), observa-se que o telhado verde diminui mais a temperatura ambiente aproximando-a do limite superior (26°C) informado na NBR 16401-2 (ABNT, 2008) para a umidade relativa de 35%.

Figura 8 - Variáveis observadas nos ambientes internos - dia 26/11/15: (a) temperatura ambiente (°C); (b) umidade relativa (%)
(a)



(b)

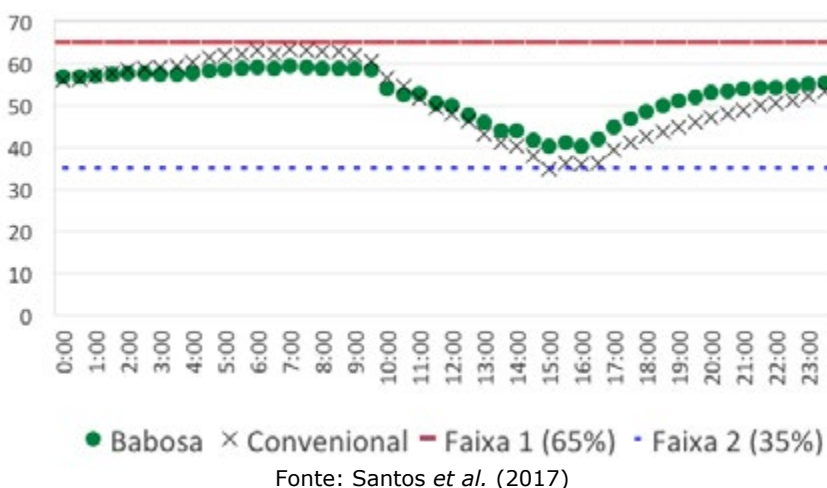
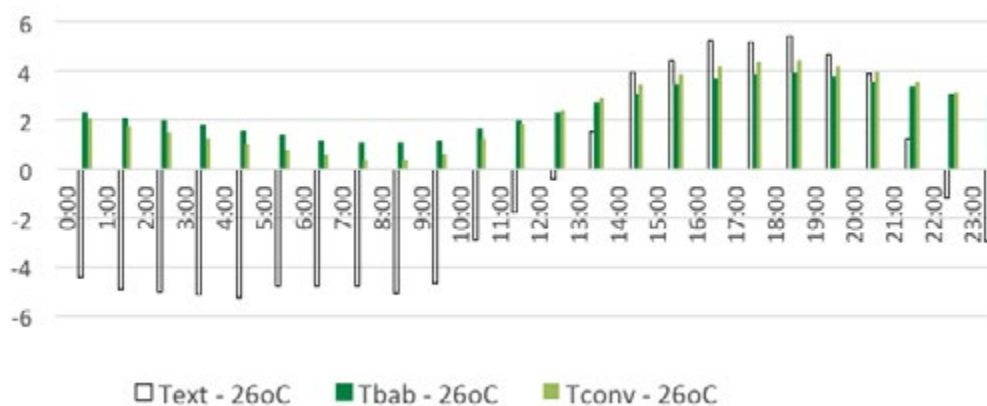


Figura 9 - Diferença entre as temperaturas externa (Text), ambiente sob a Babosa (Tbab) e ambiente sob o telhado convencional (Tconv) e 26°C no dia 26/11/15



Fonte: Santos *et al.* (2017)

Considerações Finais

Sobre a capacidade de retenção, verificou-se que o telhado verde com Coroa-de-Frade possui maior capacidade de retenção que o telhado verde com Babosa. Foi possível observar também que com a continuidade do experimento o telhado verde vai diminuindo a sua capacidade de retenção, isso pode ser justificado devido ao solo encontrar-se saturado após um determinado intervalo de tempo. Portanto, os telhados verdes apresentam-se como alternativas para minimização dos problemas decorrentes de alagamentos e contribuem positivamente para o melhor desempenho dos sistemas de drenagem, pois retém parcela significativa da precipitação e retardam o tempo de pico do escoamento superficial.

Sobre o desempenho térmico do telhado verde, analisando-se as temperaturas ambientes abaixo dos telhados investigados e a temperatura externa em um dia de verão, observa-se que o telhado verde contribui para amenização da mesma. Os resultados apontam que os telhados verdes, em clima semiárido brasileiro, contribuem para manter a temperatura dos ambientes interiores mais próximas ao limite superior previsto em Norma para o conforto térmico, não atingindo, entretanto, valores que atendam à condição de conforto ambiental prevista em Norma brasileira.

Agradecimentos

Os autores agradecem à FACEPE (processo nº APQ – 0888-3.07/15) pelo apoio financeiro e por bolsa de Doutorado (processo nº IBPG-0066-3.01/17), à Propesqi/UFPE (processo nº 23076.041635/2020-55) e à Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA pela disponibilização do espaço físico para realização desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 16401-2: Instalações de ar-condicionado - Sistemas centrais e unitários - Parte 2: Parâmetros de conforto térmico.** 7p., 2008.
- ARAÚJO, S. M. S. A Região Semiárida no Nordeste do Brasil: Questões Ambientais e Possibilidades de uso Sustentável dos Recursos. *Revista Rios Eletrônica*, [S. l.], 5 (5), 89-98, 2011.
- BESIR, A. B.; CUCE, E. Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82 (1): 915-939, 2018.
- CHAN, A. L. S.; CHOW, T. T. Evaluation of overall thermal transfer value (OTTV) for commercial buildings constructed with green roof. *Applied Energy*, 107: 10-24, 2013.
- COLLISCHONN, W.; TASSI, R. *Introduzindo hidrologia*. IPH, ed. UFRGS, Porto Alegre - RS, 71 p., 2010.

CORTÉS, C. F.; CASTILLO, C. A. D. Mejora de las condiciones de habitabilidad y del cambio climático a partir de ecotechos extensivos. Estudio de caso: barrio La Isla, Altos de Cazucá, Soacha, Cundinamarca. Cuadernos de Vivienda y Urbanismo, 4 (8): 316-329, 2011.

DARKWA, J.; KOKOGIANNAKIS, G.; SUBA, G. Effectiveness of an intensive green roof in a sub-tropical region. Building Services Engineering Research and Technology, 16 p., 2012.

FERRAZ, I. L. O Desempenho Térmico de um Sistema de Cobertura Verde em Comparação ao Sistema Tradicional de Cobertura com Telha Cerâmica. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Departamento de Construção Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 113 p., 2012.

FIGUEROA, M.; SCHILER, P. M. Green roof performance: passive design implications in Los Angeles, California. PLEA2009 - 26th Conference on Passive and Low Energy Architecture, Quebec City, Canada, Anais., 22-24, 2009.

FRANCIS, L. F. M.; JENSEN, M. B. Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. Urban Forestry & Urban Greening, 28: 167-176, 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico de 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/censo/default.php>>. Acesso em 15/05/2021.

ISO - International Organization for Standardization. ISO 7726: Thermal environments: Instruments and methods for measuring physical quantities. International Standard, 51 p., 1998.

LEE, J. Y.; MOON, H. J.; KIN, T. I.; KIM, H. W.; HAN, M. Y. Quantitative analysis on the urban flood mitigation effect by the extensive green roof system. Environmental Pollution, 181: 257-261, 2013.

LEE, J. Y.; LEE, M. J.; HAN, M. Y. A pilot study to evaluate runoff quantity from green roofs. Environmental Pollution. Journal of Environmental Management, 152: 171-176, 2015.

LIMA, G. C. O. Avaliação do Desempenho de Telhados Verdes: Capacidade de Retenção Hídrica e Qualidade da Água Escoada. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Pernambuco. Caruaru, 128 f., 2013.

MATTOS, C. S. Desempenho Térmico de um Telhado Verde inserido em Região Semiárida. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru-PE, 67 p., 2015.

MEDEIROS, S. S.; CAVALCANTE, A. M. B.; MARIN, A. M. P.; TINÔCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H.; PINTO, T. H. Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro. INSA. Campina Grande - PB, 107 p., 2012.

MORAIS, C.; RORIZ, M. Thermal Performance of Green Roof in the City of São Carlos (SP), Southeast of Brazil. Conference on Passive and Low Energy Architecture, Anais.. Beirute, 87-92, 2005.

OLIVEIRA, C. C. Substratos para uso em telhados verdes: Avaliação da retenção hídrica e qualidade da água de escoamento. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 117 p., 2012.

PAIVA, A. L. R.; SANTOS, S. M.; SILVA, T. F.; SANTOS, G. C. Capacidade de Retenção de Água em um Telhado Verde: Estudo de Caso em Caruaru. Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa, 13º. Silusba, Porto - Portugal, Anais., 10p., 2017.

PALLA, A.; BERRETTA, C.; LANZA, L. G.; BARBERA, P. L. Modelling storm water control operated by green roofs at the urban catchment scale. University of Genoa - Italy. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, Anais., 10 p., 2008.

PARIZOTTO FILHO, S. Telhado Vegetado. Separata de: Casa eficiente: Bioclimatologia e desempenho térmico. Editores: Roberto Lamberts... [et al.]. - Florianópolis : UFSC/LabEEE: 89-123, 2010.

- PECK, S. W.; CALLAGHAN, C; KUHN, M. E.; BASS, B. Greenbacks from green roofs: forging a new industry in Canada status report on benefits, barriers and opportunities for green roof and vertical garden technology diffusion. Canada: Mortgage and Housing, 78 p., 1999.
- PECK, S; KUHN, M. Design guidelines for green roofs. Environment Canada. Toronto. Vancouver Public Library Green Roof, 22 p., 2003.
- PENG, L. L. H.; JIM, C. Y. Green-Roof Effects on Neighborhood Microclimate and Human Thermal Sensation. *Energies*, 6, 598-618, 2013.
- PEREIRA, A. S.; CUNHA, P. B. A relação pessoa-ambiente: uma avaliação do desconforto térmico. *Cadernos Temáticos, Secretaria de Educação Profissional e Tecnológica*, p. 58-64, 2007.
- RAMALHO, M. F. J. L. A Fragilidade Ambiental do Nordeste Brasileiro: O Clima Semiárido e as Imprevisões das Grandes Estiagens. *Sociedade e Território*, 25 (2), Edição Especial, 104-115, 2013.
- SANTOS, S. M.; PAIVA, A. L. R.; SANTOS, G. C.; SILVA, T. F. Desempenho Térmico de Telhados Verdes no Semiárido Brasileiro. *Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa, 13º. Silusba, Porto – Portugal, Anais..*, 10p., 2017.
- SETRA - Secretaria de Transportes do Governo do Estado do Pernambuco. Vol 2 – Diagnóstico e Avaliação Ambiental. *Estudo Impacto Ambiental da Duplicação da BR-104*, 264 p., 2009.
- SHAFIQUE, M.; KIM, R.; RAFIQ, M. Green roof benefits, opportunities and challenges – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90: 757-773, 2018.
- SUASSUNA, J. Semiárido: Proposta de Convivência com a Seca. *Cadernos de Estudos Sociais*, 23 (1-2): 135-148, 2007.
- TIBA, C. (Coord.). *Atlas Solarimétrico do Brasil: Bancos de Dados Solarimétricos*. Editora Universitária da UFPE, Recife, Brasil. 2000.
- VILLARREAL, E. L.; BENGTTSSON, L. Response of a sedum green-roof to individual rain events. *Ecological Engineering*, 25: 1-7, 2005.

PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO: UM OLHAR PARA O SEMIÁRIDO NA PERSPECTIVA DOS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Sheila Silva dos Santos

Renata Maria Caminha M de O Carvalho

Maria do Carmo M Sobral

Introdução

Ao longo da implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PONAREH) houve diversos avanços na gestão da água no Brasil. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), que é o órgão que coordena a gestão de recursos hídricos no Brasil, vem desenvolvendo diversas ações no intuito de promover o equilíbrio no uso da água, como o fomento à estruturação de novos comitês de bacia, que auxiliarão na elaboração de novos planos de bacia, voltados para atender as questões locais e conflitos relacionados ao uso múltiplo das águas.

A bacia hidrográfica do rio São Francisco teve seu comitê de bacia instituído através do Decreto de 05 de junho de 2001 e encontra-se com seu segundo plano de recursos hídricos vigente para o período de 2016 a 2025. Nele são estruturadas ações que visam melhorar a qualidade e disponibilidade das águas superficiais e subterrâneas, o seu fortalecimento institucional e a mitigação dos impactos da seca na região semiárida.

A segunda versão do Plano de Recursos Hídricos da bacia do Rio São Francisco (PRH-SF), aprovada em janeiro de 2007 pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), contou com a participação de cerca de 7 mil usuários. Com base nos cenários atualizados foram inseridas novas ações de melhoria, que visam buscar a otimização dos usos múltiplos e a preservação da bacia. Aliado ao progresso na gestão hídrica é pertinente observar também as questões e sustentabilidade, pois a água é o principal agente para a promoção do desenvolvimento sustentável. O desenvolvimento sem água não se concretiza.

Assim, o Plano de Recursos Hídricos da bacia do Rio São Francisco (PRH-SF 2016-2025), possui em um de seus eixos estruturante (Eixo IV), ações voltadas para o semiárido, região esta que corresponde a 54% do território dessa bacia hidrográfica. Destaca-se que as referidas ações foram construídas por meio da participação social, em que foram envolvidas mais de 7 mil pessoas e diversas entidades.

Ao considerar a importância do semiárido do São Francisco e o estabelecimento de ações que permitam o desenvolvimento sustentável dessa região, e a partir da análise do Plano de Recursos Hídricos sob a ótica dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) espera-se a otimização e o direcionamento de recursos e responsabilidades, tendo a gestão hídrica como ponto central e de integração aos demais ODS previstos na Agenda 2030.

Pois que, para que haja de fato evolução no uso sustentável dos recursos hídricos e outros bens não renováveis, Santos (2021) destaca que é necessária a avaliação integrada dos fatores que influenciam no desequilíbrio sob a ótica social, ambiental e econômica, nas escalas regional e temporal. A autora completa proferindo que a implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PONAREH) permitiu diversos avanços na gestão da água no Brasil. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), que é o órgão que coordena a gestão de recursos hídricos no Brasil, vem desenvolvendo diversas ações no intuito de promover o equilíbrio no uso da água.

O estudo teve o intuito de analisar, sob a perspectiva dos ODS as ações definidas no Eixo IV do PRH-SF 2016-2025, que trata das ações voltadas para a região semiárida, com base nas metas definidas para o alcance dos 17 ODS. A partir dessa perspectiva, é possível promover maior integração entre os municípios, que são a base focal do diagnóstico das necessidades locais, e o comitê de bacia hidrográfica, de modo a permitir o direcionamento de esforços no intuito da promoção do desenvolvimento sustentável alinhado à melhor convivência com as situações de seca.

Material e Métodos

A metodologia adotada consistiu na análise e correlação das ações e metas do Eixo IV - Sustentabilidade Hídrica do Semiárido - com os indicadores das metas dos 17 ODS a fim de detectar o grau de aderência entre essas ações e as metas dos ODS. Portanto, no levantamento documental foram obtidas informações sobre as ações e suas respectivas metas propostas nos 6 eixos do Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco, bem como dos indicadores dos 17 ODS. A partir das informações obtidas foram analisados quais os indicadores dos 17 ODS que poderiam apresentar influência das ações e metas do Eixo IV - Sustentabilidade Hídrica do Semiárido realizadas pelo comitê baseadas naquelas que podem se elencadas em planos de recursos hídricos, sendo tratados como indicadores aplicáveis ao plano. Os indicadores aplicáveis foram correlacionados às ações estabelecidas no Plano de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco.

O PRH-SF em sua segunda versão (2016-2025), distingue ações de responsabilidade do CBHSF de ações que envolvem outros atores da bacia. Deste modo, com vistas a possibilidade futura de mensurar o aporte financeiro para ações que estão associadas aos objetivos do desenvolvimento sustentável, optou-se por utilizar apenas as ações de responsabilidade do comitê. Como a água permeia ambos os instrumentos (17 ODS e Planos de recursos hídricos), fica claro que, em se tratando de desenvolvimento, sustentabilidade e ações mitigadoras no âmbito de uma bacia hidrográfica, estas relações vão surgir.

Neste ponto é que se apresenta a questão, propósito desta pesquisa: O que já foi realizado na esfera de competências do CBHSF, olhando os 17 ODS a nível de bacia hidrográfica, a partir da reformulação do plano de recursos hídricos? A pergunta permite avaliar o grau de aderência das ações propostas do referido Plano com o avanço dos indicadores dos 17 ODS e, a partir dos resultados obtidos, apresentar, através de uma visão holística quais sugestões podem ser incorporadas para as revisões dos próximos planos no intuito de agregar cada vez mais o olhar sustentável integrado ao desenvolvimento e a proteção da água e do meio ambiente. No âmbito do desenvolvimento da pesquisa exploratória, foram elencadas questões como sustentabilidade, desenvolvimento sustentável, risco hídrico, mudanças climáticas, trazendo não apenas os conceitos e suas relações, mas também o arcabouço legal e institucional vinculado a estes temas.

A bacia hidrográfica do rio São Francisco tem grande importância para o país não apenas pelo volume de água transportado em uma região semiárida, mas também pelo potencial hídrico passível de aproveitamento e por sua contribuição histórica e econômica para o país (CASTRO; PEREIRA, 2017). Possui aproximadamente 638.883 km² de área (7,5% do território nacional) e rede de drenagem de 121.657 km de extensão, onde estão inseridos 505 municípios, possui papel fundamental no desenvolvimento econômico da região. O Rio São Francisco nasce em Minas Gerais, na Serra da Canastra e abrange sete Unidades da Federação: Bahia, Minas Gerais, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Goiás, e Distrito Federal chega a sua foz, no Oceano Atlântico, entre Alagoas e Sergipe, percorrendo 2.679 km de extensão (calha principal). A região engloba parte da Região do Semiárido, que corresponde, aproximadamente, a 58% do território da RH. (ANA, 2015). A área de drenagem da bacia é de 638.883 km². O rio São Francisco possui 36 tributários de porte significativo, dos quais apenas 19 são perenes. Os principais contribuintes são os da sua margem esquerda, destacando-se os rios Paracatu, Urucuia, Carinhanha, Corrente e Grande, que fornecem 70% de suas águas.

Resultados e Discussão

Entre as ações do PRH-SF 2016-2025, voltadas para o semiárido da bacia do rio São Francisco, tem-se:

- Em relação aos investimentos definidos no Plano de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco (PRH-SF 2016-2025), 10% foram destinados ao Eixo IV, que corresponde a 53,2 milhões de reais (SANTOS, 2021). A porção do semiárido corresponde a aproximadamente 54% da bacia do rio São Francisco (CBHSF, 2016).
- Em relação a sua distribuição nos trechos da bacia hidrográfica, tem-se a seguinte configuração, pois devido sua grande extensão, o rio São Francisco tem sua bacia dividida em 4 regiões fisiográficas: alto, médio, submédio e baixo, conforme tabela 1:

Tabela 1 - Distribuição do semiárido na bacia do rio São Francisco áreas das regiões fisiográficas da bacia do rio São Francisco

Região Fisiográfica	Área e percentual		Número de sub-bacias:	Estados integrantes da região fisiográfica
	Bacia	Semiárido		
Alto São Francisco	253.291,0 (39,8%)	60.522,6 (23,9%)	14	92,6% MG 5,6% BA 1,2% GO 0,5% DF
Médio São Francisco	247.518,8 (38,9%)	151.456,4 (61,3%)	6	100% BA
Submédio São Francisco	105.540,5 (16,6%)	105.296,9 (100%)	9	59,4% PE 39,5% BA 1,1% AL
Baixo São Francisco	29.866,5 (4,70%)	21.100,7 (83%)	5	43,9% AL 23,8% SE 22,8% SE 9,5% BA

Fonte: CBHSF (2016), adaptado por Santos (2021)

A bacia hidrográfica do rio São Francisco, em termos socioeconômicos, pode ser observada sob a ótica de três indicadores, segundo Castro e Pereira (2017):

- Mortalidade infantil - varia entre 25,66‰ (Minas Gerais) e 64,38‰ (Alagoas), em sua maior parte, com valores superiores à média nacional, que é de 33,55‰;
- Produto interno bruto (PIB) - apresenta variações entre R\$ 2.275,00 (Alagoas) até R\$ 5.239,00 (Minas Gerais), enquanto a média nacional é de R\$ 5.740,00;
- Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) - que combina aspectos de renda, saúde e educação - varia entre 0,823 no Alto São Francisco, onde está localizada a região metropolitana de Belo Horizonte, a 0,538 nas demais sub-bacias.

Dentre as cidades com população acima de 50.000 habitantes (IBGE, 2010), destacam-se: Belo Horizonte/ MG (2.375.151 hab.), Petrolina/PE (293.962 hab.), Juazeiro/PE (197.965 hab.), Barreiras/BA (137.427 hab.), Paracatu/MG (84.718 hab.), Serra Talhada/PE (79.232 hab.), Pirapora/MG (49.970 hab.) e Penedo/AL (52.385 hab.). Somente três Municípios da região semiárida têm população superior a 100.000 habitantes: Petrolina/PE, Arapiraca/AL e Juazeiro/BA.

De acordo com Aguiar et al. (2017), a partir do crescimento das atividades econômicas, como a agricultura e a pecuária, houve um aumento em termos de geração de riqueza e emprego, principalmente na região do Médio São Francisco que concentra 55% da produção da bacia seguida pelo Alto, com 29%. A agropecuária é a atividade econômica que mais utiliza água na bacia, seguido pela indústria extrativa concentrada, onde o ferro, proveniente do Alto São Francisco, é o minério mais extraído, e ouro, proveniente do Médio São Francisco, vem em segundo lugar (CBHSF, 2016).

Por sua vez, a demanda de água da bacia do rio São Francisco teve um aumento significativo de 87%, do ano de 2000 para 2016, como foi estimado no PRH-SF 2016-2025. Segundo Aguiar et al. (2017), este aumento pode ser explicado pela expansão dos perímetros irrigados que é o uso predominante em toda bacia, chegando à 90% da distribuição de vazão de retirada e consumida em relação aos outros setores de usuários (abastecimento urbano e rural, abastecimento industrial e criação animal).

De acordo com a Conjuntura de 2020 da ANA, o rio São Francisco foi considerado em 2019, como possuindo a maior retirada de água para irrigação entre todas as UGRHS, com vazão de 178,79 m³/s. A bacia do rio São Francisco possui atualmente vazão disponível Q95, de 821 m³/s, e vazão média de 2.878,3 m³/s.

Com vistas a amenizar os impactos das variações pluviométricas que ocorrem ao longo do ano, bem características da região semiárida do Nordeste, as quais implicam em maior variabilidade das vazões, o rio São Francisco possui ao longo da sua extensão, 9 reservatórios de hidrelétricas, sendo 7 deles localizados entre o trecho Médio e Submédio, que além de gerar energia, tem a função de “potencializar a disponibilidade hídrica superficial, armazenando água nos períodos úmidos e ofertando-a, sobretudo, nos períodos de estiagem” (ANA, 2020). As massas de água superficiais naturais e artificiais, ocupam 8.613 km² da área da bacia e os principais reservatórios possuem capacidade de armazenar 47.495 Hm³ em volume útil, sendo 60% em Sobradinho e 32% em Três Marias.

Importante ressaltar que o Eixo IV aborda atividades voltadas especificamente para a sustentabilidade da região semiárida, englobando três metas e três atividades:

- Meta IV.1: Triplicar, até 2025, o número de povoações com 20.000 habitantes ou menos, servidas com cisternas de água para consumo humano e para produção;
 - Atividades IV.1.a – coleta e manejo de água.
- Meta IV.2: Em 2025 estão implementados diversos projetos demonstrativos de aplicação de fontes de energia alternativas à madeira;
 - Atividades IV.2.a – nova matriz energética, menos dependente da madeira.
- Meta IV.3: Até 2025 implementar mecanismos de convivência com as mudanças climáticas no semiárido.
 - Atividades IV.3.a – planejar para as mudanças climáticas.

No quadro 1, é apresentado o detalhamento das ações para cada atividade definida no PRH-SF 2016-2025:

Quadro 1 - Atividades definidas no Plano de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco previstas no Eixo IV - Sustentabilidade hídrica do semiárido e resumo das ações

Atividades	Resumo das ações
Atividade IV.1.a – Coleta e manejo de água	1. Acompanhamento do processo e articulação com entidades gestoras dos sistemas de abastecimento e municípios, ajudando a definir prioridades e formas de atuação.
Atividade IV.2.a – Nova matriz energética, menos dependente da madeira	1. Realizar estudos relacionados à: a) melhoria da eficiência energética; b) uso de fontes de energia alternativas, renováveis e descentralizadas, que permitam reduzir a utilização de lenha e carvão. Estes estudos devem se focar essencialmente nestas três atividades: indústria, agricultura e pecuária. 2. Implementação de projetos demonstrativos de utilização de fontes de energia alternativas e/ou de aplicação de métodos inovadores de maior eficiência energética.
Atividade IV.3.a – Planejar para as mudanças climáticas	1. Projetos-piloto de recarga artificial no semiárido.

Fonte: CBHSF (2016)

Os projetos voltados para a região do semiárido, como apresentado no quadro 3, com ações distribuídas para serem realizadas em todos os trechos da bacia, do Alto até a região do Baixo São Francisco, segundo o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF, 2020), envolve desde a construção de cisternas, recarga de aquíferos, capacitação da população, manejo agroecológico e implantação de fontes de energia fotovoltaica.

Quadro 2 - Projetos e ações do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco voltados para a região semiárida do São Francisco previstos no Plano de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco

Região	Projeto	Ações
Alto São Francisco	Água para beber, vidas para cuidar	Implantação de cisternas para captação das águas das chuvas para consumo humano, mobilização social e capacitação nas comunidades rurais.
	Ações de revitalização dos recursos hídricos no município de Miravânia no semiárido mineiro	implantação de pequenas barragens de acumulação de água em riachos intermitentes.
Médio São Francisco	Macaúbas/BA	Implantação de cisternas para captação das águas das chuvas para consumo humano e capacitação das famílias beneficiadas.
	Barra do Mendes/BA	captação das águas das chuvas para produção de alimentos.
Submédio São Francisco	“Salvando as veias do São Francisco – a luta para recuperar rios e nascentes nas serras de Jaguarari-BA”	construção de barragens subterrâneas, barreiros e outras estruturas para recarga dos aquíferos.
	“Bênçãos do São Francisco – sustentabilidade socioambiental, hídrica, energética, alimentar e nutricional no Submédio São Francisco”	Implantação de sistemas de coleta e manejo da água de chuvas, de reuso de águas cinzas, fogões geagroecológicos, sistema de energia fotovoltaica, estruturação de barragens conceito base zero, promoção do plantio e manejo de reservas agroecológicas de mandacarus e palmas e realizar serviços de assessoria à extensão rural.
Baixo São Francisco	“Segurança hídrica e controle da desertificação através de energia fotovoltaica e Sistemas Agroflorestais”	implantação de sistemas de coleta e manejo da água de chuvas, de reuso de águas cinzas, fogões geagroecológicos, sistema de energia fotovoltaica, estruturação de barragens conceito base zero e sistemas de produção agroecológicos e socioambientais, plantio e manejo de reservas agroecológicas de mandacarus e palmas e serviços de assessoria à extensão rural.

Fonte: CBHSF (2020)

O Conselho Deliberativo da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (Condel/Sudene) alterou a delimitação das fronteiras do Semiárido brasileiro com base na Resolução 150/2021, agregando 215 municípios e excluindo outros 50, totalizando 1.427. Os critérios para a alteração, criados em 2005, consideram a média de precipitação pluviométrica anual abaixo de 800mm, alto índice de aridez, calculado pelo balanço hídrico relacionando precipitações e evapotranspiração potencial, risco de seca igual ou maior que 60% e continuidade territorial (SUDENE, 2021).

Conforme apresentado, o Eixo IV do PRH-SF 2016-2025, apresenta ações voltadas especificamente para a região do semiárido, ambiente que tem características hídricas e climáticas peculiares, com alto grau de vulnerabilidade, e que tem sua relevância ampliada por ser uma área representativa na bacia do rio São Francisco. É sabido que a elevada predominância de cursos d'água temporários, que é característico da região, dificulta sobremaneira, a gestão dos recursos hídricos na região e a implementação de políticas públicas associadas, limitando as alocações e suprimentos (MONTENEGRO; MONTENEGRO, 2012), o que torna as ações deste eixo bastante desafiadoras.

Dentre seus principais objetivos estão a recuperação da sua vegetação natural, que reflete na regulação do ciclo natural da água, ações de reuso, coleta e manejo de água e promoção de educação disseminando metodologias de convivência com este ambiente, além da adoção

de práticas de governança e de articulação institucional com vistas a implementação de medidas voltadas para o semiárido a nível estadual e federal (CBHSF, 2016).

Quadro 3 - Atividades do eixo IV alinhadas aos indicadores aplicáveis dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)

Eixo IV – Sustentabilidade Hídrica do Semiárido	Indicadores														
	1.5.4	1.5.2	1.5.1	3.9.2	6.6.1	6.4.2	6.4.1	7.1.2	7.1.1	11.b.2	11.5.2	11.5.1	13.1.3	13.1.1	15.3.1
Atividade IV.1.a – coleta e manejo de água	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	
Atividade IV.2.a – nova matriz energética, menos dependente da madeira								x	x						x
Atividade IV.3.a – planejar para as mudanças climáticas	x	x								x	x	x	x	x	

Fonte: Santos (2021)

O cruzamento das ações do eixo IV envolveu 6 ODS: 1, 2, 6, 7, 11 e 15, totalizando 15 indicadores.

A **atividade IV.1.a**, apresentou correlação com 12 indicadores, abrangendo os ODS 1, 6, 11 e 13. No caso dos indicadores 1.5.4, 1.5.2, 1.5.1, 11.b.2, 11.5.1, 13.1.3 e 13.1.1, esta atividade pode minimizar os impactos associados a desastres, o qual inclui também a escassez hídrica “por causa da expressiva quantidade de pessoas afetadas - diretamente, pela intermitência no abastecimento das residências e indiretamente, pelo aumento nos preços de insumos cuja produção ou fabricação depende da disponibilidade de água” (SORIANO *et al.*, 2016), enquanto que a relação com o indicador 6.4.2 é verificada em virtude da redução do stress hídrico.

A relação da atividade IV.1.a com os indicadores 1.4.1 e 3.9.2 acontece por permitir o acesso à água de forma segura. Montenegro e Montenegro (2012) descrevem como ações importantes que são desenvolvidas no semiárido, a construção de açudes, a perfuração de poços, a construção de cisternas rurais, a implantação de barragens subterrâneas, a dessalinização e aproveitamento de águas salobras, o reaproveitamento de águas servidas e o transporte de água a grandes distâncias através de adutoras e canais. Estas práticas consistem em ações que atendem tanto a atividade IV.1.a como a atividade IV.3.a e que vem sendo desenvolvidas por várias instituições. Além da ampliação da capacidade de reservação de água no semiárido, a adoção de práticas de irrigação eficientes favorece o fortalecimento da atividade agrícola, principalmente a de caráter familiar, permitindo seu desenvolvimento de forma sustentável.

Deste modo, as ações que visem o manejo adequado dos recursos hídricos, ampliam a capacidade de sustentabilidade da região semiárida e apresentam, segundo Coelho *et al.* (2015), grande potencial para colaborar com a economia do semiárido brasileiro (produto interno bruto – PIB), com o desenvolvimento socioeconômico do povo sertanejo, a minimização das desigualdades regionais e a manutenção do homem no campo a partir da geração de emprego e renda, com consequente redução do êxodo rural, da miséria e do inchaço das grandes cidades.

Segundo Empinotti (2011) existem ações específicas voltadas para o semiárido, como o Modelo de Coexistência com o Semiárido (MCS) adotado pela Articulação Semiárido Brasileiro (ASA), o qual é fundamentado no compromisso com as necessidades, potencialidades e interesses das populações locais, em especial os agricultores familiares. A ASA é uma rede formada por mais de 700 instituições, que atua na mobilização social envolvendo organizações não governamentais locais e na sua busca por um modelo de desenvolvimento para o semiárido que reflita sua visão de mundo e considere sua perspectiva de como os problemas da pobreza e desigualdade podem ser superados por meio de práticas que promovam a independência econômica (EMPINOTTI, 2011). O MCS funciona com base nas premissas de “conservação, uso sustentável e recomposição ambiental dos recursos naturais do semiárido” e “da quebra do monopólio de acesso à terra,

à água e a outros meios de produção” – (ASA, 2007 apud Empinotti, 2011). Tais práticas também corroboram com a promoção da segurança alimentar, a redução da pobreza e desenvolvimento agrícola, temáticas que estão inseridas no contexto do alcance dos ODS.

A **atividade IV.2.a** apresentou correlação com os indicadores 7.11, 7.12 e 15.3.1 (em construção). Os indicadores do ODS 7 estão associados a produção de energia limpa e acesso à energia elétrica, proposta nos projetos do semiárido aprovados pelo CBHSF. O indicador 15.3.1 tem relação com a proteção do solo, sendo a minimização do uso de madeira como matriz energética uma ação de prevenção à degradação do bioma, mantendo o solo preservado.

A **atividade IV.3.a** também acaba influenciado na minimização do impacto provocado por desastres, sendo desta forma associada aos indicadores 1.5.4, 1.5.2, 1.5.1, 11.b.2, 11.5.1, 13.1.3 e 13.1.1. Sobral (2011) considerou importante que as políticas públicas incorporem tecnologias sociais de convivência com o semiárido e projetos sociais que envolvam a população local para fortalecer a gestão de recursos hídricos.

Além destas ações, outro aspecto importante a ser enfatizado, diz respeito ao processo de desertificação que vem ocorrendo em várias regiões do semiárido. A desertificação é um limitador do desenvolvimento, pois contribui para o empobrecimento do solo e a ampliação da escassez de água, levando a extinção de habitats que dependem da água para prosperar. O Ministério do Meio Ambiente tem fomentado diversas iniciativas, como o Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação, buscando redução da pobreza e conservação além do manejo sustentável dos recursos naturais. (MONTENEGRO; MONTENEGRO, 2012). As ações do PRH-SF 2016-2025 relacionadas ao Eixo V se propõem a minimizar o processo de desertificação a partir das ações de recuperação de áreas degradadas e de proteção de áreas naturais.

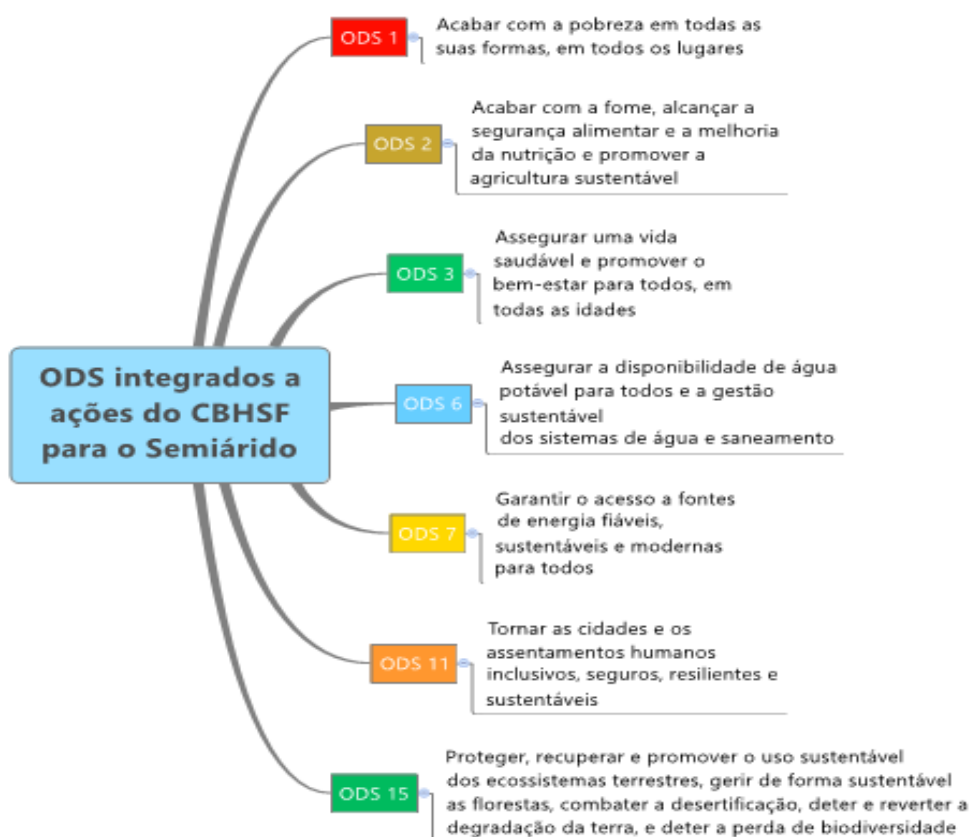
A partir do levantamento dos indicadores que apresentam relação com as ações voltadas para o semiárido, temos como destaque além do que foi apresentado, a relação com os ODS 1, 2, 6, 7, 11, 13 e 15. O levantamento dos indicadores tomou como base aqueles que foram já tiveram metodologia de cálculo desenvolvida, com exceção do indicador 15.3.1 que se encontra em construção.

O monitoramento hidrológico - Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - e das secas - Monitor de Secas -, ambos coordenados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA), consistem em ferramentas importantes que subsidiam a gestão de recursos hídricos, embasando a construção de projetos voltados para a região semiárida e o desenvolvimento de ações que permitam a melhor convivência com as secas.

A Política Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca, definida pela Lei nº 13.153/2015, visa o combate à desertificação e adoção de medidas de mitigação e adaptação aos efeitos das secas, que para seu enfrentamento visa a promoção da conservação dos recursos naturais, proteção do solo, desenvolvimento agrícola de forma sustentável, dentre outros. Estas ações também estão alinhadas com o propósito dos projetos elaborados pelo CBHSF.

A relação e descrição dos ODS relacionados com as ações do Eixo IV e projetos associados estão apresentadas a seguir na Figura 1:

Figura 1 - Relação e descrição dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) relacionados com as ações do Eixo IV e projetos associados previstos no Plano de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco



Fonte: A autora (2022)

Considerações Finais

A partir desta análise foi possível considerar os indicadores dos 17 ODS na avaliação do avanço sobre as questões de desenvolvimento sustentável na bacia do rio São Francisco, com olhar voltado para o Eixo IV que trata especificamente do semiárido. Entretanto, ressalta-se que ações de outros eixos também atendem ao semiárido, como por exemplo, aquelas voltadas a melhoria do saneamento e oferta de água, monitoramento quanti-qualitativo, ações de educação ambiental, proteção de nascentes, criação de corredores ecológicos e recuperação de áreas degradadas, pelo fato de mais da metade da bacia do rio São Francisco estar inserida neste contexto.

A partir da observação da relação entre as ações do PRH-SF 2016-2025 na região semiárida em conjunto com os ODS permite que seja traçado um cenário futuro envolvendo possíveis lacunas e a busca pelas condições de melhoria que ainda necessitam ser alcançadas.

Importante observar as necessidades locais, a partir do contato com as comunidades e a participação social, com vistas à construção de medidas de convivência com as secas, que é uma das principais características do semiárido, implementando e adequando novas tecnologias que tornem essa convivência mais harmônica e ao mesmo tempo tornar possível o desenvolvimento sustentável e a proteção do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual. Brasília. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras – Edição Especial. Brasília: ANA, 2015.

AGUIAR, V. GONÇALVES, M. L. A. RIBEIRO NETO, A. VALENÇA, M. J. SOBRAL, M. C. DUTRA, T. D. Comportamento do reservatório de sobradinho com a prática de defluências ambientais sazonais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 22. 2017. ABRH: Florianópolis. 2017. Anais..., ABRH: Florianópolis.. 2017.

BRASIL. Lei das Águas. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 09 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm.> Acesso em: 20 jan. 2022.

BRASIL. Lei das Águas. Lei nº 13.153, de 30 de julho de 2015. Institui a Política Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca e seus instrumentos; prevê a criação da Comissão Nacional de Combate à Desertificação. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2015/lei/l13153.> Acesso em: 16 ago. 2022.

CASTRO, C. N.; PEREIRA, C. N. Revitalização do Rio São Francisco. Boletim Regional, Urbano e Ambiental (IPEA), p. 69-76, 2017. Disponível em: <http://www.mi.gov.br/web/projeto-sao-francisco/licenciamento-ambiental>. Acesso em: 05 fev. 2021.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do São Francisco: Resumo executivo do plano de recursos hídricos. 2016. CBHSF, 2016 Disponível em: <<http://cbhsaofrancisco.org.br/planoderecursoshidricos/relatorios/>.> Acesso em: 05 out. 2021.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. Semiárido brasileiro passa por nova delimitação e tem mapa aumentado. CBHSF, 2022. Disponível em: <<https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/novidades/semiario-brasileiro-passa-por-nova-delimitacao-e-tem-mapa-aumentado/>>. Acesso em: 15 ago. 2022.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. Projetos de Sustentabilidade Hídrica do Semiárido beneficiarão diversas cidades, 2020. Disponível em: <<https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/novidades/projetos-de-sustentabilidade-hidrica-do-semiarido-beneficiarao-diversas-cidades/>>. Acesso em: 12 ago. 2022.

EMPINOTTI, V. L. E se eu não quiser participar? O caso da não participação nas eleições do comitê de bacia do rio São Francisco. Revista Ambiente e Sociedade. São Paulo, v. 14,n. 1, p. 195-211, junho 2011. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2011000100011&lng=en&nrm=iso. Acesso em 12 mar. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA . Censo Brasileiro de 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

MONTENEGRO, A. A. A. MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In: GHEYI, H. R. PAZ, V. P. S. MEDEIROS, S. S. GALVÃO, C. O. (org.). Recursos hídricos em regiões semiáridas: estudos e aplicações. Campina Grande, PB / Cruz das Almas, BA: INSA / UFRB. 2012. Cap. 1, p. 2-29. Disponível em: Disponível em: < <https://portal.insa.gov.br/acervo-livros>>. Acesso em: 05 mar. 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – dos ODM aos ODS. ONU/PNUD, 2015. Disponível em: <<http://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/post-2015.html>>. Acesso em: 07 jan. 2021.

SANTOS, S. S. dos. PLANOS DE RECURSOS HÍDRICOS: uma análise na perspectiva dos objetivos de desenvolvimento sustentável na bacia do Rio São Francisco. 126 p. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2021.

SORIANO, E. LONDE, L. R. DI GREGORIO, L. T. COUTINHO, M. P. SANTOS, L. B. L. Crise hídrica em São Paulo sob o ponto de vista dos desastres. *Ambiente e Sociedade*, São Paulo , v. 19, n. 1, p. 21-42, Mar. 2016 . Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2016000100003&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 05 mar. 2021.

SUDENE. SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Resolução Condel/Sudene N. 150, de 13 de dezembro de 2021, que aprova a Proposição n. 151/2021, que trata do Relatório Técnico que apresenta os resultados da revisão da delimitação do Semiárido 2021, inclusive os critérios técnicos e científicos, a relação de municípios habilitados, e da regra de transição para municípios excluídos. Recife:Sudene, 2021 Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/resolucao1502021.pdf>

USO DO REJEITO DE DESSALINIZADORES NA PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

Arminda Saconi Messias

Josimar Gurgel Fernandes

Ana Virgínia Marinho Silveira

Patrícia Ribeiro dos Santos

Galba Maria de Campos Takaki

Introdução

No Brasil, a escassez de água é bastante visível, sobretudo na região semiárida do Nordeste que corresponde a 58 % do território nacional. Devido as peculiaridades edafoclimáticas da região, caracterizadas por alta evapotranspiração e baixa pluviosidade, a água utilizada na irrigação e na produção de alimentos apresenta, em grande parte, alto teor de sais, tanto em águas superficiais e subterrâneas, nos açudes de pequeno e médio porte (superficiais) e poços (água subterrânea). Dentre os principais fatores naturais que contribuem para essa salinização encontram-se: meteorização das rochas, deposição de sais oceânicos, fator topográfico e flutuação das águas subterrâneas (TAHERI *et al.*, 2016).

Diante disso, produtores são obrigados a utilizarem águas com altas concentrações de sais; porém, devido ao manejo adequado de água e das práticas de cultivo, várias espécies conseguem ser produzidas e comercializadas quando irrigadas com águas salinas, garantindo, também, a produção de alimentos (MEDEIROS *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2014 citados por SILVA *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2016).

É importante entender que as plantas halófitas, tolerantes à salinidade, podem trazer bastante benefícios para sociedade, tais como: controlar a salinidade, melhorar as terras salinas e melhorar a subsistência; além disso, não existe qualquer competição pelo uso da terra ou água entre atitudes convencionais lucrativas e plantas tolerantes ao alto teor de sais. O uso de plantas halófitas contribui com benefícios significativos para a região, contanto que a espécie, além de ajudar na remoção dos sais do solo, apresente também algum valor comercial, com potencial de gerar renda às comunidades (AKINSHINA *et al.*, 2016; GUNNING, 2016).

Para minimizar este problema, instalaram-se, em várias comunidades do Nordeste, estações de tratamentos de água por osmose reversa a fim de se obter água potável para as famílias, por meio da dessalinização da água salobra de poços. Entretanto, o processo de dessalinização gera, além da água potável, um rejeito altamente salino e de elevado poder poluente (NEVES *et al.*, 2017).

O rejeito do dessalinizador pode representar uma séria ameaça ambiental devido a sua salinidade; por isso, sistemas foram desenvolvidos visando o uso de tanques de evaporação para a criação de peixes particularmente do gênero Tilápia, juntamente com a irrigação de plantas tolerantes ao sal (halófitas). Contudo, essa técnica pode transformar um problema ambiental (o descarte de rejeitos de dessalinização) em uma fonte de água para novas atividades econômicas (SANCHEZ; MATOS, 2018).

Neste sentido, em 2017, as instituições integrantes do Consórcio Universitas (UNICAP, UFRPE, UFPE, UPE, UNIVASF e IPA) desenvolveram pesquisas conjuntas através do auxílio APQ 0300.5.03/17, aprovado pela Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco – FACEPE, com o projeto “Pesquisa e Tecnologias Hídricas para o Desenvolvimento do Semiárido de Pernambuco”, com o intuito de desenvolver propostas que contribuíssem para o enfrentamento desta problemática, com o objetivo de promover o êxito das atividades agrícolas da região semiárida.

Assim, a interação entre a Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP) em parceria com a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e o Instituto Agrônomico de Pernambuco (IPA) permitiu o desenvolvimento de dez subprojetos dirigidos para a pesquisa “Biossorventes Alternativos para o Uso da Água de Dessalinizadores do Semiárido Pernambucano, Brasil, - onde parte dos resultados estão sendo apresentados neste capítulo.

1 Características gerais do semiárido pernambucano

A região semiárida do Nordeste brasileiro é marcada caracteristicamente pelas limitações pluviométricas e sua elevada evapotranspiração, má distribuição das chuvas espacial e temporal, temperaturas inconstantes e clima árido, ocasionando a escassez hidroclimatológica. É uma região que precisa de um planejamento ambiental contínuo, a fim de reduzir os impactos de degradação. A limitação hídrica prejudica diretamente a agricultura, cuja atividade é grande consumidora de água (BEZERRA *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2019).

O estado de Pernambuco é um dos nove estados inseridos na região Nordeste; seu clima é variável estando condicionado ao relevo e fatores fisiográficos. A maior parte do território pernambucano tem o clima semiárido. O Sertão possui características hidrológicas mais desfavorecidas em relação às demais regiões; sua baixa taxa pluviométrica varia de 400 a 800 milímetros, com um período mais chuvoso nos primeiros quatro meses do ano, havendo uma necessidade de captação dessa água através de grandes barragens para suprir o período de estiagem (NÓBREGA *et al.*, 2019; SILVA, *et al.*, 2018).

Os efeitos da seca no Nordeste brasileiro tem sido alvo de pesquisas à procura de mecanismos que tenham alternativas biotecnológicas como uma forma de mitigar o déficit hídrico, seja através do aproveitamento de águas pluviais, águas residuárias e a dessalinização (BEZERRA *et al.*, 2019; FARIAS; VIEIRA, 2019).

As águas superficiais potáveis estão cada vez mais escassas, inclusive na região do semiárido nordestino; portanto, devido a essa escassez, o consumo de águas subterrâneas é uma alternativa para a população nativa, como uma forma de suprir o abastecimento. No entanto, há restrições em seu uso, devido ao alto teor de sais dissolvidos na sua composição (GOMES FILHO *et al.*, 2019; NEVES *et al.*, 2017).

Nas áreas rurais do Agreste pernambucano é comum o uso de poços para a captação de água subterrânea, sendo muitas vezes, imprópria para o consumo humano, dessedentação animal e irrigação agrícola, em virtude da alta salinidade. A principal causa é o contato da água no subsolo com as rochas cristalinas, ao longo do tempo, salinizando os aquíferos (CAETANO; SILVA NETO, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Segundo Farias e Vieira (2019) a região do semiárido é considerada vulnerável no contexto ambiental, econômico e social, passiva de degradação do ambiente, muitas vezes pelo mau uso agrário associado a fatores de variabilidade de mudanças climáticas; conseqüentemente, o ecossistema sofre desequilíbrio alterando a vida da população local.

2 Dessalinizadores

A água é um bem indispensável à manutenção da vida; mas, em virtude do desenvolvimento econômico e o aumento populacional, os recursos hídricos estão cada vez mais escassos, sobretudo nas regiões do semiárido do Nordeste brasileiro. A população local vive sob o estresse hídrico, buscando alternativas tecnológicas que possam mitigar essa carência de água doce/potável, uma vez que as águas subterrâneas são salinas/salobras, inviáveis ao consumo humano, animal e para o uso agrícola (VILLES *et al.*, 2019).

Segundo Oliveira *et al.* (2019), em nível global, as regiões áridas e semiáridas são suscetíveis à salinização devido ao conjunto de características do solo como fatores climáticos, precipitação pluviométrica irregular, altas temperaturas e alto potencial de evapotranspiração. Em virtude desses fatores, os recursos hídricos disponíveis em barragens, planícies e poços subterrâneos tem sua qualidade de água comprometida devido ao alto teor de sais. Estima-se que no Brasil nove milhões de hectares da região semiárida do Nordeste sejam afetados pela salinidade, onde cerca de 11 % da terra irrigada é salinizada.

O solo salinizado na região semiárida de Pernambuco é um dos principais problemas enfrentados pelos produtores locais, pois são obrigados a usar água com elevadas concentrações de sais para irrigação e na produção de alimentos (SILVA *et al.*, 2019a).

Segundo Caetano e Silva Neto (2018) e Lisauskas e Caritá (2018), a osmose reversa é um processo natural que ocorre quando duas soluções, de concentrações diferentes, estão sendo separadas por uma membrana semipermeável, ou seja, permeável para solventes, e

impermeável para solutos, com porosidade suficiente para que passe somente água e nada mais. A pressão osmótica pressiona a água do meio diluído para o meio mais concentrado, a fim de se atingir um equilíbrio na concentração de ambos. A água pura e a solução agora mais concentrada são retiradas de forma contínua, de modo que a pressão osmótica e a concentração de sais se mantenham em nível aceitável para que o processo não seja interrompido. A água assim obtida é denominada de produto e a solução concentrada de rejeito.

O método tecnológico do uso de equipamentos de dessalinização, principalmente usado em grande escala, tem seu descarte de rejeito próximo a áreas de oceanos, enquanto de menor capacidade é disposto na superfície do solo e nos corpos hídricos, embora os riscos ambientais sejam imensos, pois os dessalinizadores produzem água potável, mas, também, águas residuais (rejeitos salinos) que são descartados inadequadamente no solo, provocando o elevado índice de sais e toxicidade na região superficial. O uso de dessalinizadores na região semiárida nordestina lançam entre 40 e 60 % de rejeitos salinos no ambiente (GOMES FILHO *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2019).

3 Solos afetados por sais

Na região Nordeste do Brasil, devido ao crescimento populacional, a demanda econômica para a produção alimentícia, tem resultado no avanço da área de solos degradados por sodicidade (acúmulo de íons sódio) e salinidade (concentração total de sais solúveis), precisamente nas regiões áridas e semiáridas, em decorrência de ação antrópica, fazendo uso de águas salinas na irrigação, drenagens deficientes, fertilizantes em alta escala aplicados na agricultura, onde uma das ações naturais é a intemperização das rochas em menor grau, eclodindo na formação de solos com elevadas concentrações de sais (RIBEIRO *et al.*, 2016 citados por SANTOS *et al.*, 2019; GALDINO *et al.*, 2018).

De acordo com Lima *et al.* (2019), a salinização do solo e da água é classificada como um dos estresses abióticos mais limitantes ao cultivo e ao desenvolvimento das culturas, especialmente na região semiárida nordestina brasileira, devido ao seu clima peculiar. Os sais em alto teor de concentrações no solo, são considerados agentes estressantes para o plantio, embora esse efeito dependerá do cultivar, tipo de sais, condições climáticas, tempo do estresse, manejo de irrigação.

A irrigação com águas salinas pode estimular alterações fotossintéticas das plantas, implicando na sua produtividade e crescimento, resultando na diminuição e/ou na inexistência da produção agrícola em determinadas áreas, ocasionando abandono dessas terras e provocando graves impactos negativos socioeconômicos para uma determinada parcela da população local (ALBUQUERQUE; FONSECA; SANTOS, 2018; SILVA, *et al.*, 2018).

Na região do semiárido é predominante a presença de elevados níveis de sais nos solos, o manejo da irrigação de forma inadequada, a evapotranspiração, baixa precipitação, descarte de rejeito de dessalinizadores, que são fatores que potencializam o acúmulo de sais na superfície do solo, prejudicando o desenvolvimento das culturas e sua produtividade, exceto de alguns vegetais que são tolerantes à salinidade, pois tem característica fisiológica que se adapta ao clima e ao solo salino (GOMES FILHO, *et al.*, 2019; SILVA, *et al.*, 2019).

Segundo Azevedo *et al.* (2018), o uso indevido de fertilizantes solúveis, a falta de percolação dos sais acumulados e irrigação com água salina, além de provocar a salinidade do solo, prejudica o cultivo das plantas, atrapalhando a interação entre água-solo-planta. A consequência da salinização no solo é a diminuição da fertilidade, limitando o desenvolvimento vegetativo das culturas.

Ainda sobre salinidade, Gomes Filho (2019) ressalta que as altas concentrações de íons na solução dos sais, proporciona a diminuição do potencial hídrico, deixando a água retida osmoticamente na solução salina, ficando cada vez menos disponível.

4 Resposta das plantas ao estresse salino

O solo salino predominante nas regiões áridas e semiáridas do Nordeste brasileiro, possui um elevado teor de sais, em grande potencial o cloreto de sódio (NaCl), onde seus efeitos acumulativos nas plantas, prejudicam seu crescimento, sendo estes um dos fatores de estresse salino para os vegetais; a água é retida osmoticamente, o que dificulta a absorção da água pelas raízes. O excesso de íons tóxicos acumulados, provocam distúrbios

nutricionais e metabólicos; isso, geralmente, ocorre quando o estresse salino é de longa duração. Esses efeitos causam a redução do crescimento nas cultivares, a partir da germinação, provocando a diminuição na produtividade, apesar de a resposta das plantas à salinidade do solo estar relacionada à sua fisiologia e ao seu metabolismo vegetal (GALDINO *et al.*, 2018; CAROLINO *et al.*, 2017; CARVALHO *et al.*, 2017).

Segundo Lima *et al.* (2019) e Carvalho *et al.* (2017), a salinidade da água e do solo, os fatores climáticos, temperaturas elevadas, seca, elevação do pH e da condutividade elétrica e a baixa permeabilidade são os principais estressores abióticos que limitam o desenvolvimento e crescimento das plantas. A germinação se inicia com a absorção da água por embebição, sendo fundamental que a semente alcance uma hidratação necessária, para que seu processo metabólico seja reativado para a formação das plântulas.

A salinidade pode inibir o desenvolvimento das culturas, comprometendo a aquisição de elementos essenciais, causando danos morfológicos. As plantas mobilizam os seus mecanismos de defesa, na tentativa de conter o estresse salino, realizando a adaptação osmótica, como uma maneira eficaz à manutenção celular através da diminuição da fenda estomática, ou seja, os estômatos (são meios importantes para a atividade fotossintética e transpiração dos vegetais sob estresse salino) pequenos são capazes de responder com mais rapidez à seca (CRUZ *et al.*, 2019; LEMES *et al.*, 2018).

A salinidade, além de provocar os estresses bióticos e abióticos, comprometendo o desempenho das culturas cultivadas, causa impactos negativos na estrutura química e na microbiota do solo, tornando-o inviável à produção da agricultura (SILVA *et al.*, 2018).

De acordo com Azevedo *et al.* (2018) e Galdino *et al.* (2018) existem algumas espécies que devido à sua tolerância ao sal, conseguem sobreviver em ambientes salinos com baixo potencial hídrico, como, por exemplo, as plantas halófitas, as quais tem aspectos bioquímicos e fisiológicos compatíveis à essas condições; elas absorvem o cloreto de sódio (NaCl), acumulando-o na parte aérea, estabelecendo desta forma, um equilíbrio osmótico. Essas cultivares colaboram para mitigar problemas na agricultura, ajudando na economia dos agricultores locais.

5 Plantas halófitas

O cultivo de plantas halófitas (halos = sal; phyta = planta) estão ganhando espaço, devido às dificuldades relacionadas com a obtenção de culturas tolerantes ao sal. O uso de plantas halófitas tem o potencial de recuperar o solo salino, por atividades agropecuárias, ocupando lugares que estão inexplorados. São plantas terrestres, mas adaptáveis a viverem em áreas salinas, como por exemplo: mar, manguezais, regiões áridas e semiáridas, onde possuem alto teor de sais (ORREGO *et al.*, 2018).

Halófitas são plantas promissoras, usadas para diferentes tipos de aplicações devido à composição química e características fisiológicas especiais que possibilitam o crescimento em ambientes salinos. Essas plantas também tem a capacidade para acumular metais pesados, tornando-as propícias para fitoextração e fitoestabilização (COSTA; BONILLA, 2016).

As halófitas são classificadas em três grupos: **Halófitas obrigatórias** que necessitam de sais como diversas espécies dos gêneros *Salicornia*, *Sarcocornia*, *Arthrocnemum*, *Limonium*, *Suaeda*, *Limoniastrum*, *Atriplex*, *Frankenia*, *Spartina*, *Puccinellia*; **Halófitas preferenciais** que preferem sais como o exemplo da *Scirpus maritimus var. compactus*, *Juncus maritimus*, *Salsola vermiculata*, *Hordeum marinum*; **Halófitas de subsistência** que toleram sais como *Phragmites australis*, *Juncus acutus*, *Cotula coronopifolia*, *Beta vulgare* subsp. *Maritima*, entre outras (MELO *et al.*, 2019; COSTA; HERRERA, 2016).

As halófitas absorvem nas suas folhas (parte aérea) o cloreto de sódio em altas taxas; possui habilidade de remover sais do solo, estabelecendo um equilíbrio osmótico, conseguindo assim, sobreviver, crescer e se desenvolver nessas condições. São vegetais capazes de serem cultivados em solos com alto teor de salinidade e irrigação com água salobra. Suas características permitem gerar biomassa com um relevante teor nutritivo para a alimentação humana e animal, rica em elementos minerais, vitaminas e alto teor proteico (FIGUEIRA *et al.*, 2019).

Segundo Costa e Bonilla (2016) existem 16 espécies de halófitas pertencentes a sete famílias. Entre as espécies mais abundantes, eles destacaram: *Sesuvium portulacastrum*, *Blutaparon vermiculare* e *Portulaca pilosa*, como dicotiledôneas suculentas que também

ocorrem em planos hipersalinos de Manguezais; as exóticas *Brachiaria mutica*, *Cynodon dactylon* (ambas Poaceae) e *Atriplex nummularia* (Amaranthaceae) muito bem-adaptadas ao ambiente da Caatinga; e cinco espécies da família Malvaceae (*Herissantia crispa*, *Herissantia tiubae*, *Sida galheirensis*, *Sida cordifolia* e *Melochia tomentosa*).

Alguns tipos de halófitas são usadas na gastronomia, na alimentação animal, como ervas medicinais; portanto é fundamental que se defina as condições ideais de cultivo e como os fatores abióticos e bióticos influenciam a produtividade e a qualidade nutricional desses vegetais. O cultivo dessas plantas, contribui para a recuperação de solos degradados, produção de biomassa, bem como a dessalinização de água salina, contribuindo com o ambiente (PARRA; MOLANO; MARTINEZ, 2019; COSTA; BONILLA, 2016).

No Brasil, a halófita forrageira mais pesquisada e utilizada na alimentação de ruminantes é a *Atriplex nummularia* L., se apresentando como uma planta forrageira arbustiva exótica. A espécie *Copernicia prunifera* é caracterizada como planta halófita em virtude de se desenvolver em áreas com solos salinizados no semiárido brasileiro, servindo de revegetação em área degradada. Suas folhas fornecem um pó, principal matéria-prima da cera de carnaúba; suas folhas servem de alimentação animal; crescem ao longo de rios, vales e lagoas do nordeste brasileiro. A planta *Gossypium hirsutum* L. conhecido como algodão é nativo da América Central e sendo tolerante às condições salinas, se desenvolve na Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (MELO; GOMES; MESSIAS, 2019; CARVALHO *et al.*, 2015).

Segundo Alves *et al.* (2019), o Brasil possui uma rica flora de halófitas com um potencial biotecnológico e econômico intenso para a produção de alimentos e substâncias bioativas, como também para a fitorremediação, recuperando os solos salinos e sódicos, minimizando o excesso de sais.

6 Aspectos gerais da *Atriplex*

A espécie *Atriplex nummularia*, conhecida popularmente como erva sal pertence à família Chenopodiaceae, sendo uma das mais de 400 espécies do seu gênero distribuída em diversas regiões árida e semiárida de diversos continentes. Originária da Austrália tem se adaptado muito bem nas regiões semiáridas da América do Sul, em particular da Argentina, Chile e no Nordeste do Brasil (RODRIGUES *et al.*, 2017).

Conforme Melo *et al.* (2016), as plantas da família Chenopodiaceae são adaptadas ao estresse hídrico e salino e podem servir como alternativa para produção de biomassa palatável em regiões áridas, onde as condições não são favoráveis para a maioria das culturas.

As espécies do gênero *Atriplex* são consideradas xero-halófitas devido a capacidade de crescer em solos secos e salinos e são caracterizadas por apresentarem folhagem sempre verde mesmo em períodos de seca. Além disso, as espécies desse gênero são consideradas halófitas autênticas, uma vez que possuem tolerância à seca e à salinidade, completando seu ciclo de vida ainda que sob esses fatores de estresses (JÚNIOR OLIVEIRA *et al.*, 2016).

As espécies do referido gênero possuem hábito arbustivo exótico, com folhas de 2 a 7 cm de comprimento e 1 a 4 cm de largura, alternas, de forma arredondada, verdes acinzentadas, pecioladas e ovais. Apresenta tolerância a temperaturas entre -8 e 35 °C; no entanto, temperaturas inverniais próximas ao limite podem causar a sua morte. Da mesma forma, tolera valores de precipitação anual entre 49 e 590 mm e não têm inconvenientes ao se desenvolver em qualquer textura do solo, atingem alturas superiores a dois metros e possuem inflorescência nos terminais dos ramos e folhas (PEQUENO; SILVA; BRASILEIRO, 2014).

A classificação taxonômica da *Atriplex*, segundo Pequeno, Silva e Brasileiro (2014), se enquadra na seguinte ordem: *Eukaryota*; Divisão: Magnoliophyta; Classe: *Magnoliopsida*, Ordem: *Caryophyllales*; Família: *Chenopodiaceae*; Gênero: *Atriplex* e Espécie: *Atriplex nummularia* Lind.

Zucca *et al.* (2016), defende que a *Atriplex nummularia* é uma planta que detém mecanismos de tolerância à seca e à salinidade, que, por sua vez, devido a essa característica, vem sendo utilizada na recuperação de ambientes degradados por sais em regiões áridas e semiáridas.

O processo de tolerância da *Atriplex nummularia* envolve a absorção de sais, principalmente de sódio (Na^+) e cloreto (Cl^-), que ocorre mediante a capacidade de acumular sais dentro de suas células pelo processo de bioacumulação em compartimentos especializados, tais como: tricomas e microvesículas na epiderme foliar. Em meio disso, para que a célula não perca a turgência esta espécie elimina o soluto por meio de vesículas excretoras especializadas localizadas na superfície foliar e no caule (SILVA *et al.*, 2016). Sendo assim, a *Atriplex nummularia* é definida como Acrinohalofyte devido ao revestimento epidérmico especializado através dos quais os sais são ativamente excretados, evitando o acúmulo progressivo (KANDIL; ATTIA; FAHMY, 2017).

Como importante ferramenta sustentável no processo de recuperação de ambientes degradados por sais a *Atriplex nummularia* promove, por meio da fitorremediação, a técnica de fitoextração que consiste em extrair os compostos metálicos biodisponíveis, presentes nos solos, para serem armazenados nas partes aéreas da planta (BADACHE, 2016).

Em campo, a espécie pode ser cultivada em regiões áridas e semiáridas com precipitação média de 200 a 400 mm por ano. O baixo índice pluviométrico é superado devido a capacidade de infiltração de suas raízes que explora o solo na busca de águas subterrâneas podendo atingir até 10 metros de profundidade. Em relação à produção de matéria seca, a *Atriplex nummularia* pode atingir produções de cerca de 15 a 20 t $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ com seu ciclo de vida podendo chegar a mais de 20 anos (COSTA; SPRINGER, 2016; MELO *et al.*, 2016).

Existem diversos estudos sobre a utilização da *Atriplex nummularia* como importante fonte de recurso na dieta de ovelhas, cabras e gados. A utilização dessa espécie na alimentação é devido ao alto teor mineral em sua composição (17,0 a 30,0 % de matéria seca - MS), proteína bruta (CP, variando 10,3 a 25,2 %) e baixo nível de metabólitos (como taninos e saponinas), segundo Hintsá *et al.* (2018), Moreno *et al.* (2017) e Askar *et al.* (2016).

No entanto, apesar dos elevados valores, as ramificações do vegetal tornam-se mais lignificadas ao longo do tempo. Com isso, as taxas de crescimento diminuem com a idade, reduzindo seu potencial de uso como forragem. Contudo, as espécies de *Atriplex* ressurgem vigorosamente e ao serem podadas aceleram a extração de sal, como também permite o crescimento de novos ramos e folhagens que são de melhor qualidade para forragem devido à sua menor lignificação (SOUZA *et al.*, 2016).

A *Atriplex nummularia* contribui ecologicamente em função de sua capacidade em sequestrar carbono armazenado na biomassa acima e abaixo do solo em grandes áreas de terra salina (WALDEN *et al.*, 2017).

Tendo em vista os aspectos mencionados, a *Atriplex nummularia* se destaca dentre as halófitas, uma vez que possui mecanismos especializados de acumulação e eliminação de sais, e em razão de seu comportamento de sobrevivência em ambientes que apresentam elevada salinidade (CARVALHO *et al.*, 2015).

7 Aspectos gerais da salicornia

Foi introduzido no mercado europeu um vegetal sem folhas, semelhante ao aspargo verde, chamado de Salicornia. Os seus caules carnudos são altamente procurados para cozinhas *gourmet*, não só pelo seu sabor salgado, mas também pelo seu valor nutricional em termos de minerais e vitaminas antioxidantes, β -caroteno; ao mesmo tempo, tem sido utilizada para fins industriais, terapêuticos e alimentares. É uma planta que mede de 40 a 50 cm, possui caules suculentos e suas ramificações são compostas por pequenos nódulos. Concentra água na sua estrutura, sendo uma erva diurética. É caracterizada pela elevada concentração de sal na sua morfologia, conhecida popularmente como "sal verde" (SILVA *et al.*, 2019b; KURMANBAYEVA *et al.*, 2017).

Segundo estudos, a Salicornia é uma halófito pertencente à família *Amaranthaceae*, que na idade adulta é altamente tolerante à salinidade. O gênero Salicornia, é constituído pelas espécies *S. pacifica*; *S. subterminalis*; *S. virginica*; *S. borealis*; *S. ramosissima*, *S. maritima*; *S. rubra*, *S. bigelovii* e *S. neei*. Seu gênero apresenta caules esponjosos com escalas; as folhas, flores e frutos são discretos. Já o gênero *Sarcocornia* é apresentado como plantas perenes, ramificadas, com ramos prostrado-ascendente, cuja altura varia de acordo com a espécie, mas, geralmente, não é maior que 70 cm (BURBOA *et al.*, 2017; PATEL, 2016).

Geralmente, a Salicornia está presente nas áreas de pântanos mais salinos, adaptada para o elevado teor de sal, devido a sua formação de células de armazenamento de água, criando

uma típica aparência suculenta, e pelo acúmulo de solutos que mantêm baixo teor de água potencial dentro do tecido, permitindo uma absorção de água suficiente; mesmo em ambientes hipersalinos é uma planta altamente tolerante ao sal, podendo ser cultivada com a água de irrigação que possui salinidade tão elevada quanto a água do mar (FIGUEIRA *et al.*, 2019; WITTE *et al.*, 2018).

Segundo Patel (2016), a *Salicornia europaea* é encontrada nas bordas das zonas úmidas, pântanos e margens do mar. A sua distribuição geográfica abrange a Grã-Bretanha, França e Irlanda. Suporta tolerância em relação à salinidade. É utilizada para fins comestíveis e não comestíveis.

A *Salicornia herbácea*, encontrada na Coreia, contém elevados níveis de betaína, responsável por diminuir o nível de homocisteína no sangue, evitando doenças cardiovasculares; possui um potencial antioxidante e é usada para fins farmacêuticos também. A sua parte aérea é usada em saladas e processadas em pickles (ROMERO *et al.*, 2019; IPA, 2018; PATEL, 2016).

A *Salicornia bigelovii* é uma outra espécie de halófito da família *Chenopodiaceae*. Tem uma importância agroindustrial, podendo ser utilizada como alimento humano, cosméticos, onde suas sementes oleaginosas (óleo e farinha) servem de alimentos para animais; no entanto, não há informações suficientes sobre a qualidade e conteúdo do óleo desta espécie. Foram identificadas composições qualitativas e quantitativas de ácidos graxos nas sementes de *Salicornia bigelovii* cultivada na Arábia Saudita; além de ser antioxidante, também é recomendada para consumo animal ou produção de biodiesel. Houve um estudo no Arizona, EUA, e concluíram que ovinos e caprinos alimentados com dietas contendo *S. bigelovii* ganhou tanto peso, como aqueles alimentados com uma dieta contendo feno e, a qualidade de sua carne não foi afetada pela ingestão de uma dieta rica em *S. bigelovii* (BURBOA *et al.*, 2017; AL-RASHED *et al.*, 2016; GUNNING, 2016).

De acordo com Bresdin *et al.* (2016), o cultivo controlado de várias espécies adquiridas em vários habitats mostrou resultados diferentes. *S. bigelovii* foi cultivado em casa de vegetação, o que refletiu que o rendimento da colheita pode variar dependendo das plantas provenientes de diferentes habitats. O ambiente da estufa reduziu a biomassa e a produção de frutos, apesar do cultivo ter sido bem-sucedido.

Evidentemente, essas plantas, por habitarem em locais onde existe alta concentração de sal, criaram formas de adaptação a estas condições extremas, como por exemplo, o desenvolvimento da suculência nas folhas, que resulta no aumento da relação volume/área externa. Na existência de grande concentração de cloreto de sódio no meio externo há absorção de potássio e sódio, como também inibição do crescimento e produtividade, como resposta ao estresse salino (DONCATO; COSTA, 2018).

Segundo os estudos realizados na Província de Guaya, no Equador, por Rondón *et al.* (2018) e Patel (2016), revelaram que a espécie *Salicornia fruticosa* contém presença de alcaloides, flavonoides, taninos, antraquinonas, quinonas, menor proporção de triterpenos e saponinas e extrato de etanol; alto teor de sal, por suas características de planta halófito, possui atividade antibacteriana e propriedades anti-hipertensivas, conhecida, na medicina popular, como analgésico para dor de dente, reumatismo crônico, obesidade, diabetes, câncer, estresse oxidativo, inflamação, asma, hepatite e gastroenterite.

De acordo com Costa *et al.* (2018), a composição genética das halófitas pode determinar a sua tolerância fisiológica de alta salinidade e a sua produção de bioativos, sobretudo relacionados com os sistemas antioxidantes.

Constata-se que a *Salicornia* é um tipo de planta que tem uma utilização muito diversificada, desde a recuperação de áreas degradadas, produção de biomassa, à alimentação animal e humana (SILVA *et al.*, 2019a).

7.1 Características da *Salicornia neei*

A *Salicornia neei* Lag é uma halófito nativa do Brasil e era anteriormente chamada de *Salicornia gaudichaudiana* Moq., *Sarcocornia ambigua* (Michx.) M.A. Alonso & M.B. Crespo e *Salicornia ramosissima*. É uma halófito da região costeira que cresce em solos com salinidade intersticial elevada (16 a 55 dS/m) apresentando grande potencial biotecnológico como uma cultivar que pode ser irrigada com água salgada, consumida como vegetal fresco no setor gourmet ou industrializada (pickles, cervejas e biosal), bem como usada para ração animal. Os caules de *Salicornia neei* apresentam elevado teor mineral e propriedades bioativas.

Dentre as inúmeras formas de processamento para comercialização deste vegetal, os caules frescos como vegetal marinho e salada, ou mesmo em conserva, são uma alternativa fortemente valorizada no mercado europeu, onde já vem sendo consumida por humanos há séculos, devido aos seus benefícios, tais como proteção contra estresse oxidativo, aumento da imunidade (ALVES; LUCENA; BONILLA, 2019; COSTA; KADEREIT; FREITAS, 2019; COSTA *et al.*, 2018; DE SOUZA *et al.*, 2018; DONCATO; COSTA, 2018; SCHARDONG; BONILLA; SANTANELLA, 2018).

De acordo com Tropicos (2020), esta halófito pertence à classe *Equisetopsida*, subclasse *Magnoliidae*, à ordem *Caryophyllales*, à família *Amaranthaceae*, ao gênero *Salicornia* e à espécie *Salicornia neei*.

As suas folhas apresentam vértice arredondado a subagudo. Possui estruturas florais reduzidas, com inflorescências (150 x 4 mm) dispostas em um ponto terminal no ápice das brácteas. Suas sementes possuem diâmetro de 1,4 x 0,9 mm e são cobertas em seus bordos por tricomas (50 a 95 µm). O sistema radicular produz poucas ramificações e tende a ser superficial, muitas vezes penetrando menos de 10 a 20 cm no solo (ALVES; LUCENA; BONILLA, 2019; LOPES; CAVALEIRO; RAMOS, 2017).

A *Salicornia neei* se apresenta na forma de haste (caule) suculenta com altura máxima de 40 a 50 cm, ereta ou inclinada, possui ramificações compostas por pequenos nódulos, de forma cilíndrica e segmentada, correspondendo aos pares de folhas fusionadas sobre a haste. Apresentam-se hastes de cores verde e avermelhada, esta última devido à presença de betacianina; no entanto, suas hastes têm vida útil curta, exigindo uma técnica de armazenamento apropriada para garantir sua qualidade (AMEIXA *et al.*, 2016).

Os caules e as sementes dessa espécie apresentam elevada qualidade nutricional, com altos teores de minerais, como K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} , de ácido palmítico e ácidos graxos poli-insaturados, principalmente o ácido linoleico, ω -6, e o ácido oleico, ω -9, além de compostos fenólicos com propriedades antioxidantes e anti-inflamatórias (COSTA *et al.*, 2018; DE SOUZA *et al.*, 2018; BERTIN *et al.*, 2016; TIMM *et al.*, 2015; BERTIN *et al.*, 2014).

A *Salicornia neei*, por apresentar ciclo de vida perene pode sobreviver por vários anos, podendo ser propagada por sementes ou através de crescimento vegetativo, devido à sua capacidade caulinar de rebrotamento após a poda. Apresenta floração entre novembro e março. A produção de biomassa e subprodutos da *S. neei* permite a utilização de áreas antes não exploradas, contribuindo para a preservação de mananciais de água doce (ALVES; LUCENA; BONILLA, 2019; SILVA *et al.*, 2019a).

Visto que a *Salicornia neei* cresce no limite superior da maré, passa longos períodos do seu desenvolvimento fora de água, sofrendo com elevada exposição aos raios ultravioleta (UV). Um estudo revela que esta espécie exibe uma resposta fotoprotetora aos raios UV, relacionada com o teor de compostos fenólicos e atividade antioxidante da mesma. O crescimento da *Salicornia neei* é influenciado pela salinidade do meio. Esta halófito apresenta um crescimento ótimo às salinidades baixas ou moderadas, em vez de salinidades elevadas, pelo que é considerada uma halófito não obrigatória (SILVA *et al.*, 2019a).

A *Salicornia neei* é um exemplo de halófito utilizada para fitorremediação de rejeitos/efluentes salinos, produção de biomassa vegetal para diferentes finalidades e restauração de ambientes costeiros. A espécie *Salicornia neei* tem despertado grande interesse nos últimos anos, por ser um vegetal comestível e tem um notório poder comercial, disponível no mercado brasileiro nas versões em pó e/ou em conserva (FIGUEIREDO *et al.*, 2020; ALVES; LUCENA; BONILLA, 2019; ROMERO *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019a).

A *Salicornia neei* como halófito litorânea é uma das espécies considerada uma cultura alternativa multifuncional para a maioria das regiões áridas e semiáridas do mundo, inclusive vem sendo cultivada no semiárido nordestino brasileiro, devido a sua fisiologia (da floração à frutificação) adaptável à vários fatores ambientais, como: salinidade do solo e água, baixo índice pluviométrico e seca. Na Caatinga, o brotamento de ramos vegetativos é constante em todos os indivíduos masculino e feminino. É uma erva comestível e de notório poder comercial (ALVES *et al.*, 2019; ROMERO *et al.*, 2019).

8 Aplicação do rejeito em cultivo agrícola

Um experimento foi conduzido por Silva *et al.* (2019a), sob condições de casa de vegetação, na sede do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), Recife, Pernambuco, Brasil, num solo

salino autoclavado e não autoclavado, visando estudar os efeitos do uso do rejeito de dessalinizador no cultivo de *Salicornia ramosissima*. O estudo analisou a composição da absorção química-bromatológica sob diferentes níveis de salinidade: água (testemunha absoluta), rejeito de dessalinizador (testemunha), rejeito mais uma dose (7,00 g) de NaCl, rejeito mais duas doses de NaCl e rejeito mais três doses de NaCl. Uma dose correspondente a 1,0 mL de solução completa de nutrientes (HOAGLAND; ARNON, 1954) foi adicionado ao solo a cada dez semanas. A aplicação do rejeito do dessalinizador foi feita diariamente. Foi notado com este estudo que a composição bromatológica de *Salicornia ramosissima* não foi afetada pelo aumento da salinidade da água de irrigação. A dose intermediária (rejeito + 14 g de NaCl) mostrou uma melhor absorção dos nutrientes pela *Salicornia*, principalmente de magnésio. A espécie utilizada mostrou-se muito promissora como uma fitoextratora.

A influência do espaçamento na produção de biomassa e minerais absorvidos pela *Salicornia neei*, irrigada com rejeito de dessalinizador, foi estudada por Figueiredo *et al.* (2020). O experimento foi realizado na sede do IPA, sob o desenho experimental em blocos casualizados, com tratamentos compostos por seis espaçamentos entre plantas e linhas: 5x5, 10x10, 15x15, 20x20, 30x30 e 40x40 cm, com três repetições e 30 plantas de *Salicornia neei* por repetição. Após seis meses, a parte aérea das plantas foi coletada e analisada bromatologicamente. Observou-se estatisticamente que o espaçamento de 15x15 cm entre as plantas favoreceu a maioria das determinações bromatológicas: peso da matéria seca (9.353,0 kg/ha), nitrogênio total (3,09 %), proteína total (19,31 %), fibra em detergente ácido (30,50 %), fibra em detergente neutro (38,15 %), fibra total (26,71 %) e extrato etéreo (1,91 %). Quanto à fitoextração por *Salicornia neei*, o espaçamento mais eficiente foi: 20x20 cm para sódio (15,50 %), 30x30 cm para potássio (3,00 %) e 40x40 cm para cálcio (4,18 %) e magnésio (3,90 %), mostrando o potencial de uso da *Salicornia neei* em solos afetados pelos sais.

Dados os efeitos benéficos dos fungos micorrízicos arbusculares nas mais variadas espécies e condições vegetais, estimulando o crescimento das plantas, como consequência dos seus efeitos na nutrição destas, o estudo de Silva *et al.* (2019b) propôs a utilização do fungo micorrízico *Claroideoglossum etunicatum* para minimizar os efeitos negativos do uso de rejeito de dessalinizador no cultivo de *Salicornia ramosissima*, submetida a diferentes níveis de salinidade: água, rejeito de dessalinizador, rejeito mais uma dose (7,00 g) de NaCl, rejeito mais duas doses de NaCl e rejeito mais três doses de NaCl. O experimento foi realizado em condições de casa de vegetação do IPA, sob esquema estatístico inteiramente casualizado, com solo autoclavado e não autoclavado, com três repetições. Uma dose correspondente a 1,0 mL da solução completa para nutrientes de Hoagland e Arnon (1954) foi adicionada a cada solo e irrigado diariamente. Na condução do experimento, foram utilizados vasos de polietileno com 8 kg de solo salino. Os resultados mostraram que o rejeito com as doses intermediárias (Rejeito + 7,00 g de NaCl e Rejeito + 14,00 g de NaCl) foram mais significativos para o crescimento (17,16 cm e 17,37 cm, respectivamente) da *Salicornia ramosissima*. Contudo, a alta salinidade (rejeito + 21,00 g de NaCl, CE = 14.746 µS/cm reduziu o crescimento da *Salicornia ramosissima* e aumentou a colonização micorrizas (44 %). O crescimento da *Salicornia ramosissima* (30,45 cm) foi favorecido no solo salino não autoclavado, situação na qual a colonização de micorrizas mostrou resultados mais significativos.

Na busca por alternativas eficientes e de baixo custo que pudesse trazer benefícios ao agricultor que se adequa à peculiaridade do ambiente semiárido, Barreto *et al.* (2020a) avaliaram o efeito do consórcio entre *Salicornia neei* e *Nopalea cochenillifera* (palma miúda) em condições de casa de vegetação na sede do IPA, com três texturas de solo (arenosa, média e argilosa) em blocos casualizados, utilizando *Salicornia neei* e palma-miúda consorciadas e individualizadas, irrigadas com água (testemunha) e com rejeito de dessalinizador, em três replicações. Após 180 dias, observou-se que o consórcio de *Salicornia neei* e palma miúda (*Nopalea cochenillifera*) apresentou uma melhor produção de matéria verde e seca quando irrigada com rejeito de dessalinizador e cultivada no solo com textura arenosa.

O segundo experimento de Barreto *et al.* (2020b) consistiu em avaliar o efeito individual e em consórcio entre a *Salicornia neei* e o *Pennisetum glaucum* (milheto IPA Bulk 1 BF), com os mesmos tratamentos anteriores. Após 180 dias, observou-se que *Salicornia neei* mostrou uma melhor produção de matéria verde (123,64 kg) e seca (24,73 kg) quando irrigada com rejeito de dessalinizador e cultivada em solo com textura média. O consórcio de *Salicornia neei* e *Pennisetum glaucum*, no solo com textura argilosa, apresentou melhores resultados para fibra total (27,87 %), proteína total (13,69 %) e nitrogênio total (2,19 %), quando

irrigado com água; e maior absorção de sódio (5,79 %), quando irrigado com rejeito de dessalinizador.

O terceiro experimento de Barreto *et al.* (2020c) consistiu em avaliar o efeito individual e em consórcio entre a *Salicornia neei* e o *Sorghum sudanense* (sorgo Sudan 4202), com os mesmos tratamentos anteriores. Pelos resultados obtidos após 180 dias de cultivo, pode-se concluir que o *Sorghum* apresentou uma melhor produção de matéria verde e seca, quando irrigado com rejeito de dessalinizador e cultivado no solo com textura argilosa. A *Salicornia neei* em consórcio com o *Sorghum* apresentou melhor absorção de sódio (5,91 %), cálcio (1,77 %), magnésio (3,29 %), potássio (2,53 %) e fibra total (18,71 %) no solo com textura argilosa e irrigada com rejeito. Portanto, a consorciação *Salicornia neei* e *Sorghum sudanense* podem ser favorecidas pelos nutrientes fornecidos pela halófitas.

Outra espécie tolerante à salinidade, com importância econômica e ambiental, é a *Atriplex nummularia* que Melo *et al.* (2019) analisaram a colonização de fungos micorrízicos *Claroideoglossum etunicatum* sob irrigação com rejeito de dessalinizador. Foi observado pelos autores que a associação com micorriza foi benéfica em todos os tratamentos onde o melhor, envolvendo a porcentagem de colonização micorrízica, consistia de T3 (rejeito mais 14,00 g NaCl, CE = 13,13 mS/cm) em solo autoclavado. Para a altura da *Atriplex nummularia*, observou-se que o tratamento T2 (rejeito mais 7,00 g NaCl, CE = 12,4 mS/cm), na presença de fungo, no solo não autoclavado, apresentou melhor resultado. Quando correlacionada positivamente a altura com o percentual de colonização, os tratamentos mais significativos foram T4 (rejeito mais 21,00 g NaCl, CE = 14,16 mS/cm) na presença de *Claroideoglossum etunicatum* em solo não autoclavado e testemunha absoluta (água, CE = 2,86 mS/cm) na presença de fungos em solo autoclavado. Em solo não autoclavado, a presença de microrganismos pode ter promovido uma combinação de associações benéficas que favoreceram o crescimento da *Atriplex*; em solo autoclavado, há a possibilidade de ter sofrido com o estresse abiótico. Assim, observou-se que a salinidade não teve efeito negativo sobre a associação, bem como sobre o crescimento do vegetal.

9 Aplicação do rejeito na produção agropecuária

A disponibilidade de água em quantidade e qualidade é de fundamental importância na produção animal. É utilizada tanto na dessedentação dos animais como em outros procedimentos da criação; entretanto, estando com a qualidade comprometida pode interferir no perfil zootécnico, acarretando graves prejuízos econômicos e sanitários ao rebanho.

No Brasil, há várias normativas de parâmetros de qualidade de água; dentre elas, a resolução normativa número 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005), que estabelece a classificação das águas, segundo a sua utilização, definindo parâmetros de qualidade a serem atendidos para cada classe.

Pernambuco é um Estado que sistematicamente convive com cenários de escassez quantitativa e qualitativa de água que afeta de forma negativa a saúde e a qualidade de vida, assim como a produção e as atividades rurais, com redução nas produtividades das principais culturas de sequeiro ou irrigadas, bem como nas atividades pecuárias, em particular a produção de leite e carne. Segundo Almeida (2019), nos últimos anos a água vem se tornando um dos maiores problemas globais, por conta da sua falta e da sua qualidade.

A utilização do rejeito (água hiperconcentrada) de dessalinizador na dieta de bovinos, como alternativa pela escassez de água no período de seca, vem sendo uma constância nas propriedades rurais da região semiárida do Estado de Pernambuco, que utilizam este tipo de tratamento (ou beneficiamento). A quantidade de sal presente nesta água pode influenciar a relação no equilíbrio fisiológico, comprometendo o metabolismo de nutrientes como proteínas, carboidratos e minerais (MARINHO, 2017).

O impacto sobre o perfil produtivo e a saúde animal no uso da água de rejeito de dessalinizador na dieta de bovinos de leite, na região do Agreste de Pernambuco, ainda não foi devidamente estudado, sendo necessária a realização de pesquisas capazes de sanar ou ao menos minimizar os entraves causados na produção, advindos como consequência da escassez hídrica que a região estudada apresenta.

Entretanto há de se relatar que o efeito mais negativo da água hiperconcentrada é a irregularidade de consumo, ora o animal reduz a ingestão deste líquido, ora em excesso, comprometendo a função digestiva (CARVALHO, 2011).

A avaliação dos parâmetros microbiológicos da água analisada na referida pesquisa demonstrou que em 100 % das mesmas foram detectadas a presença de Coliformes Totais e Termotolerantes (*Escherichia coli*, *Salmonella spp.*, *Klebsiella spp.*, *Pseudomonas spp.*) além de microrganismos como a *Listeria spp.*, Enterococos. Diante dos resultados é possível constatar que há um eminente risco à saúde animal com a presença de microrganismo na água de dessedentação, em desacordo com a legislação específica. Observou-se achados clínicos como aborto e mastite que corroboram com os resultados encontrados.

A análise físico-química da água hiperconcentrada apresentou concentrações elevadas de minerais: salinidade = 7.310 µS/cm, composição iônica: cátions - cálcio (394,8 mg/L), magnésio (227,6 mg/L), sódio (713,0 mg/L) e potássio (1,6 mg/L); ânions - cloreto (2100,0 mg/L), sulfato (5,3 mg/L), nitrato (40,9 mg/L), bicarbonato (552,0 mg/L). A osmolaridade sérica dos bovinos examinados variou acima dos valores de referência (300 mmol/kg) nos animais (333±41,1 mOsm/kg), provavelmente pela ingestão da água hiperconcentrada em salinidade, cloreto e sódio, provocando sérios efeitos deletérios no organismo, caracterizados principalmente por diarreia, sinal clínico observado em 79 % do rebanho. Os bezerras, nos primeiros dias de nascido, apresentaram diarreia profusa, associada, em alguns animais, a uma síndrome neurológica caracterizada por aparente cegueira, incoordenação motora e morte (taxas de morbidade = 21 % - 15/80; e de letalidade = 100 %).

Os resultados obtidos, deste estudo preliminar, evidenciam que o uso contínuo da água de má qualidade na dessedentação dos bovinos leiteiros impacta na saúde desses animais, devendo as avaliações clínico-epidemiológicas, bioquímicas e hematológicas e microbiológicas (água) serem ampliadas e aprofundadas com ênfase à qualidade dos produtos lácteos e derivados e sua importância na "Saúde Única".

Considerações finais

A dessalinização é uma alternativa que ajuda a ofertar água potável para atender as necessidades da população, especialmente na região semiárida. Além disso, manejar de forma adequada os seus rejeitos ou subprodutos, com o intuito de prevenir ou minimizar impactos ambientais, é um desafio à comunidade científica que precisa avançar em busca de alternativas tecnológicas que possam viabilizar um desenvolvimento sustentável. Sendo assim, estudos desenvolvidos pelo grupo de pesquisadores visaram enquanto ciência, poder colaborar na construção de vias alternativas para a resolução de problemas, ou em busca de ferramentas para a sustentabilidade ambiental, em atendimento aos anseios da sociedade. O cultivo de plantas halófitas a partir do uso de rejeito da dessalinização, é uma alternativa tecnológica que merece destaque em virtude de possibilitar o desenvolvimento de uma atividade econômica, gerando renda, promovendo a sustentabilidade e a conservação dos recursos naturais, tendo em vista que essas culturas contribuem para a extração dos sais que estão presentes no rejeito e em solos salinos.

REFERÊNCIAS

- AKINSHINA, N.; AZIZOV, A.; [KARASYOVA](#), T. et al. On the issue of halophytes as energy plants in saline environment. *Biomass and Bioenergy*, v. 91, p. 306-311, 2016.
- ALBUQUERQUE, A.S.; FONSECA, N.C.; SANTOS, R.V. Aplicação de corretivos em solo salinizado com cultivo de *Sorgum bicolor* L. *Revista Verde*, v.13, n.4, p.452-458, 2018.
- ALMEIDA, B. K. R.; MELO, L. E. H. Impacto da água hiperconcentrada na saúde de bovinos. Curso de Bacharelado em Medicina Veterinária da UFRPE (Monografia), p.7-10, 2019.
- AL-RASHED, S.A.; IBRAHIM, M.M.; HATATA, M.M.A. et al. Biodiesel production and antioxidant capability from seeds of *Salicornia begelovii* collected from Al Jubail, Eastern Province, Saudi Arabia. *Pakistan Journal of Botany*, v.48, n.6, p. 2527-2533, 2016.
- ALVES, P.R.; LUCENA, E.M.P.; BONILLA, O.H. Fenologia da *Salicornia neei* Lag. cultivada no semiárido cearense. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.12, n. 2, p. 489 - 504, 2019.

- AMEIXA, O.M.C.C.; MARQUES, B.; FERNANDES, V.S. et al. Dimorphic seeds of *Salicornia ramosissima* display contrasting germination responses under different salinities. *Ecological Engineering*, v. 87, n.1, p.120-123, 2016.
- ASKAR A. R. et al. Recovered energy and efficiency of digestion in sheep and goats fed *Atriplex nummularia* compared to alfalfa hay. *Livestock Science*, v. 194, p. 1-6, 2016.
- AZEVEDO, L.C.; OLIVEIRA, A.C.; MARTINS, I.C.S. et al. Salinidade do solo em ambiente protegido. *Revista Campo Digital*, v.13, n.1, p.52-69, 2018.
- BADACHE H et al. Phytoextraction of Cd by *Atriplex nummularia* L., a xero-halophyte species. *International Journal of biosciences*, v. 6, n. 8, p. 130-139, 2015.
- BARRETO, G. C. M.; GURGEL, J. F.; MESSIAS, A. S. Evaluation of the consortium with *Salicornia neei* for use in the semi-arid of Pernambuco. I- *Nopalea cochenillifera* (Small palm). *International Journal of Research Studies in Science, Engineering and Technology*, v. 7, p. 20-25, 2020a.
- BARRETO, G. C. M.; GURGEL, J. F.; TABOSA, J. N.; MESSIAS, A. S. Evaluation of the consortium with *Salicornia neei* for use in the semi-arid of Pernambuco. III-*Pennisetum glaucum* L. (Millet). *International Journal of Research Studies in Science, Engineering and Technology*, v. 7, p. 1-8, 2020b.
- BARRETO, G. C. M.; GURGEL, J. F.; TABOSA, J. N.; MESSIAS, A. S. Evaluation of the consortium with *Salicornia neei* for use in the semi-arid of Pernambuco. II- Sorghum sudanense (Sudan sorghum). *International Journal of Research Studies in Science, Engineering and Technology*, v. 7, p. 35-42, 2020c.
- BERTIN, R.L.; GONZAGA, L.V.; BORGES, G.S.C. et al. Nutrient composition and, identification/quantification of major phenolic compounds in *Sarcocornia ambigua* (*Amaranthaceae*) using HPLC-ESI-MS/MS. *Food Research International*, v.55, n.1, p.404-411, 2014.
- BERTIN, R.L.; MALTEZ, H.F.; GOIS, J.S. et al. Mineral composition and bioaccessibility in *Sarcocornia ambigua* using ICP-MS. *Journal of Food Composition and Analysis*, v.47, n.1, p.45-51, 2016.
- BEZERRA, V.R.; LIMA, C.A.P.; MELO, V.S. et al. Reutilização de rejeito de dessalinizadores na Paraíba. *MIX Sustentável*. v.5, n.1, p.105-116, 2019.
- BRESDIN, C.; GLENN, E. P.; BROWN, J. J. Halophytes for food security in dry lands. *Halophytes for Food Security in Dry Lands*, Academic Press, 2016, 360p.
- BURBOA, C. E. B.; ARCE, M. E.; BIANCIOTTO, O. et al. *Salicornia bigelovii* (TORR.): un sistema modelo para incorporarse como cultivo agrícola en zonas árido-desérticos. *Biotecnia*, v. 19, n.1, p. 46-50, 2017.
- CAETANO, E.; SILVA NETO, R. [Desenvolvimento de protótipo experimental de dessalinizador por osmose reversa para o tratamento em água salobra em áreas rurais](#). *Águas Subterrâneas*, v. 32, n. 3, p. 372-379, 2018.
- CAROLINO, J.A.; GUERRA, H.O.C.; SOUSA, J.Y.B.S. et al. Geoestatística aplicada ao estudo de salinidade do solo, Sumé - Paraíba. *Agropecuária Científica no Semiárido*. v.13, n. 2, p.72-81, 2017.
- CARVALHO M. F. et al. Estudo de caso de três espécies de plantas bioindicadoras de solos salinos. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 10, n.3, p 01-08, 2015.
- CARVALHO, F.A.N. Bovino que bebe água salobra também precisa de sal mineral. *Revista DBO*, p. 78-82, 2011.
- CARVALHO, J.S.B.; ANDRADE, D.S.; SILVA, V.M.S. et al. Efeito do estresse salino na germinação de sementes de *Ocimum basilicum* L. *Internacional Refereed Journal of Scientific Research in Engineering*. v.1, n.1, p.3-6, 2017.
- CARVALHO, M.F.; EI-DEIR, S.G.; CORRÊA, M.M. et al. Estudo de caso de três espécies de plantas de solos salinos. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*. v. 10, n.3, p.1-8, 2015.
- CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 357. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 18 mar. 2005.

- COSTA C. S. B.; SPRINGER O. B. H. Halophytic life Brazilian salt flats: biodiversity, uses and threats. *Tasks for Vegetation Science*, v. 48, p. 11-27, 2016.
- COSTA, C.S.B.; BONILLA, O.H. Halófitas brasileiras: formas de cultivo e usos. Cap.16, p.243-258, 2016.
- COSTA, C.S.B.; CHAVES, F.C.; ROMBALDI, C.V. et al. Bioactive compounds and antioxidant activity of three biotypes of the sea asparagus *Sarcocornia ambigua* (Michx.) M.A. Alonso & M.B. Crespo: a halophytic crop for cultivation with shrimp farm effluent. *South African Journal of Botany*, v.117, n.1, p.95-100, 2018.
- COSTA, C.S.B.; HERRERA, O.B. Halophytic life in Brazilian salt flats: biodiversity, uses and threats. In: KHAN, M.A.; BOËR, B.; AZTURK, M.; CLÜSENER-GODT, M.; GUL, B.; BRECKLE, S.W. (Eds). *Americas. Berlin: Springer, Sabkha Ecosystems, vol. V, p. 11 - 27, 2016.*
- COSTA, C.S.B.; KADEREIT, G.; FREITAS, G.P.M. Molecular markers indicate the phylogenetic identity of southern Brazilian sea asparagus: first record of *Salicornia neei* in Brazil. *Rodriguésia*, v.70, n.1, p.1-10, 2019.
- CRUZ, R.M.S.; JESUS, R.A.; SOUZA, M.P.F. et al. Crescimento inicial e resposta estomálica de milho de pipoca sob estresse salino. *Colloquium Agrariae*, v.15, n.1, p. 15-26, 2019.
- DE SOUZA, M.M.; MENDES, C.R.; DONCATO, K.B. et al. Growth, phenolics, photosynthetic pigments, and antioxidant response of two new genotypes of sea asparagus (*Salicornia neei* Lag.) to salinity under greenhouse and field conditions. *Agriculture*, v. 8, n. 7, p. 115, 2018.
- DONCATO, K.B.; COSTA, C.S.B. Nutritional potential of a novel sea asparagus, *Salicornia neei* Lag. for human and animal diets. *Biotemas*, v.31, n.1, p.57-63, 2018.
- FARIAS, P.L.C.; VIEIRA, B.H.R. Atuação do estado de Pernambuco no combate aos efeitos da desertificação. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.12, n.2, p.562-573, 2019.
- FIGUEIRA, C.; FERREIRA, M.J.; SILVA, H. et al. Improved germination efficiency of *Salicornia ramosissima* seed inoculated with *Bacillus aryabhattai* SP 1016-20. *Annals of Applied Biology*, v. 174, n.3, p. 319-328, 2019.
- FIGUEIREDO, C.F.V.; FERNANDES, J.G.; GOMES, E.W.F.; MESSIAS, A.S. Behaviour of *Salicornia neei* cultivated in different spacing and irrigated with desaliner tailings. *Advances in Research*, v. 20, n.6, p.1-7, 2020.
- GALDINO, A.G.S.; SILVA, T.I.; SILVA, J.S. et al. Teor de aminoácidos como respostas adaptativas de milheto (*Pennisetum glaucum*) ao estresse hídrico e salino. *Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins - Desafios*, v.5, n.1, p.94-99, 2018.
- GOMES FILHO, A.; RODRIGUES, E.N.; RODRIGUES, T.C. et al. Estresse hídrico e salino na germinação de sementes de feijão-caupi, cv. BRS Pajeú. *Colloquium Agrariae*, v.15, n.4, p.60-73, 2019.
- GOMES FILHO, A.J.; PAIVA, S.C.; TAKAKI, G.M.C. et al. Application of moringa in the removal of salts from the desalinator reject. *Current Journal of Applied Science and Technology*, v. 36, n.1, p.1-7, 2019.
- GUNNING, D. *Cultivating Salicornia europaea* (marsh samphire). Dublin, Ireland: Irish Sea Fisheries Board, p.1-50, 2016.
- HINTSA K. et al. Effect of replacing concentrate feed with leaves of oldman saltbush (*Atriplex nummularia*) on feed intake, weight gain, and carcass parameters of highland sheep fed on wheat straw in northern Ethiopia. *Tropical Animal Health Production*, 2018.
- HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The culture method for growing plants without soil. *California Agriculture Experimental Circle*, v. 347, p. 1-32, 1954.
- IPA. INSTITUTO AGRONÔMICO DE PERNAMBUCO. Pesquisa inserção de novo alimento funcional na agricultura de PE, 2018. Disponível < <http://www.ipa.br/novo/noticia?n=1725>. Acesso:14 de março de 2020.
- SILVA, J. L. de A. et al. Uso de águas salinas como alternativa na irrigação e produção de forragem no semiárido nordestino. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, v. 18, n. a00101s1, p. 66-72, 2018.
- JÚNIOR OLIVEIRA L. F. G. et al. Ecophysiological and biochemical responses of saltbush subjected to salinity. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 46, n. 2, 2016.

KANDIL A.; ATTIA A.; FAHMY A. Studies on the growth and forage production of some atriplex species under different levels of salinity. *Advances in agricultural science*, v. 4, p. 53-63, 2016.

KURMANBAYEVA, A.; BEKTUROVA, A.; SRIVASTAVA, S. et al. Higher novel L- Cys degradation activity results in lower organics and biomass in *Sarcocornia* than the related saltwort, *Salicornia*. *Journal of Plant Physiology*, v.175, n.1, p. 272-289, 2017.

LEMES, E.S.; MENEGHELLO, G.E.; OLIVEIRA, S. et al. Salinidade na cultura do arroz irrigado: características agronômicas e qualidade de sementes. *Revista de Ciências Agrárias*. v.41, n.4, p.131-140, 2018.

LIMA, G.S.; DIAS, A.S.; SOARES, L.A.S. et al. Eficiência fotoquímica, partição de foto assimilados e produção do algodoeiro sob estresse salino e adubação nitrogenada. *Revista de Ciências Agrárias*, v.42, n.1, p. 211-220, 2019.

LISAUSKAS, J. L. S.; CARITÁ, E.C. Objeto de aprendizagem para apoio ao processo ensino-aprendizagem de seleção de tecnologias para tratamento de água em caldeiras. *Revista Espacios*, v.39, n.15, p.20, 2018.

LOPES, M.; CAVALEIRO, C.; RAMOS, F. Sodium reduction in bread: a role for Glasswort (*Salicornia ramosissima* J. Woods). *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, v.16, n.5, p.1056-1071, 2017.

MARINHO, A.V.S. et al. Aliança para gestão de recursos hídricos no semiárido de Pernambuco: Subprojeto 09. Projeto Consórcio Universitatis (UFPE, UFRPE, UPE, IPA, UNICAP, FACEPE), 2017.

MELO H. F. DE et al. Growth, biomass production and ions accumulation in *Atriplex nummularia* Lind. Grown under abiotic stress. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental - Agriambi*, v. 20, n. 2, 2016.

MELO, C.F.; GOMES, E.W.F.; MESSIAS, A.S. Mycorrhizal colonization in *Atriplex nummularia* Lind. subjected to desalinizator reject. *Journal of Experimental Agriculture International*, v.36, n.1, p.1-6, 2019.

MORENO et al. Digestibility and performance of lambs fed diets containing old man saltbush hay. *Semina: Ciência Agrária*, n. 1, 2017.

NEVES, A.L.R.; ALVES, M.P.; LACERDA, C.F. et al. Aspectos socioambientais e qualidade da água de dessalinizadores nas comunidades rurais de Pentecostes - CE. *Revista Ambiente & Água*, v.12, n.1, p. 124-135, 2017.

NÓBREGA, R.S.; DE ALBUQUERQUE, L.S.; MOREIRA, E.A.B. et al. A relação entre o relevo e o clima como prorrogação de caracterização da fisiologia da passagem em Pernambuco, Brasil. *Geo UERJ*, n.34, p.1-24, 2019.

OLIVEIRA, A.M.; DIAS, N.S.; GURGEL, G.C.S. et al. Impactos físico-químicos do descarte de rejeito salino em Neossolo e Chernossolo do oeste potiguar, Brasil. *Botucatu, Irriga*, v. 23, n.2, p.413-425, 2018.

OLIVEIRA, A.S.L.; SOUZA, E.S.; PESSOA, L.G.M. et al. Growth and photosynthetic efficiency of *Atriplex nummularia* under different soil moisture and saline tailings. *Revista Caatinga*, v.32, n.2, p.493-505, 2019.

ORREGO, F.; FUENTE, L.M.L.A.; GOMEZ, M. et al. Diversidad de halófitas chilenas: distribución, origen y hábito. *Gayana Botânica*, v.75, n.2, p.555-567, 2018.

PARRA, M.A.G.; MOLANO, J.F.G.; MARTINEZ, C.A.Q. Efecto de la salinidad por NaCl en el crecimiento y desarrollo de plantas de *Chenopodium quinoa* Willd. *Ciencia en Desarrollo*, v.10, n.1, p.19-29, 2019.

PATEL, S. *Salicornia*: evaluating the halophytic extremophile as a food and a pharmaceutical candidate. *Biotechnology*, v. 6, n.1, p.1-10, 2016.

PEQUENO, O. T. B. L. et al. Fitoextração de sais através de estresse salino por *Atriplex nummularia* do semiárido Paraibano. *Revista Saúde e Ciência On line*, v 3, p 37-52, 2014.

RIBEIRO, P.H.P.; HANS RAJ GHEYI, H.R.; UYEDA, C.A. et al. Taxa de crescimento e produção de girassol irrigado com água salina sob doses de nitrogênio. *Irriga*, v. 1, n.1, p.233-247, 2016.

RODRIGUES, C. T. A. et al. Definition of production environments for the culture of *Atriplex* in the state of Pernambuco. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 2, p. 302-311, 2017.

RODRIGUES, E.; MOURA, D.; CORREIA, I. M. et al. Variabilidade climática no semiárido brasileiro e as políticas públicas de convivência com a estiagem. *Revista de Geociências do Nordeste*, v.5, n.1, p. 22-33, 2019.

ROMERO, J.A.P.; PIEDRAS, J.M.B.; GOMEZ, S.R. et al. Impact of short-term extreme temperature events on physiological performance of *Salicornia ramosissima* J. Woods under optimal and sub-optimal saline conditions. *Scientific Reports*, v.9, n.1, p.1-12, 2019.

RONDÓN, M.; MONCAYO, S.; CORNEJO, X. et al. Preliminary phytochemical screening, total phenolic content and antibacterial activity of thirteen native species from Guayas Province Ecuador. *Journal of King Saud University-Science*, v.30, n.4, p. 500-505, 2018.

SANCHES, A.S.; MATOS, Â.P. Desalination concentrate management and valorization methods. In: *Sustainable Desalination Handbook*. Chapter.9. p. 351-399, 2018.

SANTOS, F.J.S.; RODRIGUES, B.H.N.; MAGALHÃES, J.A. et al. Produção de gramíneas forrageiras irrigadas com água de diferentes condutividades elétricas no semiárido do Piauí. *Pubvet*, v. 13, n.4, p.1-9, 2019.

SCHARDONG, R.M.F.; BONILLA, O.H.; SANTANELLA, S.T. Cultivo de *Batis marítima*, *Sarcoconia ambigua* e *Sparabolus virginicus* com água residuária do cultivo de *Litopenaeus vannamei*. *Biotemas*, v.31, n.1, p.19-32, 2018.

SILVA, C.B.; SILVA, J.C.; SANTOS, D.P. et al. Manejo da irrigação na cultura da beterraba de mesa sob condições salinas em Alagoas. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.13, n.2, p.3285-3296, 2019.

SILVA, J.R.I.; JARDIM, A.M.R.F.J.; BARROSO NETO, J. et al. Estresse salino como desafio para produção de plantas forrageiras. *Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia*, v.11, n.3, p.127-139, 2018.

SILVA, K. A. V.; OLIVEIRA, J. P.; GOMES, E. W. F.; GURGEL, J.F.; MESSIAS, A. S. Use of the *Salicornia ramosissima* for the phytoextraction of minerals from the desaliner reject. *Biomedical - Journal of Scientific & Technical Research*, v. 21, p. 15943-15946, 2019a.

SILVA, K. A. V.; OLIVEIRA, J. P.; GURGEL, J. F.; MESSIAS, A. S. Influence of arbuscular mycorrhizal fungus in the development of *Salicornia* in saline water. *Journal of Advances in Microbiology*, v. 16, n.4, p. 1-6, 2019b.

SILVA, K.A.V.; OLIVEIRA, J.P.; GOMES, E.W.F. et al. Use of the *Salicornia ramosissima* for the phytoextraction of minerals from the desaliner reject. *Biomedical Journal of Scientific & Technical Research*, v. 21, n. 3, p. 15943-15946, 2019a.

SILVA, M.J.; QUEIROZ, M.G.; JARDIM, A.M.R. F. et al. Gradientes pluviométricos do estado de Pernambuco: uma análise do litoral ao semiárido. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.26, n.3, p.240-249, 2018.

SILVA, M.R.M.; OLIVEIRA, F.A.; CAVALCANTE, L.F. et al. Salinidade e composição catiônica do lixiviado de um solo salino - sódico tratado com vinhaça. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.12, n.5, p.2834-2844, 2018.

SILVA, Y. J. A. B. et al. *Atriplex nummularia* Lindl. as alternative for improving salt-affected soil conditions in semiarid environments: a field experiment. *Chilean Journal of Agricultural Research*. v. 76, n. 3, 2016.

SOUZA E. R. DE et al. Management of *Atriplex nummularia* Lindl. in a salt affected soil in a semiarid region of Brazil. *International Journal of the Phytoremediation*, v. 16, n. 1, p. 73-85, 2016.

TAHERI, R. et al. Biodesalination – on harnessing the potential of nature’s desalination processes. *Bioinspiration & Biomimetics*, n.4, v.11, p. 1748-3190, 2016.

TIMM, T.G.; SILVA, J.R.A.A.; BERTIN, R.L. et al. Processamento de conservas de *Sarcocornia perennis*. *Agropecuária Catarinense*, v.28, n.1, p.97-102, 2015.

TROPICOS. Tropicos.org. Missouri Botanical Garden, 2020. Disponível em <http://www.tropicos.org> © 2020 > Acesso em: 13 de março de 2020.

VILLES, V.S.; VELHO, J.P.; CHRISTOFARI, L.F. et al. Água como bem econômico: dessalinização para o combate da escassez hídrica no agronegócio. *Multitemas*, v. 24, n. 57, p. 217-231, 2019.

WALDEN L. L. et al. Mitigation of carbon using *Atriplex nummularia* revegetation. *Ecological Engineering*, v. 106, 2017.

WITTE, S.; HOLGER, F.; NIKLAS, B. et al. Impact of pedological conditions on the distribution of *Salicornia* species (Southern North Sea coast). *Journal of Coastal Conservation*, v.22, n.1, p. 79-85, 2018.

ZUCCA, C.; GARCIA, S. A.; MADRAU, S. Organic carbonic and alkalinity increase in topsoil after rangeland restoration through *Atriplex nummularia* plantation. *Land Degradation. & Development*, v. 27, n. 3, p. 573-582, 2016.

Tecnologias aplicadas no processo de dessalinização de água

Vanessa Pimentel Santos
Nathália Sá Alencar do Amaral Marques
Luciana Oliveira Franco
Josimar Gurgel Fernandes
Armindia Saconi Messias
Galba Maria de Campos Takaki

Introdução

A água é um elemento natural do planeta, encontrada em grande abundância na natureza. Os recursos hídricos apresentam valor econômico e são fundamentais para a sobrevivência e desenvolvimento dos seres vivos. A água está intrinsecamente relacionada com a dignidade humana, sendo responsável pela sobrevivência de cada A água e a gama de serviços gerados por esse recurso natural esgotável, favorece a redução da pobreza, o crescimento econômico e a sustentabilidade socioambiental, contribuindo com as melhorias do bem-estar social (FERREIRA et al., 2018; SANTOS, SILVA, 2018; POLASKY et al., 2019; KONAPALA, MISHRA, 2020). No entanto, observa-se um agravamento da crise hídrica devido ao crescimento populacional aliado a uma maior frequência dos períodos de estiagem. A água doce prontamente disponível para o consumo representa apenas 0,75% do volume total de água na terra, enquanto, 97,5% do volume hídrico total se encontra como água salobra. A dessalinização é uma ótima opção para o acesso a água, por apresentar capacidade de tratar a água com concentrações salinas inadequadas ao consumo humano, assim como as águas subterrâneas consideradas salobras (SILVA, GUEDES, 2019; VILLES et al., 2019; OLABI et al., 2020). A remoção de poluentes tóxicos de águas residuais tem ganhado interesse na comunidade científica através de materiais de baixo custo e ambientalmente biocompatíveis, como algas, biomassa, quitosana, lignina, entre outros (PERUMAL et al., 2019). Neste contexto, investigações foram realizadas com quitosana isolada de resíduos de exoesqueletos de camarão no processo de remoção de metais contaminantes dos rejeitos de dessalinizações na região do semiárido pernambucano, considerando a sua seletividade e habilidade como adsorvente, como forma sustentável para o tratamento de água contaminada.

Material e Métodos

Processo de obtenção de quitosana a partir de resíduos de camarão

Os resíduos de camarão (*Litopenaeus vannamei*) foram lavados em água corrente e subsequentemente despigmentados com uma solução de hipoclorito de sódio a 2,5% por 48 horas, lavados até remoção do hipoclorito, Secos em estufa a 80 °C durante 4 h e, finalmente, o material foi pulverizado em liquidificador industrial (SAMAR et al., 2013) e peneirado em três frações. A extração de quitina foi realizada de acordo com o método descrito por SAMAR et al. (2013) pelos tratamentos ácidos-álcali. A quitosana foi obtida por desacetilação da quitina segundo o método descrito por Santos et al., (2019), através do uso de micro-ondas. A quitosana obtida foi caracterizada por espectroscopia de raios infravermelhos foi realizada com transformada de Fourier (FTIR) e a intensidade máxima das bandas de absorção foi medida pela linha base. O grau de desacetilação foi determinado a partir das bandas de absorbância 1320 cm⁻¹ e 1420 cm⁻¹, segundo Brugnerotto et al. (2001).

Avaliação da toxicidade do rejeito salino tratado com quitosana

A fitotoxicidade do rejeito do dessalinizador tratado com a quitosana foi avaliada em sementes de alface (*Lactuca sativa*) de acordo com Tiquia, Tam e Hodgkiss (1996), sendo calculada a porcentagem de germinação relativa das sementes, o alongamento radicular (≥ 5 mm) e o índice de germinação (IG%), sendo possível confirmar a remoção dos poluentes tóxicos presentes na água do rejeito do dessalinizador.

Resultados e Discussão

Rendimentos obtidos de quitina e quitosana

O percentual de rendimento da quitina foi calculado a partir da quantidade de biomassa inicial dos exoesqueletos de camarão (*Litopenaeus vannamei*). As partículas de 300,600 e 1 mm indicaram rendimentos de 38,32 e 53%, respectivamente. Os resultados obtidos por Amoo, Olafadehan e Ajayi (2019) foram inferiores quando determinaram rendimentos de quitina de 12,8% a 25%. No entanto, Aneesh et al. (2020) obtiveram um rendimento de quitina de 45% a partir de resíduos de *Solenocera choprai*. Os estudos realizados por Al Hoqani et al. (2020) com resíduos de camarão, obtiveram um rendimento de quitina de 53%, semelhante ao rendimento da partícula de 1 mm determinada neste estudo. Estudos realizados por William e Wid (2019) afirmam que quando a extração da quitina quando é iniciada pelo processo de desmineralização, obtém-se maior rendimento de quitosana causado pela presença da cadeia nativa que permanece intacta com a quitosana, justificando o rendimento encontrado no presente artigo. Deste modo, as evidências científicas confirmaram que os resíduos de camarão são uma fonte abundante de quitina.

No processo de desacetilação da quitina foram obtidas partículas desacetiladas de 25,4,26,0 e 21,6g, correspondentes às frações de 300, 600 e 1mm. O processo de desacetilação promoveu a formação de quitosana na ordem de 74,27, 88,14 e 45,09%, respectivamente. Investigações realizadas por Mulyani, Mulyadi e Yusuf (2020) obtiveram um rendimento de quitosana de 36,7% extraído através das carapaças de *Penaeus monodon*. Abirami et al. (2020) informaram um rendimento de 45,2% a partir de quitosana bruta de camarão. Em pesquisas conduzidas por Omara et al. (2019) observaram que o rendimento de quitosana foi de 53,2% empregando resíduos de camarão e utilizando a técnica do micro-ondas para desacetilação. O rendimento da quitosana extraída por Muley et al. (2018) a partir de cascas de camarões foi de 22%, afirmando que o rendimento está associado a eficiência do processo de remoção de minerais e proteínas.

Avaliando o principal parâmetro de qualidade da quitosana, o qual é determinado pelo espectro de infravermelho observou-se que as amostras de quitina extraídas das frações de 300, 600 e 1mm apresentaram graus de desacetilação (DD%) de 80,97, 81,01 e 80,90%, respectivamente, demonstrando que a metodologia empregada por Santos et al. (2019) é eficiente no elevado processo de desacetilação, possibilitando ao aumento das propriedades biotecnológicas e das perspectivas industriais. Os valores encontrados neste estudo são corroborados pelos resultados na literatura para o processo de desacetilação (ABREU et al., 2013; ANTONINO et al., 2017; NINGSI et al., 2019).

Como pode ser observado as bandas em 1554 cm⁻¹ (quitosana com 1mm), 1550 cm⁻¹ (quitosana com 500mm) e 1381 cm⁻¹ (quitosana com 300 mm) apresentou intensidades significativas, sugerindo desacetilação estável na quitosana de crustáceo. Durante a desacetilação da quitina, a banda amida I (C = O-NHR) diminui, enquanto ocorre o crescimento da amida II, indicando a prevalência de grupos NH₂ (KUMARI et al., 2015; SOUZA et al., 2020). Os espectros de infravermelho da quitosana com 1 e 500 mm mostram que as bandas de amina são mais significativas.

E ainda, a espectroscopia ao raio infravermelho de quitosana é um dos métodos analíticos mais utilizados para determinar o grau de desacetilação, visto que o DD% está relacionado com as propriedades físico-químicas e biológicas do biopolímero (BERGER et al., 2014; SANTOS et al., 2019). Acrescenta-se ainda, quando o grau de desacetilação é superior à 70%, a quitosana torna-se solúvel em soluções ácidas comporta-se como um polieletrólito catiônico adequado para diversas aplicações, tais como indústria alimentícia, formulação de medicamentos, aplicações agrícolas e ambientais (SANTOS et al., 2020).

Aplicação da quitosana no processo de dessalinização do rejeito

A salmoura oriunda do rejeito de dessalinizador pode conter duas vezes mais salinidade do que a água do mar, assim como agentes anti-incrustantes e produtos corrosivos, cujo descarte inadequado gera diversos impactos negativos ao ambiente (MAVUKKANDY et al., 2019; SHRIVASTAVA, ADAMS, 2019). A influência dos diferentes parâmetros (tamanho de partícula, agitação e pH) no tratamento do rejeito do dessalinizador foi avaliada neste estudo e os resultados obtidos do planejamento fatorial de 2³ estão apresentados na tabela 1 e Tabela 2, respectivamente. De acordo com os dados obtidos, o melhor tratamento após adsorção pela quitosana ocorreu na condição 4 do planejamento, na ausência de agitação, partícula com 300mm e pH 8,5. Nessa condição a quitosana conseguiu reduzir salinidade do rejeito de 5,8 g/L (salinidade antes do tratamento) para 5,6 g/L (salinidade após o

tratamento), a condutividade de 12,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para 9,82 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em adição, a condição selecionada do planejamento (condição 4) outros parâmetros foram investigados como demonstra a tabela 1, sendo possível comprovar a redução dos valores de magnésio de 393,09 mg/L para 325,19 mg/L e do sódio de 2800 mg/L para 2380 mg/L.

Tabela 1 - Planejamento fatorial 2³ para avaliar o tamanho de partícula, pH e agitação sobre as variáveis respostas salinidade e condutividade

Ensaio	Tamanho de partícula (mm)	pH	Agitação (rpm)	Salinidade (g/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
1	1	5	0	5,737	10,043
2	300	5	0	5,729	10,030
3	1	8	0	5,602	9,832
4	300	8	0	5,602	9,826
5	1	5	200	5,866	10,250
6	300	5	200	5,751	10,066
7	1	8	200	5,757	10,075
8	300	8	200	5,742	10,052
9	500	6,5	100	5,729	10,030
10	500	6,5	100	5,676	9,945
11	500	6,5	100	5,722	10,019
12	500	6,5	100	5,705	10,991

Fonte: Autoria própria

Tabela 2 - Tratamento do rejeito do dessalinizador com a quitosana em comparação ao rejeito bruto sem tratamento avaliado na condição selecionada do planejamento fatorial

Parâmetros	Rejeito salino sem tratamento	Rejeito salino após tratamento com quitosana
Magnésio (mg/L)	393,09	325,10
Sódio (mg/L)	2800,00	2380,00
Cloreto (mg/L)	2165,38	1903,30
Salinidade (mg/L)	5,80	5,60
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	12,80	9,82

Fonte: Autoria própria

A característica biossorvente da quitosana funciona através do par solitário de elétrons disponíveis em ambos os grupos $-\text{NH}_2$ e $-\text{OH}$, cujos sítios amina são os principais grupos reativos para aprisionar íons metálicos, embora grupos hidroxila possam contribuir para a sorção. A eficiência da adsorção e o mecanismo de intera o são dependentes da natureza do adsorvente utilizado e das condições do processo, como por exemplo pH e concentração, uma vez que estes parâmetros influenciam a protona o do biopolímero, ajudando a remover íons de soluções aquosas quando o pH está próximo do neutro (SARODE et al., 2019; PAP et al., 2020).

A quitosana se destaca por ser um biopolímero de baixo custo, at xico e com características físico-químicas de alta reatividade e seletividade para íons metálicos devido à presenç a de abundantes grupos hidroxila e amina, realizando a remoção de poluentes tóxicos de soluções

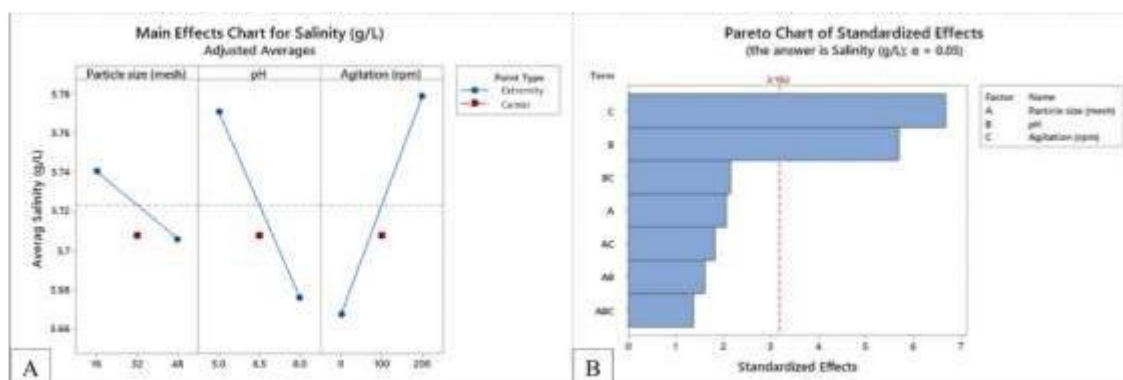
aquosas, principalmente os íons de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Hg (LIMA et al., 2018; SHARMA et al. 2019; ZHANG et al., 2019). 3.4.

Análise estatística do processo de dessalinização do rejeito salino

O sumário do modelo confirmou uma variância explicada de 96,94%, o que indica que os fatores e níveis escolhidos no planejamento experimental demonstram mais de 96% da variabilidade total da variável resposta salinidade. Em adição, através da análise de variância (ANOVA) observa-se que os dois únicos fatores significativos do maior para o menor são: agitação e pH, e, nenhuma interação entre eles foi significativa. Além disso, a curvatura do modelo não foi significativa, ou seja, não é necessário aplicar termos quadráticos ao modelo, pois o modelo matemático proposto neste estudo explica de forma segura o efeito dos fatores sobre a salinidade.

A figura 1A de efeitos principais revela que com a mudança de pH 5,0 para pH 8,0, o valor da salinidade é reduzido para 5,67. Por outro lado, quando houve o aumento da agitação de 0 para 200 rpm constatou-se aumento da salinidade, ou seja, este fenômeno contribui para o aumento da salinidade durante o processo, indicando que não a necessidade de utilizar agitação. A figura 1B representa o gráfico de Pareto com apenas o fator agitação e fator pH passando da linha de significância. Estes resultados corroboram o que foi exposto no gráfico de efeitos principais.

Figura 1 - Gráfico de efeitos principais (A) e gráfico de Pareto (B) para variável resposta salinidade



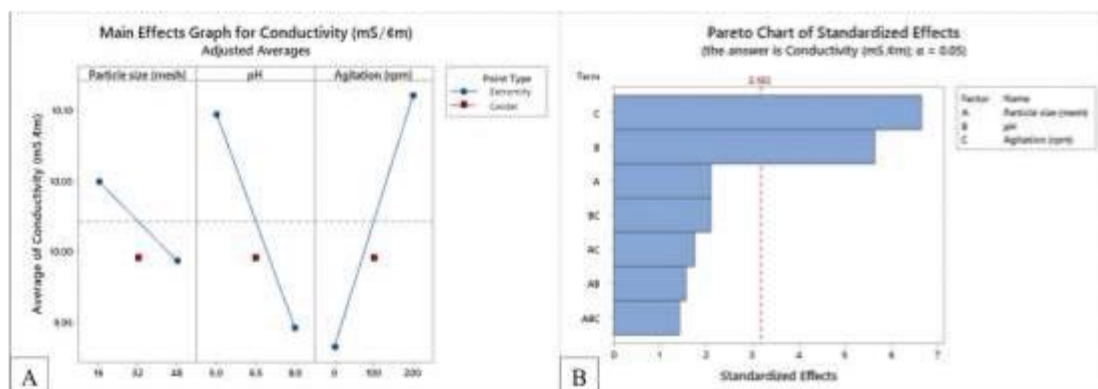
Fonte: Autoria própria

O sumário do modelo explicou em 96,89% a variável resposta condutividade pelos fatores e níveis escolhidos. Observando os fatores do maior para o menor em relação a sua importância na diminuição da condutividade, apenas os efeitos agitação e pH foram significativos e nenhum efeito de interação entre eles foi significativo. Além disso, a curvatura não foi significativa, o que revela mais uma vez que não há necessidade de aplicação de um modelo de segunda ordem (Delineamento Composto Central Rotacional) para explicar a relação matemática entre os fatores e a variável resposta condutividade. Portanto, o modelo utilizado já foi suficiente para explicar a relação matemática com a variância explicada (R^2) elevada acima de 95%.

A figura 2A exibe o gráfico de efeitos principais para a variável resposta condutividade com as mesmas características observadas no gráfico anterior que se refere a variável salinidade. Portanto, o maior nível de pH e o menor nível de agitação contribuem favoravelmente para a redução da condutividade durante o processo. Em adição aos resultados propostos neste trabalho, a figura 2B mostra o gráfico de Pareto. Este exibe a mesma relação de resultados ao Pareto anterior, revelando que apenas os fatores isolados (agitação e pH) são significativos para a redução da condutividade.

Em adição, o tamanho da partícula da quitosana não se apresentou como fator significativo, esclarecendo que não é necessário um tamanho específico de partícula para tratamento do rejeito salino, podendo ser reduzido tempo e energia empregados durante o processo de pulverização em liquidificador industrial e separação por granulometria através de tamização.

Figura 2 - Gráfico de efeitos principais (A) e gráfico de Pareto (B) para variável resposta condutividade



Fonte: Autoria própria

Potencial da quitosana na redução da toxicidade do rejeito salino do dessalinizador

A fitotoxicidade é uma medida de inibição ou atraso da germinação da semente, inibição de crescimento da planta ou qualquer efeito adverso causado por substâncias específicas. Os resultados dos bioensaios podem ser expressos através do índice de germinação, um teste que combina a germinação relativa das sementes e o crescimento relativo das raízes, sendo utilizado para avaliar a toxicidade de águas residuais tratadas (ARAÚJO et al., 2018). Portanto, neste estudo, em todas as condições do planejamento fatorial foi avaliada a toxicidade.

Os resultados do IG são classificados como não fitotóxicos com $IG > 80\%$; fitotoxicidade leve $60\% < IG < 80\%$; fitotoxicidade forte $40\% < IG < 60\%$; fitotoxicidade grave $IG < 40\%$ (TIQUIA, TAM, HODGKISS, 1996; TRAUTMANN, KRASNY, 1998; PINHO et al., 2017). Considerando que o valor de IG acima de 80% tem sido utilizado como indicador do desaparecimento de fitotoxicidade, os resultados obtidos neste trabalho indicam que algumas concentrações testadas não apresentam efeitos tóxicos sobre a germinação de sementes após tratamento com quitosana.

Após 7 dias de exposição o índice de germinação (Tabela 3) e o alongamento das radículas foram medidos (Figura 3). O resultado do processo de germinação de sementes de *Lactuca sativa* foram comparados em relação ao controle (sementes sem tratamento ou controle de água). Desenvolvimento normal e sem nenhum sinal de estresse da planta foi observado no ensaio utilizando água destilada (controle negativo) em temperatura ambiente, obtendo 100% da germinação de sementes. Na condição 6 do planejamento fatorial (partículas com tamanho de 300mm, pH 5,0 e agitação de 200 rpm) obtendo um índice de germinação de 121,47%, cuja germinação e crescimento das radículas foi maior comparado com o controle negativo.

Outras condições experimentais empregadas obtiveram $IG > 80\%$ como, por exemplo, o ensaio 4 (partículas com tamanho de 300 mm, pH 8,0 e ausência de agitação) e o ensaio 12 partículas com tamanho de 500 mm, pH 6,5 e agitação de 100 rpm), com índice de germinação de 87,5% e 80,5% respectivamente. Os demais tratamentos obtiveram índice de germinação menor que 80% indicando fitotoxicidade do rejeito tratado.

De acordo com Contreras-cortés et al. (2019) as sementes de alface requerem um pH entre 6,5 e 7,0 para se desenvolverem totalmente, visto que a alta alcalinidade pode causar baixa absorção de nutrientes necessários para a germinação e crescimento das sementes. No entanto, o presente estudo obteve o maior índice de germinação (121,47%) com pH 5,0.

Tabela 3 - Planejamento fatorial 2³ para avaliar a germinação da semente, comprimento da raiz e índice de germinação das sementes de alface no rejeito tratado com quitosana

Ensaio	Germinação da semente (%)	Comprimento da raiz (%)	Índice de Germinação (%)
Controle +	44,4	47,3	21
Controle -	100	100	100
1	33,3	121	40
2	44,4	142,1	63
3	22,2	136,8	30,3
4	66,6	131,5	87,5
5	66,6	78,9	52,54
6	88,8	136,8	121,47
7	77,7	89,4	69,46
8	44,4	152,6	67,7
9	11,1	105,2	11,6
10	33,3	136,8	45,5
11	55,5	100	55,5
12	66,6	121	80,5

Fonte: Autoria própria

Figura 3 - Comparação do desenvolvimento das radículas de sementes de alface (*Lactuca sativa*)



Fonte: Autoria própria

Considerações Finais

O descarte do rejeito do dessalinizador sem tratamento pode causar grande degradação do solo e dos recursos hídricos devido sua elevada concentração salina. Os resultados indicam que os resíduos de camarão são uma excelente fonte de quitina. O grau de desacetilação máximo foi obtido a partir de amostras de quitina com tamanho de 500nm. O melhor tratamento do rejeito do dessalinizador pela quitosana foi com ausência de agitação, partículas de 300nm e pH 8,5. Cujo tratamento reduziu a salinidade do rejeito e a condutividade elétrica. Os ensaios de toxicidade do rejeito salino tratado com quitosana obteve melhor índice de germinação utilizando partículas com tamanho de 300nm, pH 5,0 e agitação de 200 rpm. Portanto, devido à natureza versátil da quitosana como biocompatível, biodegradável e não tóxico. Neste sentido, a quitosana é um biopolímero considerado como um agente GRAS, ambientalmente e economicamente promissor e sustentável, com

aplicação na remoção de elevadas concentrações salinas, favorecendo ao reuso de águas poluídas.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco- (FACEPE Nr. APQ-0638-2.01/19; Bolsa de Doutorado de Nathália Marques), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES- Edital Pró-Equipamentos CAPES nº 11/2014; Bolsa de Doutorado de Vanessa P. Santos) e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- (CNPq Nr. 314422/2018-8 - Grant e Bolsa de Produtividade de Galba Takaki).

REFERÊNCIAS

ABIRAMI, S. et al. Extraction, Characterization, and Utilization of Shrimp Waste Chitin Derived Chitosan in Antimicrobial Activity, Seed Germination, Preservative, and Microparticle Formulation. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, v. 11, n. 2, p. 8725-8739. 2020.

ABREU, F. O. M. S. et al. Propriedades e características da quitosana obtida a partir do exoesqueleto de caranguejo-uçá utilizando radiação de microondas. *Polímeros*, v. 23, n. 5, p. 630-635, 2013.

AL HOQANI, H. A. S. et al. Isolation and optimization of the method for industrial production of chitin and chitosan from Omani shrimp shell. *Carbohydrate Research*, p. 108001, 2020.

AL SAGHEER, F. A. et al. Extraction and characterization of chitin and chitosan from marine sources in Arabian Gulf. *Carbohydrate polymers*, v. 77, n. 2, p. 410-419, 2009.

AL-MANHEL, A. J.; AL-HILPHY, A. R. S.; NIAMAH, A. K. Extraction of chitosan, characterisation and its use for water purification. *Journal of the Saudi Society of Sciences*, v. 17, n. 2, p. 186-190, 2018.

AMOO, K. O.; OLAFADHAN, O. A.; AJAYI, T. O. Optimization studies of chitin and chitosan production from *Penaeus notialis* shell waste. *African Journal of Biotechnology*, v. 18, n. 27, p. 670-688, 2019.

ANDERS, C. R. et al. Environmental impacts of reject brine disposal from desalination plants. *Desalination and water treatment*, v. 181, p. 17-26, 2020.

ANEESH, P. A. et al. A step to shell biorefinery—Extraction of astaxanthin-rich oil, protein, chitin, and chitosan from shrimp processing waste. *Biomass Conversion and Biorefinery*, p. 1-10, 2020.

ANTONINO, R. S. C. M. Q. et al. Preparation and characterization of chitosan obtained from shells of shrimp (*Litopenaeus vannamei* Boone). *Marine drugs*, v. 15, n. 5, p. 141,

ARAÚJO, M. L. et al. Efeito de Diferentes Potenciais Osmóticos sobre a Germinação e o Desenvolvimento de Plântulas de Feijão Enxofre. *Ensaio e Ciência: C. Biológicas, Agrárias e da Saúde*, v. 22, n. 3, p. 201-204, 2018.

BERGER, L. R. R. et al. Effect of corn steep liquor (CSL) and cassava wastewater (CW) on chitin and chitosan production by *Cunninghamella elegans* and their on chitin and chitosan production by *Cunninghamella elegans* and their physicochemical characteristics and cytotoxicity. *Molecules*, v. 19, n. 3, p. 2771-2792, 2014.

BRUGNEROTTO, J. et al. An infrared investigation in relation with chitin and chitosan characterization. *Polymer*, v. 42, n. 8, p. 3569-3580, 2001

BUGS, L. C. et al. Uso da biomassa de algas como biossorvente para remoção de metais pesados: uma revisão. *Revista CIATEC-UPF*, v. 10, p. 53-67, 2018.

CHENG, J. et al. The physicochemical properties of chitosan prepared by microwave heating. *Food Science & Nutrition*, v. 8, n. 4, p. 1987-1994, 2020.

CONTRERAS-CORTÉS, A. G. et al. Toxicological assessment of cross-linked beads of chitosan-alginate and *Aspergillus australensis* biomass, with efficiency as biosorbent for copper removal. *Polymers*, v. 11, n. 2, p. 222, 2019.

FERNANDES, A. B. B. et al. O processo de dessalinização da água para consumo. *Atas de Saúde Ambiental - ASA*, v. 3, n. 2, p. 38-43, 2016.

FERREIRA, N. et al. Escassez hídrica: estudo de caso em uma comunidade rural do pantanal mato-grossense. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 9, p. 88-102, 2018.

KONAPALA, G.; MISHRA, A. Dynamics of Virtual Water Networks: Role of national Socio-economic indicators across the world. *Journal of Hydrology*, p. 125171, 2020.

KUMARI, S. et al. Extraction and characterization of chitin and chitosan from fishery waste by chemical method. *Environmental Technology & Innovation*, v. 3, p. 77-85, 1974,

LIMA, D. R. S. et al. Caracterização de membranas filtrantes compostas por biopolímero. *The Journal of Engineering and Exact Sciences*, v. 4, n. 3, p. 0370-0377, 2018.

MAVUKKANDY, M. O. et al. Brine management in desalination industry: From waste to resources generation. *Desalination*, v. 472, p. 114187, 2019.

MULEY, A. B. et al. Extraction and characterization of chitosan from prawn shell waste and its conjugation with cutinase for enhanced thermo-stability. *International journal of biological macromolecules*, v. 111, p. 1047-1058, 2018.

MULYANI, R.; MULYADI, D.; YUSUF, N. Chitosan Membrane from Shrimp Shells(*Panaeus Modonon*) as an Antibacterial Food. In: *Journal of Physics: Conference Series*. 2020. p. 072006.

NEVES, A. L. R. et al. Socio-environmental aspects and quality of water from desalination plants in rural communities of Pentecoste-CE. *Revista Ambiente & Água*, v. 12, p. 124-135, 2017

NINGSI, D. W. et al. Characteristic of Chitosan Adhesive from Shell Shrimp *Litopenaeus vannamei* and Their Application For Producing Particleboard. In: *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. IOP Publishing, 2019. p. 012015.

OLABI, A. G. et al. Waste heat-driven desalination systems: Perspective. *Energy*, v. 209, p. 118373, 2020.

OMARA, N. A. et al. Production of chitosan from shrimp shells by microwave technique and its use in minced beef preservation. *Slovenian Veterinary Research*, v. 56, n. 119 Suppl. 22, p. 773-780, 2019.

PAP, S. et al. Low-cost chitosan-calcite adsorbent development for potential phosphate removal and recovery from wastewater effluent. *Water Research*, v. 173, p. 115573, 2020

PERUMAL, S. et al. Spherical chitosan/gelatin hydrogel particles for removal of multiple heavy metal ions from wastewater. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 58, n. 23, p. 9900-9907, 2019.

- PINHO, I. A. et al. Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. *Chemosphere*, v. 185, p. 258-267, 2017.
- POLASKY, S. et al. Role of economics in analyzing the environment and sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 116, n. 12, p. 5233-5238, 2019.
- REGES, K. S. L. et al. Estresse salino em plantas de pimentão em sistema semi- hidropônico sob fertilização orgânica e mineral. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 11, n. 6, p. 1813, 2017.
- SAMAR, M. M. et al. Physicochemical, functional, antioxidant and antibacterial properties of chitosan extracted from shrimp wastes by microwave technique. *Annals of Agricultural Sciences*, v. 58, p. 33-41, 2013.
- SANTOS, E. S.; SILVA, T. G. A dignidade humana sob a ótica da política nacional de recursos hídricos. *Anais do Seminário Internacional em Direitos Humanos e Sociedade*, v. 1, p. 1-12, 2018.
- SANTOS, V. P. et al. Recovery of chitin and chitosan from shrimp waste with microwave technique and versatile application. *Arquivos do Instituto Biológico*, v. 86, p. 1-7, 2019.
- SANTOS, V. P. et al. Seafood Waste as Attractive Source of Chitin and Chitosan Production and Their Applications. *International journal of molecular sciences*, v. 21, n. 12, p. 4290, 2020.
- SARODE, S. et al. Overview of wastewater treatment methods with special focus on biopolymer chitin-chitosan. *International journal of biological macromolecules*, v. 121, p. 1086-1100, 2019.
- SHARMA, R. et al. Chitosan-based membranes for wastewater desalination and heavy metal detoxification. In: *Nanoscale Materials in Water Purification*. Elsevier, 2019. p. 799-814.
- SHRIVASTAVA, I.; ADAMS, E. E. Pre-dilution of desalination reject brine: Impact on outfall dilution in different water depths. *Journal of Hydro-Environment Research*, v. 24, p. 28-35, 2019.
- SILVA, J. L. B. C. et al. Biossorção de metais pesados: Uma revisão. *Revista Saúde & Ciência*, v. 3, n. 3, p. 137-149, 2014.
- SILVA, M. J. R.; GUEDES, J. A. Captação e uso da água no distrito Mulungu(Pendências/RN). *Revista Contexto Geográfico*, v. 4, n. 7, p. 32-41, 2019.
- SOBRINHO, M. S. et al. Panorama do licenciamento ambiental das indústrias de envase de água no Ceará e os impactos dessa atividade ao meio ambiente frente às mudanças climáticas. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v. 2, n. 2, p. 850-856, 2019.
- SOUZA, A. F. et al. Biotechnological Strategies for Chitosan Production by Mucoralean Strains and Dimorphism Using Renewable Substrates. *International journal of molecular sciences*, v. 21, n. 12, p. 4286, 2020
- SRINIVASAN, H.; KANAYAIRAM, V.; RAVICHANDRAN, R. Chitin and chitosan preparation from shrimp shells *Penaeus monodon* and its human ovarian cancer cell line, PA-1. *International journal of biological macromolecules*, v. 107, p. 662-667, 2018.
- TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental Pollution*, v. 93, n. 3, p. 249-256, 1996.

TRAUTMANN, N. M.; KRASNY, M. E. Composting in the classroom: scientific inquiry for high school students. Kendall/Hunt Publishing Company, 1998.

VILLES, V. S. et al. Água como bem económico: dessalinização para o combate da escassez hídrica no agronegócio. Multitemas, v. 24, n. 57, p. 217-231, 2019.

WILLIAM, W.; WID, N. Comparison of extraction sequence on yield and physico- chemical characteristic of chitosan from shrimp shell waste. In: Journal of Physics: Conference Series. IOP Publishing, 2019. p. 012002.

WU, H. et al. Regenerated chitin fibers reinforced with bacterial cellulose nanocrystals as suture biomaterials. Carbohydrate polymers, v. 180, p. 304-313, 2018.

ZHANG, W. et al. Cross-linked chitosan microspheres: An efficient and eco-friendly adsorbent for iodide removal from waste water. Carbohydrate polymers, v. 209, p. 215-222, 2019

TECNOLOGIAS PARA REDUÇÃO DE EVAPORAÇÃO NO SEMIÁRIDO

Jean Carlo do Nascimento

Maria das Graças Monteiro Almeida de Melo

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral

Introdução

A evaporação é um importante processo que compõe o balanço hídrico e de calor em corpos d'água, sendo o fenômeno natural responsável por transportar significativos volumes de água e energia para a atmosfera (LENTERS; KRATZ; BOWSER, 2005). Nessa perspectiva, Fontes *et al.* (2003) destacaram que tal fenômeno deve ser cuidadosamente estudado para aprimorar a utilização das águas reservadas. Assim, percebe-se o relevante papel da evaporação no planejamento e gerenciamento de obras hídricas, ficando evidente desde as fases de elaboração dos projetos até durante toda operação dos reservatórios de água.

Os impactos causados pela evaporação em mananciais hídricos, devido às perdas de água para a atmosfera, são ainda mais alarmantes em regiões como o Semiárido nordestino. Dessa maneira, Nunes *et al.* (2016) ressaltam que o gerenciamento dos recursos hídricos nessa região é bastante complexo, pelo fato de apresentar expressiva variabilidade hidrológica. Tal ocorrência é atribuída às circunstâncias climáticas extremas, que resultam em elevadas taxas de evaporação, e ao regime pluviométrico baixo e irregular. Com isso, fica nítido que a região necessita de meios que otimizem o armazenamento e a utilização das águas, evitando perdas, para minimizar a escassez do recurso hídrico, já que grande parte da água utilizada é essencialmente de fontes superficiais.

Nesse contexto, conforme relataram Cirilo *et al.* (2010), o Semiárido nordestino apresenta os seguintes indicadores problemáticos para o seu desenvolvimento: ocorrência de doenças de veiculação hídrica, com elevada mortalidade infantil e destaque da zona rural nos números; processo acelerado de desertificação, comprometendo uma área de 181.000 Km²; superexploração de reservas e salinização em cerca de 600 mil hectares irrigados do Nordeste; e aumento da vulnerabilidade regional devido às mudanças climáticas. Tais fatores, geram consigo impasses na produtividade de diversas culturas, elevam a salinização das águas superficiais e subterrâneas, dificultam a geração de energia elétrica, diminuem as áreas irrigadas e causam deficiências no abastecimento público.

Assim, a gestão efetiva dos recursos hídricos surge como desafio de enorme relevância para melhorias da região. Diante disso, Ferreira (2018) associou a gestão dos recursos hídricos como sendo a principal ferramenta para solucionar os conflitos atuais e futuros, e defendeu que deve ser implementada com inclusão, participação, cooperação e promoção da população. Enquanto, Tundisi (2014) designou como fundamental, além da gestão, o fortalecimento e o aumento da eficiência da infraestrutura hídrica para o desenvolvimento do Semiárido. Assim, por provocar perdas significativas de água, tanto qualitativas quanto quantitativas, a evaporação é um fenômeno de notória importância no gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos.

Para se ter uma ideia dos impactos ocasionados pela evaporação, Wurbs e Ayala (2014) avaliaram o fenômeno em 3.415 reservatórios, durante um longo período de tempo, no estado do Texas, nos Estados Unidos. Estimaram uma perda anual média de 7,53 bilhões de m³ de água, o que seria correspondente a 61% do total utilizado na agricultura, ou 126% do uso para abastecimento municipal no ano de 2010, ou ainda 20% do armazenamento médio dos 3.415 reservatórios do estado. Tais índices, demonstram a fundamental influência que a evaporação deve ter nas estratégias de gerenciamento e planejamento dos corpos hídricos.

Diante desse cenário, surge a necessidade da utilização de meios que diminuam os efeitos indesejados causados pela evaporação. Esses meios, atuam na superfície da massa hídrica e mitigam os parâmetros climáticos responsáveis por alterar as taxas de evaporação. Bou-Fakhreddine *et al.* (2019) citaram algumas dessas variáveis meteorológicas, como: radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa, pressão atmosférica e velocidade do vento.

Com base nesse viés, destaca-se que inúmeras são as técnicas, reportadas na literatura, capazes de reduzir a evaporação em reservatórios de água com superfície exposta a atmosfera. Dessa forma, de acordo com o material empregado, essas técnicas podem ser classificadas como: métodos físicos, métodos químicos e métodos biológicos (WAHEEB; YOUSSEF; KHODZINSKAYA, 2019).

Os métodos químicos se utilizam de monocamadas químicas que são moléculas anfífilas de cadeia longa, assim, permitem que as mesmas se posicionem sobre a superfície da água e se dispersem rapidamente resultando em uma camada com poucos nanômetros de espessura (GAINES, 1966 *apud* MOZAFARI; MANSOURI; CHINI, 2019).

Mozafari, Mansouri e Chini (2019) descrevem que a mistura de cetil e estearil (1:9) é capaz de reduzir em 41% o volume de água que seria evaporada. Os autores incrementaram ainda à mistura, hidróxido de cálcio, aumentando a taxa de difusão e autocura da camada. Sovocool (2014), utilizando o mesmo composto com e sem hidróxido de cálcio, identificou que a monocamada proporcionou reduções evaporativas de 18% a 51%. Já Gallego-Elvira *et al.* (2013) observaram uma redução de 13% a 71%, quando estudavam os efeitos de monocamadas de álcool estearílico, éter monoctadecílico de etilenoglicol e o produto comercial WaterSavr. Desses compostos, o estudo apontou que a monocamada de éter monoctadecílico de etilenoglicol foi a mais eficaz em todas as condições de velocidade do vento. A monocamada de hexadecanol, utilizada por Saggai e Bachi (2018), mostrou-se útil na redução da evaporação de águas abertas, com melhor taxa de redução da evaporação igual a 22% e com aplicações a cada três dias. Esses resultados de diminuição da evaporação dependeram da concentração de hexadecanol usada e de fatores meteorológicos da região.

Quanto a utilização de métodos biológicos, Jat *et al.* (2010) compararam a eficiência de polifilme, óleo queimado, álcool cetílico e palha de milho. De acordo com os autores, a utilização da palha de milho causou reduções médias na evaporação na ordem de 58 e 59%. Já em outro estudo, onde utilizou-se folhas de palmeiras como superfícies flutuantes, a redução da evaporação observada foi de cerca de 55% (piscina totalmente coberta) e aproximadamente de 26% (piscina semicoberta) (ALHASSOUN *et al.*, 2011), o que corrobora com Alam e Alshaiikh (2013), que obtiveram uma redução na evaporação de 47% para o experimento com única camada de folha de palmeira e de 58% para o de dupla camada.

Acerca dos métodos físicos, um grupo de pesquisadores desenvolveram estudos sobre a utilização de telas de polietileno. Alvarez *et al.* (2006) compararam a utilização dessas telas em cores e quantidade de camadas diversificadas com telas aluminizadas e obtiveram que o sombreando decorrente da utilização das telas levou a diminuição da taxa de evaporação diária, em 50% para a tela aluminizada e em 54,7% a 83,5% para as telas de polietileno, sendo que a maior redução foi conferida pelo uso da tela de polietileno dupla camada na cor preta. Posteriormente, Martinez-Alvarez *et al.* (2010) e Gallego-Elvira *et al.* (2011) aplicaram as telas de polietileno preta em um reservatório agrícola e alcançaram uma redução na evaporação próxima à 85%.

Simon, Shanbhag e Slocum (2016) avaliaram o emprego de garrafas de tereftalato (PET) de 500 mL na redução da evaporação de águas abertas e constataram uma diminuição de 40% da água que seria evaporada, constituindo uma boa alternativa para pequenos produtores rurais. Hassan *et al.* (2015) também utilizando garrafas PET, alcançaram uma redução na evaporação de 43% sob condições de local costeiro e de 37% em local da zona árida.

Com aplicação no semiárido brasileiro, Padilha *et al.* (2020) mostraram que sistemas fotovoltaicos flutuantes são considerados economicamente viáveis, mesmo para o percentual de cobertura de 5% do reservatório, onde o custo da água não evaporada é de \$ 5,39/m³, representando uma redução de quase 70% em relação ao custo da água de caminhões-pipa, que é uma prática de abastecimento alternativo para a população local que sofre com a escassez hídrica.

Assim, identifica-se a importância de avaliar as diversas medidas protetoras contra a evaporação, analisando desde sua implementação até a operação, para a adoção daquela que melhor atenda às necessidades locais, de forma fácil, economicamente viável e que não prejudique a qualidade das águas. Neste trabalho, propôs-se avaliar algumas alternativas de cobertura, na perspectiva de reduzir a taxa de evaporação em água armazenada em reservatórios.

Materiais e métodos

O presente capítulo, consiste em um estudo de caso elaborado no Centro Acadêmico do Agreste, da Universidade Federal de Pernambuco, que está situada na cidade de Caruaru, Pernambuco. Esse município, integrante do Semiárido nordestino, tem características climáticas de poucas precipitações, além de irregulares e mal distribuídas no tempo, de temperaturas elevadas, de alta incidência solar, dentre outros fatores que contribuem para o aumento das taxas de evaporação. Os estudos iniciaram em 29 de agosto de 2020 e foram até 22 de janeiro de 2021, totalizando 21 leituras em cada reservatório, durante aproximadamente 5 meses. Tal período de estudo, destaca-se por apresentar índices dos parâmetros climáticos que favorecem a elevação das taxas de evaporação.

Com isso, analisou-se o emprego de agentes físicos utilizados como barreiras flutuantes ou suspensas, objetivando avaliar o desempenho dessas proteções na diminuição dos efeitos do fenômeno da evaporação, na região do Semiárido nordestino. Tal medida, tem por finalidade agregar uma alternativa prática e viável na mitigação dos impactos aos pequenos produtores rurais.

Para tanto, é feito um comparativo das taxas de evaporação em sete reservatórios cobertos por diferentes materiais, com um reservatório de referência e verificada a eficiência de cada um desses na diminuição das perdas ocasionadas pelo fenômeno. De modo que, cinco dessas barreiras atuam como coberturas suspensas e duas como flutuantes. As suspensas são: telas de polietileno nas cores verde, branca e preta e uma confeccionada com embalagens aluminizadas, denominadas Tetrapak. Já as flutuantes são: garrafas PET nas cores verde e transparente.

A periodicidade das medições foi semanal e executada da seguinte maneira: mede-se inicialmente o nível da água, com o auxílio de uma trena metálica na vertical e ao centro do reservatório, e a diferença em relação à medição anterior é a quantidade de água evaporada. Caso essa diferença seja nula ou o valor atual medido maior que o anterior, a precipitação prevaleceu sobre a evaporação. É importante ressaltar ainda que de acordo com necessidade, foram feitos incrementos aos níveis das águas e efetuadas novas leituras da altura final, para comparar com a semana seguinte, com o intuito de evitar que as paredes do reservatório ocasionem influência nos estudos, bloqueando a ação dos ventos na superfície do líquido.

Com isso, é possível identificar qual das barreiras protetoras se caracteriza pelo melhor desempenho na redução das taxas de evaporação. É imprescindível ainda que apresentem um baixo custo, durabilidade e facilidade de implementação e manutenção para auxiliarem os produtores rurais no melhor gerenciamento dos pequenos açudes.

Por fim, em relação aos reservatórios, foram empregadas caixas de 22 litros (60x17x14 cm), denominadas masseiras plásticas, que são normalmente utilizadas na construção civil para mistura de materiais. É preciso observar que as dimensões superficiais das caixas são superiores a profundidade, o que favorece os efeitos da evaporação. Somado a isso, o material de composição é plástico fornecendo impermeabilização e não aquecimento ao líquido como outros materiais, a exemplo dos metais, na presença da energia solar. Tais fatores, relevam a adoção desses recipientes nos estudos da evaporação. Na Figura 1, é possível identificar os reservatórios no experimento instalado.

Figura 1 - Experimento de evaporação em reservatórios, instalado no Centro Acadêmico do Agreste / UFPE



Fonte: Os Autores (2022).

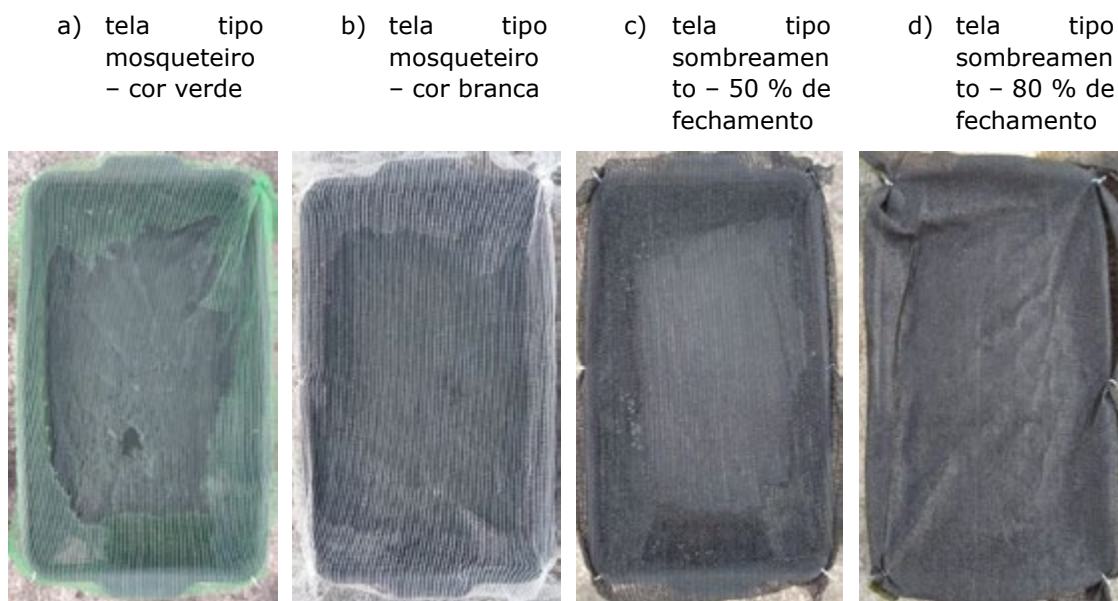
- **Telas de polietileno**

As telas empregadas (Figura 2) formam uma barreira física, porosa e suspensa que bloqueia, em partes, a energia solar incidente na superfície da água. É válido mencionar que diferentes cores são avaliadas por apresentarem comportamentos variados ao receberem a incidência da energia solar, podendo absorver, refletir ou não bloquear os raios solares de maneira diversa. É necessário ressaltar ainda que dois tipos distintos de tela preta são adotados, diferenciando-as pelo espaçamento das malhas, com o intuito de verificar qual o impacto causado na evaporação.

É importante destacar que de acordo com o fabricante, essas telas são compostas por polietileno de elevadas densidade e resistência, com proteção ultravioleta e a confecção é feita por intermédio de um processo de monofilamento, denominado Raschel, que fornece a tela a característica de não desfiar. Assim, fica perceptível que é um material de fácil aplicação e durável. Contudo, diferente dos demais, as telas não são materiais reutilizados. Com isso, exige-se recursos financeiros iniciais para serem adotadas como solução, apesar do baixo custo de aquisição.

Com relação ao percentual de cobertura da superfície, um revendedor informou que as telas nas cores verde e branca promovem um fechamento de apenas 14,0%. Tal questão pode ser explicada pelo fato de que elas têm como principal finalidade proteger ambientes e áreas contra insetos e também bloquear poeira, não tendo assim, papel de promover fechamento de ambientes. Por sua vez, as telas pretas, que tem como principal finalidade promover o sombreamento para diversos locais, além de conforto térmico e luminosidade. Fornecem um percentual de cobertura de 50,0% e 80,0%, respectivamente, para a tela que apresenta um maior espaçamento entre as malhas e para a de menor.

Figura 2 - Aplicação das coberturas de telas de polietileno, no experimento de evaporação



Fonte: Os Autores (2022).

- **Garrafas de polietileno tereftalato (PET)**

A proteção física flutuante, formada pelas garrafas PET reutilizadas, são fabricadas com um polímero termoplástico, denominado polietileno tereftalato. É imprescindível pontuar que esse material apresenta um elevado tempo de decomposição na natureza, comumente grande poluidor de rios, lagos e oceanos. Logo, é de fundamental importância sua reutilização, visando o desenvolvimento sustentável. Com isso, além de formarem uma barreira protetora para evitar as perdas de água para a atmosfera pela evaporação, se mostram como uma alternativa ecologicamente correta, de elevada durabilidade e economicamente viável.

Figura 3 - Aplicação das coberturas de garrafas PET, no experimento de evaporação

a) garrafas PET verdes;

b) garrafas PET transparentes.



Fonte: Os Autores (2022).

Na Figura 3, observa-se que garrafas de cores diferentes foram avaliadas com o intuito de verificar o impacto da cor no bloqueio da evaporação. Ressalta-se que as embalagens são resíduos de refrigerantes diferentes, logo são comercializadas em volumes diferentes, sendo as verdes de 200 mL e as transparentes de 250 mL. Observa-se ainda que as garrafas foram amarradas umas às outras, visando evitar que a ação do vento interfira na eficiência da proteção.

Outra medida para evitar que os ventos arrastem as garrafas e descubram a superfície foi adicionar água no interior delas, sendo 95 mL nas de cor verde e 145 mL nos transparentes. Tal volume é suficiente para ocupar, aproximadamente, a metade de cada garrafa. Por fim, calculou-se o percentual de cobertura da superfície que as proteções de garrafas PET proporcionam, obtendo-se 72,8% para as garrafas de cor verde e 74,4% para os transparentes.

- **Embalagens aluminizadas – Tetrapak**

A barreira suspensa constituída pela junção das embalagens de Tetrapak, forma uma cobertura total da superfície do reservatório, como se apresenta na Figura 4. Essas embalagens, são comumente empregadas para acondicionar e comercializar produtos como leite ou suco. Em sua composição encontra-se uma fina película de alumínio, que pode mitigar os efeitos da evaporação por refletir os raios solares incidentes.

Figura 4 - Aplicação da cobertura de tetrapak, no experimento de evaporação



Fonte: Os Autores (2022).

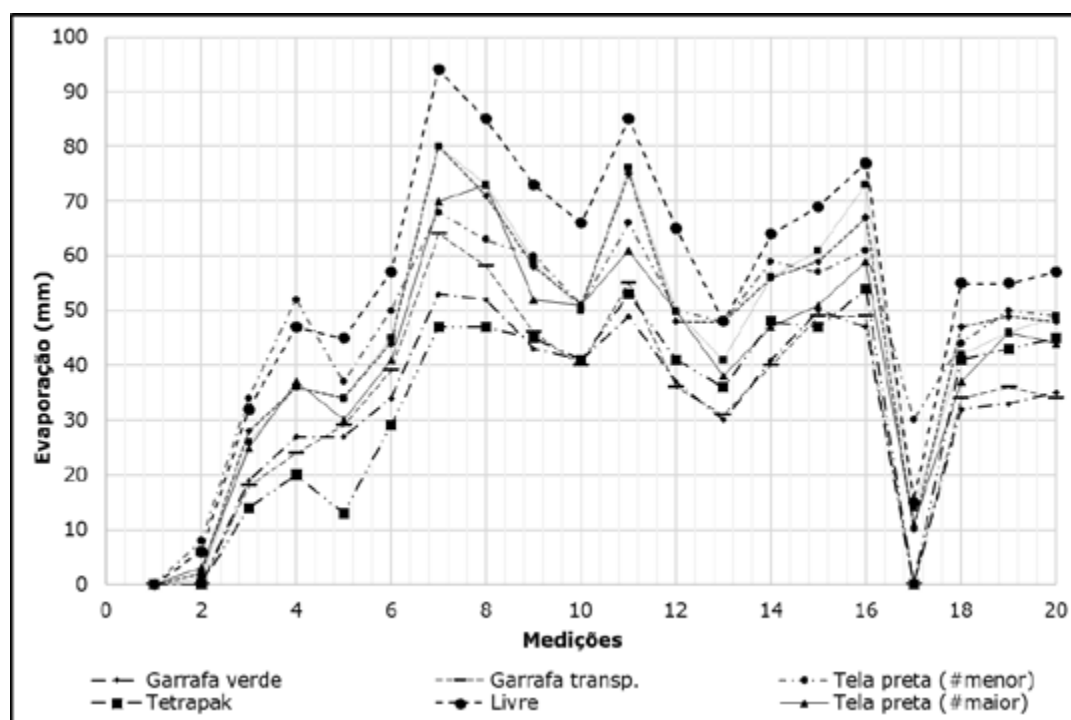
Ressalta-se que o emprego eficiente dessas embalagens multicamadas, na mitigação das taxas de evaporação, pode se dá pela presença de alumínio em sua composição. Nessa perspectiva, Trindade e Martini (2009) citam que esse metal auxilia a minimizar

significativamente a temperatura ambiente, pelo fato de ser capaz de refletir mais de 95% da radiação solar. Outro fator é o baixo custo para aquisição, por ser um resíduo, normalmente, doméstico.

Resultados e discussão

Inicialmente, de modo geral, destaca-se que as medições pontuais de cada reservatório apresentaram uma semelhança gráfica, como é possível identificar no Gráfico 1. Ou seja, as retas que representam a evaporação em cada reservatório individualmente, foram crescentes ou decrescentes entre uma medição e outra, igualmente em quase todos os casos. Menciona-se ainda que a reta crescente indica uma evaporação maior na medição daquela semana específica em comparação a anterior, já com a decrescente acontece ao contrário, a evaporação medida anteriormente é maior que a posterior. Assim, as retas são apenas de ligação das medições pontuais, não indicando que no intervalo semanal a evaporação teve um acréscimo ou decréscimo de maneira constante. Tal gráfico, é de extrema importância na verificação da evaporação, pois percebe-se detalhadamente como o fenômeno se comporta ao longo das medições.

Gráfico 1 - Valores de evaporação medida, em mm, para cada reservatório.



Fonte: Os Autores (2022).

Percebe-se os maiores valores na linha vermelha que representa o reservatório sem cobertura, de referência, como era de se esperar, por não ser provido de bloqueio contra a evaporação. A proteção elaborada de Tetrapak, destacada no gráfico pela cor lilás, mostra-se inicialmente muito eficiente no bloqueio ao fenômeno, contudo decai após a metade dos experimentos. Tal questão pode ser atribuída ao fato de que as embalagens se desgastaram muito rapidamente. Na Figura 5, é possível visualizar a degradação do material, quando comparada com a Figura 4. As garrafas PET apresentaram uma boa eficiência do começo ao final dos estudos. Já os reservatórios com as telas de polietileno, por sua vez, proporcionaram uma eficiência intermediária, ficando entre os materiais já citados de melhor eficiência e o reservatório descoberto.

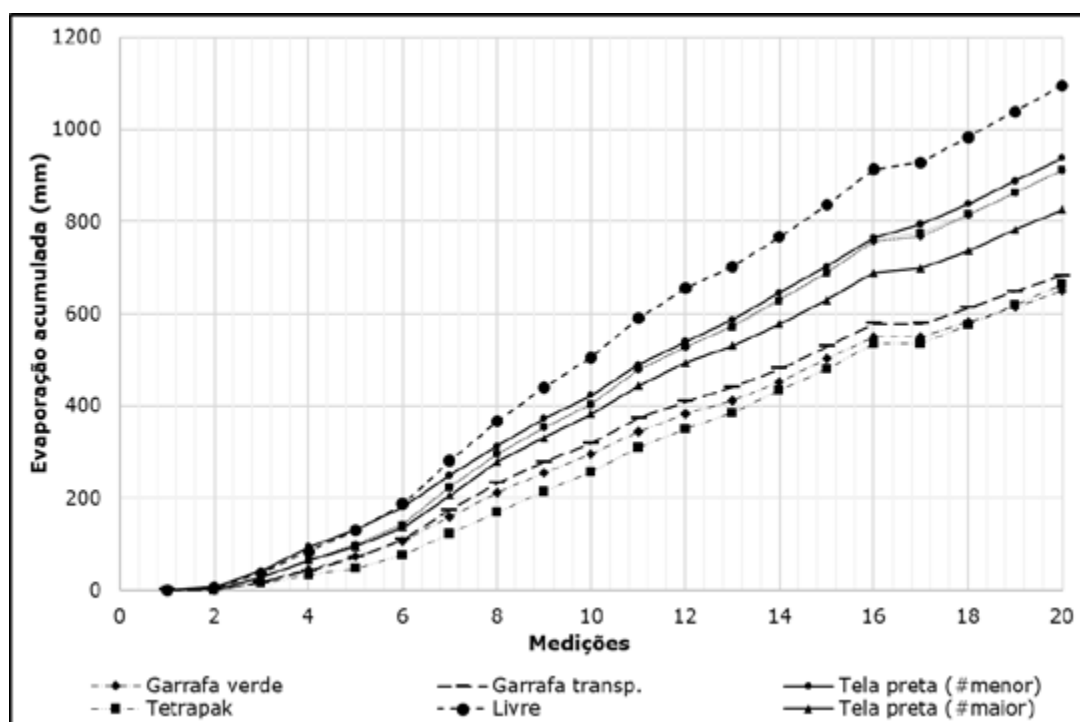
Figura 5 - Cobertura de Tetrapak degradada, nas observações do experimento aplicado



Fonte: Os Autores (2022).

No Gráfico 2, são apresentadas as curvas de evaporação acumuladas em cada reservatório. Percebe-se melhor o comportamento das coberturas como bloqueadores da evaporação total. A curva em vermelho, representada pelo reservatório exposto às condições atmosféricas, fica nitidamente separada das demais, com maior evaporação. A linha lilás, evidencia a perda de eficiência da cobertura de Tetrapak, pois inicia com os menores valores e depois se aproxima das demais. A linha em verde, que representa as garrafas PET na cor verde, destaca-se pela boa eficiência em todo período de estudos e ao final é a cobertura que mais evita a evaporação. As garrafas incolores, visualizadas pela linha amarela, também apresentam um ótimo desempenho. Por sua vez, entre as telas de polietileno a de maior destaque é a preta com maior espaçamento entre as malhas. Em relação às demais telas, não se identifica uma diferença significativa no Gráfico 2.

Gráfico 2 - Curvas de evaporação acumuladas para os reservatórios testados



Fonte: Os Autores (2022).

Na Tabela 1, percebe-se a eficiência dos materiais na redução das taxas de evaporação total, em relação ao reservatório de referência. Inicialmente, observa-se que todos os valores de evaporação total são inferiores ao do observado no reservatório descoberto, constatando que todas as coberturas apresentam alguma eficiência.

Tabela 1 - Eficiência na redução da evaporação para os reservatórios testados

Reservatório	Evaporação total (mm)	Eficiência (%)
Referência	1095	-
Tela verde	911	16,80
Tela branca	912	16,71
Tela preta (#maior)	826	24,57
Tela preta (#menor)	937	14,43
Tetrapak	664	39,36
Garrafa verde	650	40,64
Garrafa transparente	682	37,72

Fonte: Os Autores (2022).

As garrafas verde e transparente e o tetrapak foram os materiais com maior eficiência na redução com, respectivamente, 40,64%, 37,72% e 39,36%, apesar do rápido desgaste desse último, como já destacado. É importante mencionar ainda que mesmo as garrafas transparentes cobrindo uma área maior (74,40%) quando comparadas as garrafas verdes (72,80%), estas apresentaram um melhor desempenho no bloqueio da evaporação. Tal questão pode ser atribuída ao fato de que o material na cor verde é mais eficiente que o incolor.

Em relação as telas de polietileno, como já mencionado, a tela na cor preta com maior espaçamento entre as malhas foi a que apresentou o melhor desempenho, com 24,57% de redução. Entre as telas branca e verde não houve uma diferença significativa na diminuição, reduzindo, respectivamente, 16,71% e 16,80%. Por fim, a tela preta de menor espaçamento entre as malhas foi a que se destacou negativamente pela pior eficiência na mitigação da evaporação, com 14,43%.

As eficiências encontradas para as telas verde e branca ainda foram inferiores as identificadas por Saraiva *et al.* (2001), que a partir de suas análises reduziram em 37% as perdas de água com a utilização da tela verde e 25 % com a branca. O valor da segunda é bem próximo do verificado na tela de cor preta mais espaçada de 24,57%.

O estudo de Alvarez *et al.* (2006) que mensura a eficiência de diversas coberturas suspensas, ressalta que das telas de polietileno, a de cor branca foi a que apresentou o menor desempenho na mitigação da evaporação com 54,7%, valor muito superior aos 16,71% constatados no presente estudo. Também avaliaram uma cobertura de tela aluminizada que reduziu 51,5% das perdas de água, índice maior que os 39,36% diminuídos pelo tetrapak, como é possível perceber na Tabela 1.

O percentual de diminuição que Simon *et al.* (2016) identificaram utilizando garrafas PET foi bem próximo ao percebido no presente estudo. Os escritores conseguiram uma eficiência de 40%, enquanto que nesse foi de 40,64% para as garrafas verdes e de 37,72% para as garrafas transparentes.

Na Tabela 2, identifica-se um estudo estatístico dos dados coletados, apresentando a evaporação média diária e o desvio padrão dessa média, medida que indica a dispersão dos valores, visando um melhoramento das análises. Nestas informações, calculou-se a evaporação média diária a partir dos valores observados de evaporação nos intervalos de medição, considerando apenas os valores referentes a leituras em que não houveram precipitações ou inferiores a 1 mm na semana prévia. Assim, é possível garantir que nesses dias avaliados, com a evaporação média diária e precipitação inferior a 1 mm, houve efetivamente apenas o efeito da evaporação nos reservatórios testados.

Tabela 2 - Evaporação média diária e desvio padrão da evaporação média diária

Cobertura	Evap méd diária (mm)	DP média diária (mm)
Cobertura: Livre	9,2	1,14
Cobertura: Tela verde	7,8	1,02
Cobertura: Tela branca	7,8	1,00
Cobertura: Tela preta - menor espessura	7,6	1,13
Cobertura: Tela preta - maior espessura	7,1	0,77
Cobertura: Tetrapak	6,1	1,12
Cobertura: Garrafa transparente	5,8	0,58
Cobertura: Garrafa verde	5,5	0,65

Obs.: considerando-se apenas medições em que a semana prévia não houve chuvas. Evap méd diária – Evaporação média diária; DP – desvio padrão

Fonte: Os Autores (2022).

Esse procedimento foi adotado devido ao fato de as medições serem semanais e não ter como prever se aconteceram transbordamentos ou não dos reservatórios, após eventos chuvosos. Outro fator importante a destacar é que algumas coberturas podem, eventualmente, não permitir que toda a água precipitada seja armazenada pelo reservatório. Assim, uma forma possível de corrigir isso seria com a implementação de medições diárias, o que não foi possível neste experimento.

Percebe-se que o melhor desempenho no bloqueio contra as perdas diárias de água foi da cobertura de garrafas verdes, devido a constatação do menor índice de evaporação média diária, contudo a proteção de garrafas transparentes foi a que apresentou a menor dispersão dos dados coletados, além de uma excelente eficiência em comparação com as demais.

Em relação a cobertura de Tetrapak, essa apresentou uma boa redução da evaporação diária quando comparada com o reservatório de superfície livre, entretanto, a dispersão dos valores foi elevada ao ser equiparada com as demais. Tal efeito pode ser atribuído ao fato de que o material se degradou rapidamente com a ação do tempo, com isso o bloqueio à evaporação ficou comprometido.

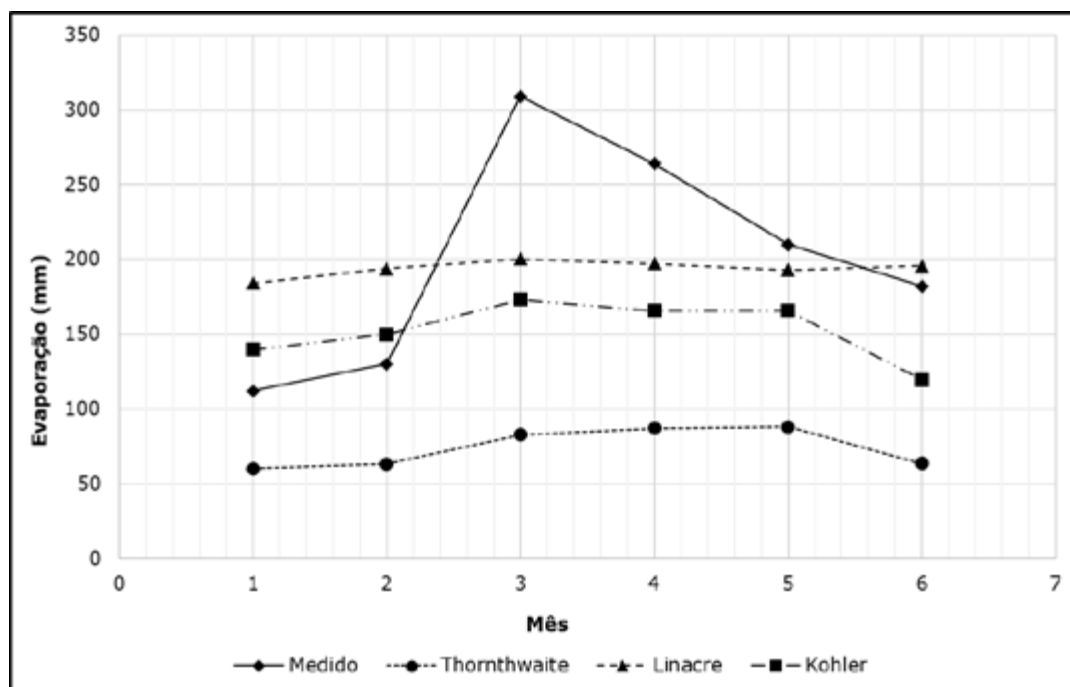
Por sua vez, todas as telas apresentaram redução na evaporação diária, com destaque para a tela preta com maior espaçamento entre as malhas, que também apresentou melhor dispersão dos valores. As demais, caracterizam-se por um comportamento bem semelhante nos índices de evaporação média diária e a tela preta com menor espaçamento entre as malhas apresentou dados mais dispersos. Com isso, destaca-se que o espaçamento entre as malhas influenciou diretamente no bloqueio das taxas de evaporação, todavia a diferença de cores das telas não causou efeitos, como era esperado.

De um modo geral, as análises dos dados de dispersão são satisfatórias, comprovando assim que a precipitação efetivamente influencia na evaporação.

Por fim, comparou-se métodos estimativos de cálculo da evaporação mensal, aplicados na região de estudo, com os valores de evaporação reais, colhidos no reservatório de referência. No Gráfico 3, identifica-se os modelos empregados, são eles: Thornthwaite (1948), Linacre (1993) e Kohler *et al.* (1955). Tais métodos são de significativa relevância para estudos de evaporação, principalmente em áreas onde carecem de dados climatológicos, pelo fato de necessitarem de poucos parâmetros nos cálculos. Destaca-se que o início dos estudos deu-se em agosto de 2021 e teve o fim em janeiro de 2022.

Em uma primeira análise, foi possível perceber que os três modelos estimativos da evaporação não demonstram um comportamento semelhante àquele observado nas medições de campo. Visto que, a elevada variabilidade identificada nas medições, não é acompanhada pelos métodos. Assim, o que observa-se é uma tendência maior à linearidade por parte dos modelos estimativos.

Gráfico 3 - Comparativo dos métodos estimativos de cálculo da evaporação líquida



Fonte: Os Autores (2022).

Para a linha dos valores reais da evaporação coletados em campo, percebe-se uma grande elevação dos valores do mês de setembro para o mês de outubro, sendo sucedido por um decréscimo até o mês de janeiro do ano seguinte. Esse efeito é associado aos menores índices de precipitação, do período de estudos, serem evidenciados exatamente no mês de outubro. Somado a isso, outros parâmetros climáticos, que contribuem para o acréscimo das taxas de evaporação, também foram elevados nesse mês, como a temperatura do ambiente e a velocidade dos ventos.

O método de Thornthwaite (1948), representado pela linha na cor preta, claramente é aquele que apresenta os menores valores para a evaporação. Tal questão pode ser atribuída ao fato de que o modelo adota apenas a temperatura do ar como parâmetro climático. Assim, considerar apenas uma variável nos cálculos, em uma região caracterizada pela elevada variabilidade hidrológica, pode ser o fator preponderante para a minoração da estimativa.

Por sua vez, o modelo de Linacre (1993), exibido na linha de cor amarela, foi o que apresentou maiores índices para a evaporação. Esse método, considera três parâmetros climáticos nos cálculos, são eles: temperatura média, precipitação e velocidade do vento.

Já o método de Kohler *et al.* (1955), foi o que mostrou valores intermediários entre os outros dois modelos. Menciona-se que é o único que utiliza, em sua equação, uma correção para a diferença existente entre a temperatura do ar e a temperatura da superfície do líquido, por meio do coeficiente psicrométrico. Aliado a isso, é o que mais utiliza parâmetros climáticos nas equações que formam o modelo, são eles: temperatura mínima, média e máxima, velocidade do vento, umidade relativa do ar, precipitação, dentre outros.

Com o intuito de complementar os estudos do Gráfico 3, elaborou-se a Tabela 3. Na qual, identifica-se os valores totais da evaporação no período de estudos, tanto de forma teórica, com os modelos de cálculo, como dos valores observados em campo.

Identifica-se que o método que mais se aproxima do valor da evaporação total é o de Linacre (1993), logo é destacado como aquele mais representativo para a região, entre os três. A diferença da evaporação total colhida em campo e desse modelo estimativo é apenas um pouco superior aos 40 mm. O método de Thornthwaite foi o que minorou os valores de evaporação em comparação aos reais, com uma diferença muito superior aos 700 mm. Por fim, o método de Kohler *et al.* (1955), da mesma forma que na análise gráfica, manteve-se

como um modelo intermediário, contudo com uma eficiência muito superior ao de Thornthwaite (1948).

Tabela 3 - Valores de evaporação total teórica e medida

Modelo	Evaporação total (mm)
Medido (em campo)	1207
Thornthwaite (1948)	444,45
Linacre (1993)	1163,89
Kohler <i>et al.</i> (1955)	913,45

Fonte: Os Autores (2022).

Considerações finais

A escolha por materiais que mitiguem as taxas de evaporação é de relevância no gerenciamento dos recursos hídricos, principalmente em regiões como o Semiárido nordestino, que carecem desse recurso. Podendo evitar perdas de água para a atmosfera, sendo que diversos fatores devem ser levados em consideração na adoção da melhor alternativa, como por exemplo: obtenção, durabilidade, eficiência na minimização da evaporação, comportamento dos materiais diante das condições ambientais locais, custos de implementação, operação e manutenção, dentre outros.

Avalia-se que as garrafas PET obtiveram os melhores resultados entre as estudadas, tanto em relação a minimizar a evaporação, quanto em relação a implementação, operação e manutenção. Pois são materiais reutilizados, de baixo custo, de enorme tempo de decomposição e por serem caracterizadas como uma cobertura flutuante, são mais fáceis de implementar. Por sua vez, o Tetrapak conseguiu reduzir as taxas de evaporação em quase 40%, assim como as garrafas, contudo se degradou rapidamente. Dessa maneira, apesar de também ser um material reutilizado e apresentar baixo custo, a rápida degradação pode requerer novas implementações e onerar a solução, inviabilizando o seu uso. No entanto, é necessária uma maior análise sobre as causas dessa degradação ocorrida.

Em relação as telas de polietileno, a tela preta de maior espaçamento entre as malhas foi a que mais minimizou a evaporação, com mais de 24,00% de redução. Em contrapartida, a tela preta de menor espaçamento foi a de pior eficiência, com apenas 14,43%. Tal evidência, foi contrária à expectativa inicial, devido ao maior fechamento da superfície do líquido promovido pela segunda tela. Já as telas verde e branca tiveram desempenhos próximos, reduzindo aproximadamente 17,00% da evaporação.

O tratamento estatístico dos dados foi satisfatório para todos os reservatórios. Notou-se os baixos valores de evaporação média diária dos reservatórios cobertos com garrafas PET em relação aos demais, com valores inferiores a 6,0 mm, e também da melhor dispersão dos dados. A cobertura em Tetrapak, apesar de ter uma boa redução da evaporação, demonstrou alta dispersão em relação aos demais, devido ao rápido desgaste evidenciado. Em relação as telas, de modo geral, essas apresentaram um comportamento semelhante, com evaporação média diária superior a 7,0 mm. Por meio dessa análise, ficou comprovado que a precipitação efetivamente influencia na evaporação.

Por fim, ressalta-se que os materiais empregados na pesquisa demonstraram que podem ser uma poderosa ferramenta a serem utilizadas por pequenos produtores rurais do Nordeste brasileiro, para minimizar substancialmente as perdas de água por evaporação. Além de proporcionar o ganho quantitativo das águas, são meios de baixo custo de aquisição e implementação, o que viabiliza a sua utilização.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelo financiamento do projeto Universitas e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de apoio à pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ALAM, S.; ALSHAIKH, A.A. Use of palm fronds as shaded cover for evaporation reduction to improve water storage efficiency. *Journal of King Saud University - Engineering Sciences*, v. 25, n. 1, p. 55–58, 2013.
- ALHASSOUN, S.A., ALSHAIKH, A.M.A., ALREHAILI, A.M., MISBAHUDDIN, M., 2011. Effectiveness of using palm fronds in reducing water evaporation. *Agricultural Water Management*, v. 84, n. 3, p. 229–239, 2006.
- BOU-FAKHREDDINE, B.; MOUGHARBEL, I.; FAYE, A.; POLLET, T. Estimating daily evaporation from poorly-monitored lakes using limited meteorological data: A case study within Qaraoun dam – Lebanon. *Journal of Environmental Management*, v. 241, p. 502–513, 2019.
- CIRILO, J.A.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; CAMPOS, J.N.B.A. A questão da água no semiárido brasileiro. In: Bicudo, C.E.M; Tundisi, J.G.; Scheuenstuhl, M.C.B. (Org.). *Águas do Brasil: análises estratégicas*. São Paulo: Instituto de Botânica, v. 1, p. 81–91, 2010.
- FERREIRA, J.D.C. Condições de preservação dos recursos hídricos em microbacias em brejos de altitude no semiárido pernambucano. 2018. 91f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia e Geociência, Universidade Federal Pernambuco, Recife - Pernambuco, 2018.
- FONTES, A.S.; OLIVEIRA, J.I.R.; MEDEIROS Y.D.P. A evaporação em açudes no semiárido nordestino do Brasil e a gestão de águas. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – SBRH, Curitiba-PR, 2003.
- GALLEGO-ELVIRA, B., BAILLE, A., MARTIN-GORRIZ, B., MAESTRE-VALERO, J.F., MARTÍNEZ-ALVAREZ, V. Energy balance and evaporation loss of an irrigation reservoir equipped with a suspended cover in a semiarid climate (south-eastern Spain). *Hydrological Processes*, v. 25, n. 11, p. 1694–1703, 2011.
- GALLEGO-ELVIRA, B., MARTÍNEZ-ALVAREZ, V., PITTAWAY, P., BRINK, G., MARTÍN-GORRIZ, B. Impact of Micrometeorological Conditions on the Efficiency of Artificial Monolayers in Reducing Evaporation. *Water Resources Management*, v. 27, n. 7, p. 2251–2266, 2013.
- HASSAN, M.M., PEIRSON, W.L., NEYLAND, B.M., FIDDIS, N.M.Q. Evaporation mitigation using floating modular devices. *Journal of Hydrology*, v. 530, p. 742–750, 2015.
- JAT, M.L., SAMMAURIA, R., MARUTHISANKAR, G.R., KOTHARI, A.K., SHARMA, S.K., BALYAN, J.K., MISHRA, P.K. Assessment of seasonal efficacy of different evaporation retardants in semi-arid tropics. *Journal of Agrometeorology*, v. 12, n. 2, p. 225–228, 2010.
- KOHLER, M.A.; NORDENSEN, T.J.; FOX, W.E. Evaporation from pans and lakes, U.S. Weather Bureau Research, n. 38, p. 1–21, 1955.
- LENTERS, J.D.; KRATZ, T.K.; BOWSER, C.J. Effects of climate variability on lake evaporation: Results from a long-term energy budget study of Sparkling Lake, northern Wisconsin (USA). *Journal of Hydrology*, v. 308, n. 1–4, p. 168–195, 2005.
- LINACRE, E.T. Data-sparse estimation of lake evaporation using a simplified Penman equation. Elsevier Science Publishers B.V. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 64, p. 237–256, 1993.
- MARTINEZ-ALVAREZ, V., MAESTRE-VALERO, J.F., MARTIN-GORRIZ, B., GALLEGO-ELVIRA, B. Experimental assessment of shade-cloth covers on agricultural reservoirs for irrigation in south-eastern Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research*, v. 8, n. SUPPL. 2, p. 122–133, 2010.
- MOZAFARI, A.; MANSOURI, B.; CHINI, S.F. Effect of Wind Flow and Solar Radiation on Functionality of Water Evaporation Suppression Monolayers. *Water Resources Management*, v. 33, n. 10, p. 3513–3522, 2019.
- NUNES, T.H.C.; GALVÃO, C.O.; RÊGO, C.J. Rule curve for seasonal increasing of water concessions in reservoirs with low regularized discharges. *Brazilian Journal of Water Resources*, v. 21, n. 3, p. 493–501, 2016.
- PADILHA, M.C.L.; ANDRADE NETO, S.; CASTELO BRANCO, D.A.; FREITAS, M.A.V.; FIDELIS, N.S. Water-energy nexus: Floating photovoltaic systems promoting water security and

energy generation in the semiarid region of Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 273, 2020.

SAGGAÏ, S.; BACHI, O.E.K. Evaporation Reduction from Water Reservoirs in Arid Lands Using Monolayers: Algerian Experience. *Water Resources*, v. 45, n. 2, p. 280–288, 2018.

SARAIVA, F.A.M.; SOUSA, F.A.S.; LEITÃO, M.M.V.B.R. Redução de evaporação em reservatórios artificiais. 3º Simpósio Brasileiro de Captação de Água de Chuva no Semiárido. Campina Grande-PB, 2001.

SIMON, K.; SHANBHAG, R.; SLOCUM, A.H. Reducing Evaporative Water Losses from Irrigation Ponds through the Reuse of Polyethylene Terephthalate Bottles. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v. 142, n. 2, 2016.

SOVOCOL, K. Erratum: Testing an innovative evaporative suppressant for reducing losses from lakes (Journal - American Water Works Association). *Journal - American Water Works Association*, v. 106, n. 5, p. 99, 2014.

THORNTON, C.W. An approach toward a rational classification of climate. *Geography Review*, v. 38, p. 55-94, 1948.

TRINDADE, T.Q.; MARTINI, D. Embalagens tetra pak® alternativa de baixo custo na construção. 2º Jornada Científica da UNEMAT. Universidade do Estado de Mato Grosso, Barra do Bugres, Mato Grosso, 2009.

TUNDISI, J.G. (Coord.). Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014.

WAHEEB YOUSSEF, Y.; KHODZINSKAYA, A. A Review of Evaporation Reduction Methods from Water Surfaces. *E3S Web of Conferences*, v. 97, 2019.

WURBS, R.A.; AYALA, R.A. Reservoir evaporation in Texas, USA. *Journal of Hydrology*, v. 510, p. 1-9, 2014.

Sobre os Autores

Abelardo Antônio de Assunção Montenegro: Engenheiro Civil, Doutor em Recursos Hídricos pela Universidade de Newcastle Upon Tyne – Reino Unido, Professor titular do Departamento de Tecnologia Rural e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Ailton Alves de Carvalho: Engenheiro Agrônomo, Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) e Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Atualmente é pesquisador em Recursos Hídricos pelo Instituto Nacional do Semiárido (INSA).

Ana Carla dos Santos Menezes: Engenheira Mecânica, Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF).

Ana Cláudia Villar e Luna Gusmão: Engenheira Agrícola e Ambiental, Mestre em Meteorologia pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Foi pesquisadora de Pós-Doutorado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), na área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Ana Virgínia Marinho Silveira: Médica Veterinária, Mestre em Ciência Veterinária com ênfase em Medicina Veterinária Preventiva, Doutora em Ciência Animal Tropical na Área de Concentração de Saúde nos Trópicos /Epidemiologia, Saúde Pública, Diagnóstico e Controle das Doenças nos Trópicos pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Professora do Departamento de Tecnologia Rural (DTR) nos cursos de Bacharelado em Gastronomia e Engenharia Ambiental da UFRPE. É membro titular da Câmara Técnica de Comunidades Tradicionais do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva: Engenheiro Civil, Mestre e Doutor em Engenharia Civil pelo PPGEC da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Doutorado sanduíche na Universidade Livre de Berlim, Alemanha. Professor Associado III do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DECIV) da UFPE. Professor Permanente do PPGEC/UFPE e PPGECA/UFPE. Atualmente é coordenador do PPGECA/UFPE.

Anna Elis Paz Soares: Técnica em Saneamento Ambiental (IFPE), Mestre e Engenheira Civil pela Universidade de Pernambuco (UPE), Doutoranda em Engenharia Civil com ênfase em Recursos Hídricos e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Foi bolsista da CAPES no Programa Ciências sem Fronteiras, cursando a graduação sanduíche no Illinois Institute of Technology-IIT e Academic Training na Universidade de Auburn (Auburn University, AL). Atualmente trabalha na Secretaria Executiva de Recursos Hídricos de Pernambuco.

Arminda Saconi Messias: Bacharel em Química pela UNICAP, Mestrado em Agronomia (Ciência do Solo) pela Universidade Federal Rural de Pernambuco; Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo, Pós-doutorado em Gestão Urbana pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná e Professora Titular da Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP).

Bruno e Silva Ursulino: Engenheiro Ambiental, Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde atualmente é estudante de doutorado. É professor no Instituto Federal do Ceará (IFCE), nos cursos de Engenharia de Aquicultura e Técnico em Aquicultura.

Camila Oliveira de Britto Salgueiro: Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da UFPE.

Carolynne Wanessa Lins de Andrade Farias: Engenheira Agrícola e Ambiental, Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Professora Adjunta na Universidade Federal da Paraíba (UFPB), com foco em Hidrologia e Sistemas de Informação Geográfica.

Clóvis Manoel Carvalho Ramos: Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia - Irrigação e Drenagem pela Universidade Estadual Paulista "Júlio Mesquita Filho" - Faculdade de Ciências Agrônômicas (UNESP-Campus Botucatu). Professor adjunto do Colegiado de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF).

Débora Natália Oliveira de Almeida: Engenheira Cartógrafa e Agrimensora pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Mestre em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação (PPGCGTG) da UFPE.

Diego César dos Santos Araújo: Engenheiro Agrônomo, Mestre e Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Atualmente é Pesquisador de Pós-Doutorado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), na área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Edmilson Martins de Vasconcelos Júnior: Químico industrial, especialista em Perícia e Auditoria Ambiental pela Faculdade Frassinetti do Recife (FAFIRE), MBA em Engenharia de Saneamento Básico e Ambiental pela Universidade Cidade de São Paulo (UNICID), Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos pelo ProfÁgua - polo Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Membro do Programa Conecta COMPESA como Mentor Voluntário, nas áreas de Tratamento de água e Recursos Hídricos. Atualmente é Coordenador de Produção do Agreste Meridional da COMPESA.

Ênio Farias de França e Silva: Engenheiro Agrícola, atualmente é Professor Associado do Departamento de Engenharia Agrícola da UFRPE, onde leciona disciplinas da área de recursos hídricos e meio ambiente. Tem experiência na área de Engenharia Agrícola, com ênfase em Irrigação e Drenagem, atuando principalmente nos seguintes temas: salinidade, irrigação, solução do solo, fertirrigação e qualidade e reúso de água.

Eronildo Luiz da Silva Filho: Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Pernambuco-UFPE, Campus Agreste.

Freds Fernando Alves de Almeida: Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia - Ciências do Solo pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Atualmente realiza Pós-doutorado na Área de Hidroclimatologia pelo Programa de Desenvolvimento Científico E Tecnológico Regional-PDCTR (MCTIC/CNPq/FACEPE) na Universidade Federal do Agreste de Pernambuco (UFAPE).

Galba Maria de Campos Takaki: Doutora em Microbiologia pela Universidade Federal de São Paulo e Newcastle Upon Tyne University, Reino Unido, Pós-doutorado pela Université de Omnipellier-França. Professora Permanente do Programa de Pós-graduação Renorbio (UFRPE), Professora Permanente do Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais (UNICAP) e Professora Titular da Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP).

Gilles Chaves dos Santos: Tecnólogo em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto Centro de Ensino Tecnológico (CENTEC), Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pelo PPGECAM e Doutorando em Engenharia Civil pelo Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Atualmente, técnico de laboratório de Química do Instituto Federal do Ceará - campus Aracati.

Hidaiane Fayga Matias Caldas: Engenheira Civil pela Universidade Federal de Campina Grande, Mestre e atualmente doutoranda em Engenharia Civil na área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral: Engenheiro Civil, Doutor em Métodos Computacionais Aplicados à Engenharia pela Universidade de Wessex-Inglaterra. Professor Titular da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Professor Associado da Universidade de Pernambuco (UPE) e membro permanente dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE) e da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral: Engenheiro Civil, Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), PhD em Métodos Computacionais Aplicados à Engenharia - Wessex Institute of Technology (Inglaterra), Pós-doutorado pela Universidade do Mississippi (USA), professor titular da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e Livre Docente pela Universidade de Pernambuco (UPE). Atualmente é Professor Associado da UPE.

Jean Carlo do Nascimento: Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFPE.

João Luís Mendes Pedroso de Lima: Engenheiro Civil pela Universidade de Coimbra (Portugal), Mestre em Gestão de Recursos Hídricos e Doutorado em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen (Países Baixos), Professor Catedrático do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra (FCTUC). Atualmente é Coordenador da Área Científica de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente da Universidade de Coimbra, Coordenador da Linha 1 do MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente / ARNET - Rede de Investigação Aquática, e colaborador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

José Adson Andrade de Carvalho Filho: Biólogo, Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e Doutorando em Engenharia Civil pelo PPGEC/UFPE.

José Almir Cirilo: Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Professor Titular da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Campus Acadêmico do Agreste e dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental - PPGECAM/UFPE, campus Agreste e Pós-Graduação em Engenharia Civil - PPGEC, Recife, e Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfAgua), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Josiclêda Domiciano Galvíncio: Matemática pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), Especialista em Matemática Aplicada e Estatística Aplicada a Meteorologia e Climatologia pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB) (1998), Mestre em Meteorologia e Doutorado em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e Pós-doutorado na Texas A & M University, Estados Unidos. Atualmente é Professora Titular da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Professora permanente do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da UFPE e do Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPCIAM/UFRPE).

Josimar Gurgel Fernandes: Mestre em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, Doutorado em Geografia pela Universidade Federal de Pernambuco. Extensionista rural e pesquisador do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) e Professor na pós graduação do Centro Universitário dos Guararapes.

Juliana Karla da Silva: Técnica em Saneamento Ambiental (IFPE), Mestre em Engenharia Civil pela Universidade de Pernambuco (UPE). Atua na área de saneamento desde 1997. Atualmente ocupa a função de analista de obras hídricas e rodoviárias na Secretaria de Infraestrutura de Pernambuco, lotada na Secretaria Executiva de Recursos Hídricos.

Juliana Pires Pereira: Engenheira Eletricista, Mestre em Ciências da Saúde e Biológicas pela Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF).

Jussara Freire de Souza Viana: Geógrafa, Mestre em Engenharia Urbana e Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Doutora em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Realizou Pós-Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental pela UFPE, na área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Leidjane Maria Maciel de Oliveira: Engenheira Civil pela Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP), Mestre, Doutora e Pós-Doutora em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Federal de Pernambuco

(UFPE). Atualmente, Professora Adjunto III do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DECIV) da UFPE. Professora Colaboradora do PPGEC e Professora Permanente do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) – polo UFPE.

Lizandra de Barros de Sousa: Engenheira Civil pela Universidade Federal do Cariri (UFCA) e mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Atualmente é doutoranda do Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Luciana Oliveira Franco: Doutora em Biologia de Fungos. Professora da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Luiz Gustavo Costa Ferreira Nunes: Técnico em Saneamento Ambiental (IFPE), Mestre e Engenheiro Civil pela Universidade de Pernambuco (UPE). Doutorando em Engenharia Civil com ênfase em Recursos Hídricos e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), com pesquisa na área de gestão de recursos hídricos. Atualmente trabalha na Secretaria Executiva de Recursos Hídricos de Pernambuco.

Maendra Pollinne Arcoverde Soares: Agrônoma pela Universidade Federal do Agreste de Pernambuco (UFape). Atualmente é mestranda do Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais (PPCIAM) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Marco Aurelio Calixto Ribeiro de Holanda: Engenheiro de Telecomunicações, Mestre em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco (POLI/UPE). Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Maria das Graças Monteiro Almeida de Melo: Engenheira Civil pelo Centro Universitário do Vale do Ipojuca, Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental pela UFPE.

Maria do Carmo Martins Sobral: Engenheira civil pela UFPE, especialista em Planejamento Urbano e Regional pela Universitat Dortmund, Alemanha, Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), pela University of Waterloo, Canadá. Doutora em Planejamento Ambiental pela Universidade Técnica de Berlin, Alemanha. Pós-doutorado em Tecnologia Ambiental pela TU Berlin, Alemanha. Pós-doutorado em Gestão de Recursos Hídricos pelo Instituto de Educação para Água (IHE, Unesco), Holanda. Pesquisadora visitante no Instituto de Planejamento Urbano e Ambiental da Universidade Metropolitana de Oslo (OSLOMET), Noruega. Professora titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Docente permanente dos Programas de Pós-graduação da UFPE em Engenharia Civil na área de tecnologia e gestão ambiental; Desenvolvimento e Meio Ambiente (Rede Prodema); Mestrado Profissional em Gestão e Regulação das Águas (ProfÁgua) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Mateus Barbosa dos Santos: Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Nathália Sá Alencar do Amaral Marques: Doutora em Biotecnologia pelo Programa de Pós-graduação Renorbio da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Bolsista do Instituto Agrônomo do Estado de Pernambuco.

Patrícia Ribeiro dos Santos: Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo pela Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFPE. Pesquisadora a disposição do Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA.

Rafaela Vieira Ribeiro: Engenheira Ambiental pela Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP), Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos pelo ProfÁgua - polo Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Atualmente é Coordenadora de Fiscalização de Recursos Hídricos na Gerência de Monitoramento e Fiscalização da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC).

Raquel Ferreira do Nascimento: Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Mestre e Doutoranda em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da UFPE.

Renata Maria Caminha Mendes de Oliveira Carvalho: Engenharia Agrônoma pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Mestre em Gestão e Políticas Ambientais pela UFPE. Especialização em Metodologia do Ensino Superior pela UNICAP. Especialização em Gestão e Controle Ambiental pela POLI/UPE. Doutora em Engenharia Civil na área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, com ênfase em Gestão Ambiental, pela UFPE. Pós-Doutorado na Universidade de Évora, Laboratório da Água. Bolsa de Desenvolvimento Tecnológico e Inovação no Exterior Sênior em TICs (Bolsa DES/CNPq - 2015) e Estágio de Doutoramento - Bolsa Capes/PROBRAL na Universidade Técnica de Berlim, na área de Planejamento Ambiental. Professora Permanente do Curso de Mestrado Profissional em Gestão Ambiental e do Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental, do IFPE- Campus Recife e do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação das Águas (ProfÁgua-UFPE). Atualmente é Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental do IFPE.

Renatha Michelly Sabino dos Santos: Engenheira Civil, Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Rochele Sheila Vasconcelos: Tecnóloga em Recursos Hídricos/Irrigação. Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Romero Luiz Mendonça Sales Filho: Estatístico pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Mestre e Doutor em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Pernambuco. Atualmente é professor da Universidade Federal do Agreste de Pernambuco (UFape) e membro permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PCCIAM) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Sheila Silva dos Santos: Engenharia Civil pela Poli/UPE, Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua). Atua desde 2003 como técnico industrial na área de Gestão de Recursos Hídricos da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (Chesf), com ênfase na operação de reservatórios de hidrelétricas. Possui experiência em monitoramento hidrológico, análise e consistência de dados, estudos na área de hidrologia operacional, inspeção e fiscalização de desempenho da rede hidrométrica, hidrometria, hidrossedimentometria e batimetria para atendimento da Resolução Conjunta ANEEL/ANA nº 03/2010 e Licença de Operação de usinas hidrelétricas.

Simone Rosa da Silva: Engenheira Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Mestre em Engenharia Civil pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS (IPH/UFRGS), Doutora em Engenharia Civil com ênfase em Recursos Hídricos e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e Livre Docente pela Universidade de Pernambuco (UPE). Atualmente é Professora Associada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade de Pernambuco e exerce o cargo de Secretária Executiva de Recursos Hídricos de Pernambuco.

Suzana Maria Gico Lima Montenegro: Engenheira Civil, Mestre em Engenharia Civil-Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Doutora em Engenharia Civil pela Universidade de Newcastle Upon Tyne, Reino Unido. É professora titular e membro permanente do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Atualmente exerce o cargo de diretora presidente da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), com ingresso em 2019.

Sylvana Melo dos Santos: Engenheira Civil pela UFPE, Mestre e Doutora em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Doutorado sanduíche na Universidade de Hannover, Alemanha. Atualmente, Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DECIV) da UFPE. Professora Permanente do PPGEC, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) e do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) – polo UFPE.

Thaise Suanne Guimarães Ferreira Engenheira Civil, Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Campus Agreste.

Thayná Alice Brito Almeida: Engenheira Agrícola e Ambiental e mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco. Atualmente é doutoranda do Programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Thieres George Freire da Silva: Engenheiro Agrônomo, Doutor em Meteorologia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa, Professor Associado da Unidade Acadêmica de Serra Talhada e dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e em Produção Vegetal da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Thomas Fernandes da Silva: Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pelo PPGECA e Doutorando em Engenharia Civil pelo PPGECA. Atualmente, professor da Autarquia do Ensino Superior de Garanhuns (AESGA).

Tiago Oliveira Caetano: Engenheiro Civil, Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Campus Agreste.

Vanessa Pimentel Santos: Fisioterapeuta, Doutora em Biotecnologia pelo Programa de Pós-graduação Renorbio da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Vanessa Vasconcelos Barbosa: Geógrafa pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da UFPE.

Werônica Meira de Souza: Meteorologista, Mestre em Meteorologia e Climatologia pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Doutora em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Professora Associada III da Universidade Federal do Agreste de Pernambuco (UFAPE), Professora permanente do Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPCIAM/UFRPE) e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco (PRODEMA/UFPE). Atualmente é Coordenadora dos Programas de Pós-Graduação Stricto Sensu da UFAPE.

Willames de Albuquerque Soares: Matemático, Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Professor Associado da Universidade de Pernambuco e membro permanente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE).

Posfácio

O livro **Pesquisa e Tecnologias Hídricas para o Desenvolvimento do Semiárido de Pernambuco**, organizado por Abelardo Antônio de Assunção Montenegro e Werônica Meira de Souza, é fruto de uma rede interinstitucional do Estado de Pernambuco e chega ao público numa hora oportuna para o urgente debate sobre a relações entre a concepção e necessidade de implementação de políticas públicas que tenham como foco as bacias hidrográficas no Agreste e Sertão de Pernambuco.

Há uma obrigação latente em pensar o futuro e como a humanidade se relaciona com o meio ambiente em todos os aspectos sociais. Sustentabilidade, desenvolvimento e redução das desigualdades devem ser pauta fundamental de qualquer governo ou mesmo das instituições da sociedade civil para que porvir não seja um horizonte de desesperança e sim de expectativas. Pensar a inovação como forma de rompimento de um cotidiano saturado é dar ao mundo novas possibilidades de existência. As pesquisas apresentadas nessa coletânea e parte integrante do Consórcio Universitas demonstram a possibilidade de criação de estratégias capazes de dar conta das necessidades de nossa região por meio de uma relação entre ciência, tecnologia e as Universidades como propulsora de desenvolvimento.

Num mundo em que os desafios se tornam cada vez maiores, também são as propostas de soluções que nos permitam avançar rumo a um mundo mais sustentável e com igualdade de condições. O mundo não se tornou extremo apenas no campo da política, mas também no campo climático. As mudanças extremas que assolam o mundo há alguns anos, implicando numa urgência de debates sobre o que está a ocorrer com o meio ambiente, demonstram que financiar pesquisas como as que aqui foram apresentadas se mostra a saída de maior impacto e de rápido resultado para a sociedade.

É válido lembrar que as Universidades, como instituições milenares, são uma das únicas instituições de longa duração capazes de pensar e projetar o futuro com pesquisas de folego que não estão focadas só no hoje, mas em como estaremos dentro de um intervalo de tempo de vinte ou trinta anos. Pesquisas que exigem pronta resposta, como a apresentada sobre a infiltração de água em solos da zona semiárida também fazem parte da preocupação dos investigadores acadêmicos que se debruçam sobre temas urgentes, ou quentes, como chamamos no mundo da política.

Como há apontado Heriberto Araújo para o periódico espanhol El País vivemos um perigo eminente na questão climática que vai além do descaso de governos e mesmo da própria sociedade civil. Há uma desconhecida e nova máquina de negacionismo de ideias, de recursos e mesmo de acadêmicos que estão a tentar “abrandar” a luta pela questão climática. Se tem produzido uma série de “evidências científicas” com a intenção de retroceder os avanços, mesmo que modestos para frear a crise do meio ambiente, em escala mundial. Não é um tipo de negacionismo como foi o da pandemia da Covid-19, mas um outro tipo mais assusto e perverso. Não negam que a crise exista, apenas que não se trata de uma questão urgente e que a frear pode causar grandes danos a economia mundial que se apresenta em desaceleração e incapaz de gerar empregos. Não são poucas as empresas que investem financeiramente na produção deste tipo de pesquisa por indução dentro das Universidades. Por isso, um livro como o que os leitores têm em mãos, demonstra a autonomia que a Universidade, como vanguarda em defesa da sociedade possui para mostrar o que poderíamos chamar de “verdades inconvenientes”, indicando caminhos, mas também apontando problemas que se mostram históricos.

Por mais que o sumário aponte para um livro técnico e com grande viés acadêmico, os temas abordados são os mais importantes da ordem do dia transformando o presente num espaço de discussões e soluções de problemas reais. Saneamento, recursos hídricos, extremos climáticos, telhados verdes, dessalinização, qualidade e conservação da água, barragens subterrâneas, são temas caros a sociedade pernambucana e que de uma forma direta e numa linguagem objetiva os autores(as) desta coletânea destacam como fundamentais no nosso Estado hoje e, sem dúvidas, num futuro próximo. Qualquer pessoa que pense política a nível de Estado terá que tratar dessas questões e aqui fica a possibilidade de contar com esses investigadores(as) de alto nível como parte da intelectualidade de Pernambuco, capaz de gerar respostas a sua própria demanda.

Pedro Falcão
Reitor e Professor da UPE
Recife, PE