

LUIS RICARDO FERNANDES DA COSTA
(ORGANIZADOR)

Geociências:

Entraves, lacunas profissionais e pesquisa

3

Atena
Editora
Ano 2023

LUIS RICARDO FERNANDES DA COSTA
(ORGANIZADOR)

Geociências:

Entraves, lacunas profissionais e pesquisa

3

Atena
Editora
Ano 2023

Editora chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Editora executiva

Natalia Oliveira

Assistente editorial

Flávia Roberta Barão

Bibliotecária

Janaina Ramos

Projeto gráfico

Camila Alves de Cremo

Ellen Andressa Kubisty

Luiza Alves Batista

Nataly Evilin Gayde

Thamires Camili Gayde

Imagens da capa

iStock

Edição de arte

Luiza Alves Batista

2023 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do texto © 2023 Os autores

Copyright da edição © 2023 Atena

Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.

Open access publication by Atena Editora



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição-Não-Comercial-NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

Conselho Editorial**Ciências Exatas e da Terra e Engenharias**

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto

Profª Drª Alana Maria Cerqueira de Oliveira – Instituto Federal do Acre

Profª Drª Ana Grasielle Dionísio Corrêa – Universidade Presbiteriana Mackenzie

Profª Drª Ana Paula Florêncio Aires – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás

Profª Drª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná

Prof. Dr. Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás

Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Profª Drª Érica de Melo Azevedo – Instituto Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará

Prof. Dr. Fabrício Moraes de Almeida – Universidade Federal de Rondônia

Profª Drª Glécilla Colombelli de Souza Nunes – Universidade Estadual de Maringá

Profª Drª Iara Margolis Ribeiro – Universidade Federal de Pernambuco

Profª Dra. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Prof. Dr. Juliano Bitencourt Campos – Universidade do Extremo Sul Catarinense

Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande

Profª Drª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Marco Aurélio Kistemann Junior – Universidade Federal de Juiz de Fora

Profª Drª Maria José de Holanda Leite – Universidade Federal de Alagoas

Prof. Dr. Miguel Adriano Inácio – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Prof. Dr. Milson dos Santos Barbosa – Universidade Tiradentes

Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte

Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba

Prof. Dr. Nilzo Ivo Ladwig – Universidade do Extremo Sul Catarinense

Profª Drª Priscila Tessmer Scaglioni – Universidade Federal de Pelotas

Profª Dr Ramiro Picoli Nippes – Universidade Estadual de Maringá

Profª Drª Regina Célia da Silva Barros Allil – Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Sidney Gonçalo de Lima – Universidade Federal do Piauí

Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Diagramação: Ellen Andressa Kubisty
Correção: Flávia Roberta Barão
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Os autores
Organizador: Luis Ricardo Fernandes da Costa

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)	
G342	Geociências: entraves, lacunas profissionais e pesquisa 3 / Organizador Luis Ricardo Fernandes da Costa. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2023. Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-65-258-1603-6 DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.036230808 1. Geociências. I. Costa, Luis Ricardo Fernandes da (Organizador). II. Título. CDD 550
Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166	

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access*, *desta forma* não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce*, ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.

É com grande satisfação que apresentamos a obra “Geociências: Entraves, lacunas profissionais e pesquisa 3”, que apresenta uma série de quatro artigos com abordagens desde a análise ambiental em áreas de expansão urbana, além de estudos voltados para a problemática do assoreamento de rios e geomorfologia fluvial.

Assim, a obra prossegue com importantes discussões na temática ambiental, além de cumprir papel fundamental na disseminação de pesquisas de base para trabalhos na área, principalmente para estudantes de Graduação e Pós-graduação.

Dessa forma, convidamos a comunidade em geral para conferir esse mais novo volume, com possibilidades e propostas para a aplicação e disseminação das pesquisas em diferentes realidades e escalas de análise.

Prof. Dr. Luis Ricardo Fernandes da Costa

CAPÍTULO 1	1
ANÁLISE DE EXPANSÃO DO TERRITÓRIO URBANO DO MUNICÍPIO DE DOBRADA-SP COM AUXÍLIO DE GEOTECNOLOGIA	
Jéssica Aline Reguini	
Gilberto Aparecido Rodrigues	
Vanessa Amaro Vieira	
Maria Aparecida Bovério	
Nivaldo Carleto	
Douglas Francisco Ribeiro	
Jakeline Campos do Amorim	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.0362308081	
CAPÍTULO 2	18
RIOS DE LEITO ROCHOSO: DOS PROCESSOS À PAISAGEM, E DE VOLTA	
Adalto Gonçalves Lima	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.0362308082	
CAPÍTULO 3	38
EFEITOS AMBIENTAIS RESULTANTES DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DEVIDO AO PROCESSO DE ASSOREAMENTO	
Alanny Christiny Costa de Melo	
Diogenys da Silva Henriques	
Hudson Inácio Moura Ferreira	
Anna Karollynna Câmara de Araújo	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.0362308083	
CAPÍTULO 4	48
DESEMPENHO DE LEITOS DE MACRÓFITAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM CLIMA TROPICAL SECO E POTENCIAL DE REUTILIZAÇÃO DA ÁGUA	
Marla Mujovo	
Ana Galvão	
José Saldanha Matos	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.0362308084	
SOBRE O ORGANIZADOR	68
ÍNDICE REMISSIVO	69

ANÁLISE DE EXPANSÃO DO TERRITÓRIO URBANO DO MUNICÍPIO DE DOBRADA-SP COM AUXÍLIO DE GEOTECNOLOGIA

Data de aceite: 02/08/2023

Jéssica Aline Reguini

Curso Superior de Tecnologia em
Agronegócio
Faculdade de Tecnologia de Taquaritinga
– Taquaritinga – São Paulo – Brasil
<https://orcid.org/0009-0005-6824-6706>

Gilberto Aparecido Rodrigues

Curso Superior de Tecnologia em
Agronegócio
Faculdade de Tecnologia de Taquaritinga
– Taquaritinga – São Paulo – Brasil
<https://orcid.org/0000-0001-9532-120X>

Vanessa Amaro Vieira

Curso Superior de Tecnologia em
Agronegócio
Faculdade de Tecnologia de Taquaritinga
– Taquaritinga – São Paulo – Brasil
<https://orcid.org/0000-0003-0454-5713>

Maria Aparecida Bovério

Curso Superior de Tecnologia em
Biocombustíveis
Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal
– Jaboticabal – São Paulo – Brasil
<https://orcid.org/0000-0003-0259-4909>

Nivaldo Carleto

Curso Superior de Tecnologia em
Produção Industrial
Faculdade de Tecnologia de Taquaritinga
– Taquaritinga – São Paulo – Brasil

<https://orcid.org/0000-0003-1396-723X>

Douglas Francisco Ribeiro

Curso Superior de Análise e
Desenvolvimento de Sistemas
Faculdade de Tecnologia de Taquaritinga
– Taquaritinga – São Paulo – Brasil
<https://orcid.org/0000-0001-8715-6929>

Jakeline Campos do Amorim

Curso Superior de Tecnologia em
Biocombustíveis
Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal
– Jaboticabal – São Paulo – Brasil
<https://orcid.org/0000-0003-3753-1000>

RESUMO: Uma pesquisa de expansão urbana com uso de geotecnologia é fundamental para a análise e dimensão dos estudos da realidade existente nos municípios, pois permite a obtenção de informações precisas e detalhadas sobre ocupações e usos do solo em determinadas áreas urbanas e ou agrícolas do território da cidade. A geotecnologia é uma ferramenta importante para a coleta e análise de dados espaciais, que podem ser utilizados para entender os padrões de crescimento urbano, crescimento e mudanças de culturas de solo de áreas rurais, identificar áreas de

risco ambiental e social, e projetar o uso do solo de maneira mais eficiente e sustentável. O sensoriamento remoto, com imagens de satélite e fotografias aéreas, assim como o uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), permitem a análise e visualização de dados espaciais em mapas digitais e outras estruturas urbanas. Ao utilizar essas tecnologias é possível obter informações precisas sobre a localização e o tamanho das áreas urbanas, as características das edificações, a infraestrutura disponível e a dinâmica de uso do solo. Essas informações são importantes para o planejamento e gestão urbana e rural, permitindo que as autoridades públicas e outros tomadores de decisão possam entender as necessidades e desafios da área urbana em questão e tomar medidas adequadas para atender às demandas da população e promover o desenvolvimento sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: Áreas urbanas. Espaços rurais. Expansão urbana. Uso e ocupação do solo.

EXPANSION ANALYSIS OF THE URBAN TERRITORY OF THE MUNICIPALITY OF DOBRADA-SP WITH THE AID OF GEOTECHNOLOGY

ABSTRACT: Research on urban expansion using geotechnology is essential for analyzing and understanding the reality of municipalities, as it allows for obtaining precise and detailed information on land use and occupation in certain urban and agricultural areas of the city's territory. Geotechnology is an important tool for collecting and analyzing spatial data, which can be used to understand patterns of urban growth, changes in rural land use and culture, identify areas of environmental and social risk, and plan land use in a more efficient and sustainable manner. Remote sensing, with satellite images and aerial photographs, as well as the use of Geographic Information Systems (GIS), enable the analysis and visualization of spatial data on digital maps and other urban structures. By utilizing these technologies, it is possible to obtain precise information on the location and size of urban areas, the characteristics of buildings, available infrastructure, and the dynamics of land use. This information is crucial for urban and rural planning and management, allowing public authorities and decision-makers to understand the needs and challenges of the urban area in question and take appropriate measures to meet the population's demands and promote sustainable development.

KEYWORDS: Urban areas. Rural spaces. Urban expansion. Land use and occupation.

INTRODUÇÃO

A expansão urbana das cidades do interior é um tema relevante e de grande importância, especialmente no contexto atual de crescimento demográfico e desenvolvimento econômico. De acordo com Rosa (2017), a expansão urbana é regida por processos que envolvem a ocupação de áreas periféricas ou rurais por meio da construção de novas edificações e das infraestruturas necessárias para suportá-las. Esse fenômeno é observado com frequência nas cidades do interior, onde há uma tendência de migração da população em busca de melhores condições de vida e trabalho.

Nesse contexto, a expansão urbana pode trazer diversos benefícios para as cidades do interior, tais como o aumento da oferta de empregos e serviços, a valorização

imobiliária, a melhoria da qualidade de vida da população e o desenvolvimento econômico local (NOGUEIRA *et al.*, 2007). Além disso, a expansão urbana pode contribuir para a redução das desigualdades sociais, pois possibilita o acesso a moradia e serviços básicos para segmentos da população que antes estavam excluídos do mercado imobiliário.

No entanto, é importante destacar que a expansão urbana também pode trazer alguns desafios e impactos negativos, como o aumento da demanda por água, energia e demais recursos, o congestionamento de vias públicas, a degradação ambiental e a especulação imobiliária (Huffner *et al.*, 2012). Por isso, é fundamental que as políticas públicas e o planejamento urbano sejam capazes de equilibrar o desenvolvimento urbano com a preservação ambiental e a garantia dos direitos sociais.

Dessa forma, é possível concluir que a expansão urbana das cidades do interior é um tema complexo e multifacetado, que envolve aspectos econômicos, sociais, ambientais e políticos. Por isso, é fundamental que esse processo seja gerenciado de forma planejada e sustentável, a fim de garantir o bem-estar da população e o desenvolvimento equilibrado das cidades e das áreas ambientais ou agrícolas que serão urbanizadas.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Para concepção destas questões de expansão urbana é necessária uma base de dados e informações geográficas reais e atualizadas, para isso cada vez mais as tecnologias de informação, assim como as tecnologias geográficas de sensoriamento e mapeamento remoto, ou mesmo *softwares* livres tais qual o *Google Earth Pro*. são empregadas nessas questões, ajudando com a coleta dos dados, análise das informações e auxiliando na tomada de decisões estratégicas.

De acordo com Siqueira (2015), o sensoriamento remoto é capaz de coletar informações sobre a superfície terrestre por meio de imagens obtidas por satélites, aviões e drones. Essas imagens permitem a identificação de áreas urbanas e a análise das mudanças ocorridas na paisagem ao longo do tempo, possibilitando a detecção da expansão urbana e o monitoramento de seu impacto ambiental em alguns casos até em tempo real.

Além disso, o monitoramento por meio de tecnologias geográficas também pode ser utilizado para o planejamento urbano baseado em dados concretos da região, permitindo a identificação de áreas de risco, a elaboração de estratégias para a gestão de recursos naturais e a implementação de políticas públicas voltadas para a melhoria da qualidade de vida da população (Almeida, 2010).

Outra vantagem do uso de tecnologias geográficas é a possibilidade de integrar diferentes fontes de dados, como informações censitárias, dados climáticos e registros de infraestrutura urbana, permitindo uma visão mais completa e integrada do processo de expansão urbana (Costa *et al.*, 2013).

Portanto, é possível concluir que o uso de tecnologias geográficas de monitoramento e sensoriamento remoto é fundamental para a percepção e análise da expansão urbana. Essas tecnologias permitem a coleta de dados precisos e contínuos, possibilitando o monitoramento da dinâmica urbana e o desenvolvimento de estratégias para o planejamento e gestão do território urbano.

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Caracterização da área de estudo

O presente artigo tem como pretensão embasar-se em um levantamento de dados bibliográficos especializados sobre a temática abordada e na realização de uma análise a partir de dados e informações captados por meio de *softwares* de mapeamento e sensoriamento remoto de solo com amostragens gráficas de imagens de satélites que possibilitem dimensionar as alterações do território urbano e rural da cidade de Dobrada através do intervalo de tempo.

Permitindo interpretar e discutir os resultados obtidos das amostragens do *software Google Earth Pro* de mapeamento e sensoriamento de solo para as conclusões do artigo acerca da expansão urbana do município de Dobrada e suas características nos últimos 20 anos entre 2003 e 2013.

O Município de Dobrada-SP fica sob as coordenadas de Latitude 21° 28' 04.89"S e Longitude 48° 36' 49.20"O. A metodologia deste estudo foi adaptada seguindo-se as técnicas utilizadas por Rodrigues, Ferrarezi e Bovério (2020), que no espaço urbano recorreu a recursos de geotecnologias do *software* de acesso livre *Google Earth Pro*, e técnica de comparação de imagens de satélite de uma mesma região entre intervalos de tempos de acordo com Ongaratto e Rocha (2013), considerando como período temporal os últimos 20 anos entre 2003 e 2023.

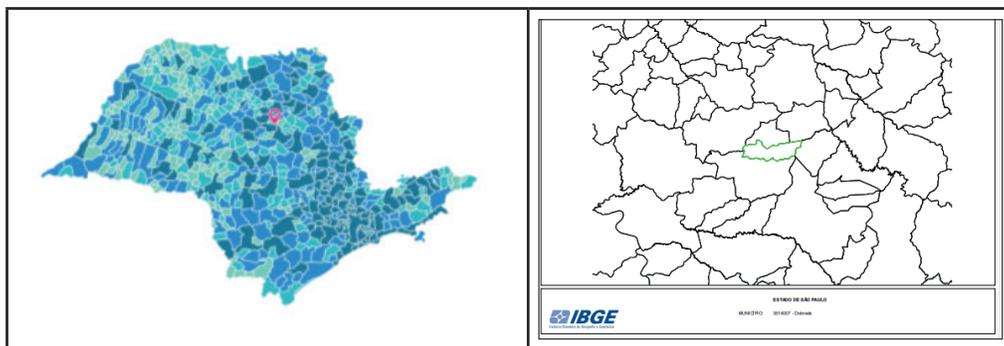


Figura 1: Posição do município de Dobrada no Estado de São Paulo e mapa mudo.

Fonte: IBGE (2010)

As geotecnologias de *softwares* como o *Google Earth Pro* têm se mostrado uma ferramenta útil para a análise e visualização de dados geográficos. Essas tecnologias permitem a obtenção de imagens de satélite, a criação de mapas interativos e a realização de análises espaciais. Segundo Batista *et al.* (2019), o procedimento metodológico do *Google Earth Pro* envolve a seleção da área de estudo, a obtenção de imagens de satélite, a criação de mapas temáticos e a análise dos dados espaciais. A seleção da área de estudo é importante para a delimitação do objeto de análise e para a escolha das imagens de satélite mais adequadas.

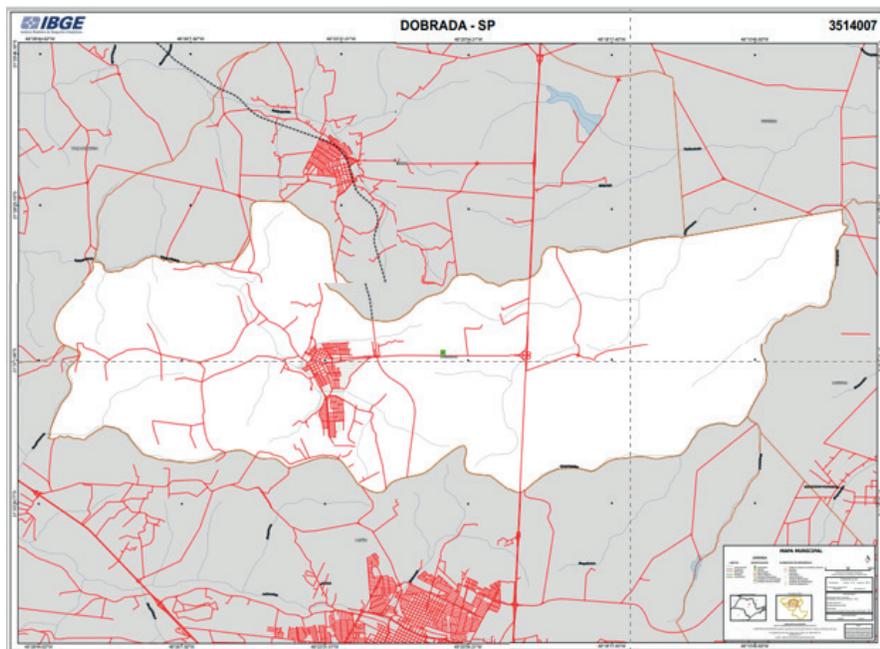


Figura 2. Mapa estatístico do município de Dobrada-SP.

Fonte: IBGE (2010)

A cidade de Dobrada encontra-se inserida na unidade de gerenciamento de recursos hídricos 16 (URGHI 16), unidade está constituída por 33 municípios com sedes na Bacia Hidrográfica (Círculo vermelho, Figura 3).

Dentre as principais atividades econômicas da URGHI 16 encontram-se a agricultura e a pecuária, com atenção para as culturas de cana-de-açúcar e laranja na parte majoritária da região.

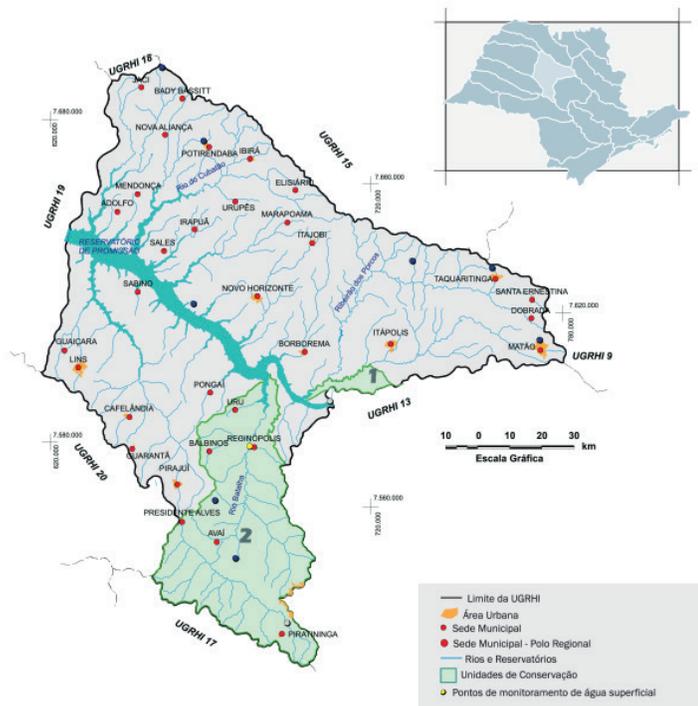


Figura 3. UGRHI 16 da Bacia Hidrográfica do Tietê-Batalha (CBH-TB).

Fonte: Situação dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (2019)

Além disso, a criação de mapas temáticos é uma das funcionalidades mais importantes do *Google Earth Pro*, permitindo a representação de diferentes variáveis espaciais em um único mapa. Esses mapas podem ser criados a partir da seleção de camadas disponíveis no *software* ou da importação de dados próprios, como dados de campo ou de outras fontes.

Para a identificação da expansão urbana e rural deste estudo recorreu-se a recursos de geotecnologias de acesso livre, o *software Google Earth Pro*, seguindo a técnica de demarcação territorial segundo Rodrigues, Ferrarezi e Bovério (2020). Inicialmente dividiu-se o município de Dobrada em 4 quadrantes com linhas Norte-Sul e Leste-Oeste, formando um ângulo reto. Para a execução desta prática utilizou-se da ferramenta na aba superior chamada “caminho”. Na sequência, fez-se uso da ferramenta “marcador” para identificar os quadrantes do município em área urbanizada. Para a determinação da expansão urbana de Dobrada-SP, foi utilizado o *software livre Google Earth Pro (GEP)* para comparação visual de imagens de satélite de acordo com Ongaratto e Rocha (2013), por análise multitemporal entre os anos de 2003 e 2023. Inicialmente no ano de 2003 a expansão urbana foi medida através da determinação do perímetro e área, momento este em que foram confeccionados os mapas de imagens de satélite disponível no *software GEP*.

Para registro das imagens em diferentes épocas, fez-se o uso da ferramenta do software “imagens históricas”, na aba superior, aonde o usuário volta no tempo no ano desejado. Em seguida, uma vez nas imagens do ano de 2003, usa-se a ferramenta “polígono”, a qual permite aferir com exatidão o perímetro e área, onde manualmente constroem-se os mapas. Uma vez na sede do município alvo, determinou-se dentro desta variação de tempo, os elementos urbanos e rurais que mais se sobressaíram em cada quadrante. Dentre eles, a densidade de moradias, a abertura ou adoção de infraestrutura nos arruamentos, asphaltamentos, presença de unidade industriais, institucionais, praças e estado de área de preservação permanente e, eventualmente, presença de recursos hídricos ou de qualquer ou qualquer outra alteração no espaço geográfico que mereça observação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com Matos *et al.* (2019), a análise dos dados espaciais no *Google Earth Pro* pode ser realizada por meio da criação de polígonos, linhas e pontos para a delimitação de áreas de interesse, rotas e locais específicos. Esses elementos podem ser editados e manipulados para a realização de análises espaciais mais detalhadas, como a identificação de áreas de risco ou de potencialidades para o desenvolvimento urbano.

Dessa forma, é possível perceber que o uso das geotecnologias de *softwares* como o *Google Earth Pro* pode ser utilizado para a análise de diferentes fenômenos geográficos, como a expansão urbana, a dinâmica das áreas rurais, entre outros.

Na Figura 4 é utilizado uma técnica de delimitação territorial com um linha que definem os transsectos de Norte e Sul do território e o também os transsectos de Leste e Oeste, dividindo o espaço territorial analisado em 4 quadrantes, sendo respectivamente Q1, Q2, Q3 e Q4.

Afim de dividir o território em regiões para análises comparativas e análises unitárias de quadrante por quadrante.



Figura 4: Técnica de delimitação dos quadrantes do município de Dobrada-SP

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Linhas rosas representam os transectos Norte-Sul e Leste-Oeste e dividem o território do município de Dobrada em quatro quadrantes.

Na Figura 5 é feito traçados em azul claro que mostram o perímetro da área urbana de Dobrada em 2003 de 5,73km, e uma área de 1.179.006m² com o predomínio da área urbana do município entre os quadrantes 1 e 2. Nessa ocasião a população de Dobrada em 2000 era de aproximadamente 7007 pessoas (IBGE, 2000).



Figura 5: Área urbana do município de Dobra no ano de 2003.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Linhas rosas representam os transectos Norte-Sul e Leste-Oeste e dividem o território do município de Dobra em quatro quadrantes; Marcação em azul claro representa a área urbana ocupada em 2003.

Entretanto quando se observa a Figura 6, consta-se um crescimento vertiginoso no Quadrante 1, correspondendo a um perímetro de 5,99km e uma área de 866.551m², no Quadrante 4 a expansão urbana foi também surpreendente, atingindo um perímetro de 4,82km e uma área de 1.196.957m². A expansão urbana no quadrante 3 foi menos expressiva mas atingiu um perímetro de 4,18km e uma área de 332.880m².

E em relação populacional a estimativa era de que no ano de 2021 a população era de aproximadamente 9088 pessoas, apresentando um crescimento de 28,56% nesse intervalo de tempo entre 2000 e 2021 (IBGE, 2021).

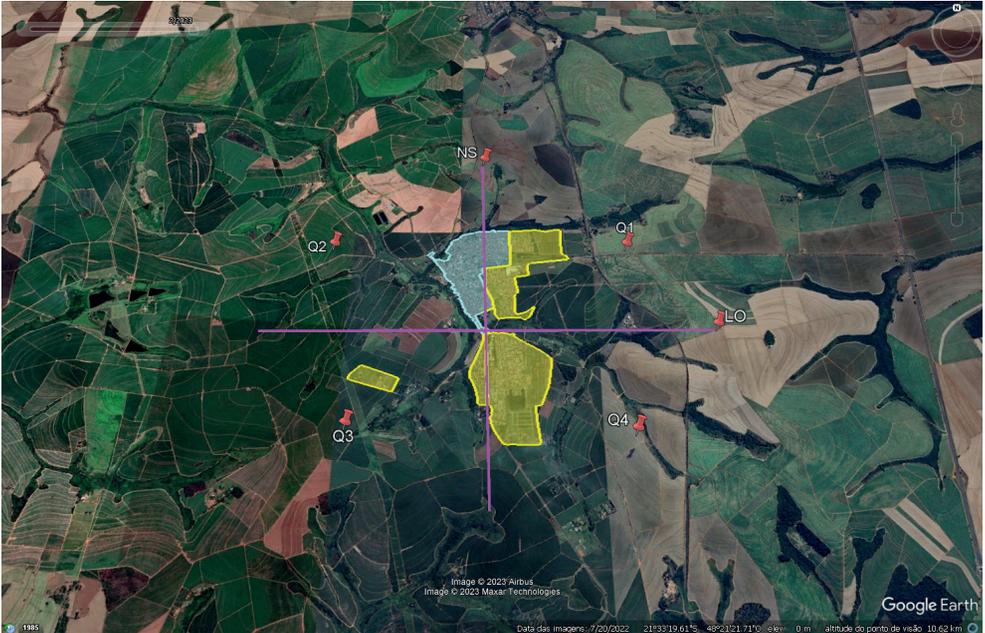


Figura 6: Área urbana do município de Dobrada no ano de 2023.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Linhas rosas representam os transectos Norte-Sul e Leste-Oeste e dividem o território do município de Dobrada em quatro quadrantes; Marcação em azul claro representa a área urbana criada desde 2003; Marcação em amarelo representa a área urbana em 2023.

Por meio dessas observações geográficas do *software* de sensoriamento e mapeamento remoto é possível identificar que entre a Figura 5 e a Figura 6 houve uma expansão significativa do território urbano da cidade de Dobrada no intervalo de 20 anos entre os anos de 2003 à 2023. Tal expansão se dá na amostragem a partir da ocupação de áreas antes rurais e reservadas a cultivo, como pode-se notar pelas imagens de satélites e sua dispersão de novas regiões urbanas se concentrou entre os quadrantes 1 e 4 ficando reduzido a urbanização no quadrante 3. Uma alteração bastante visível é que agora todos os quadrantes contam com áreas urbanizadas e o quadrante 4 conta agora com a maior área urbanizada do território do município onde até 2003 no quadrante 4 não era apresentada nenhuma área urbana.

Já na Figura 7 é exibida uma extensa Área de Preservação Permanente (APP) circunscrita no quadrante 3, e até o ano de 2003 foi possível aferir que não haviam áreas urbanas nesse quadrante, mantendo todo o quadrante preservado, assim como a Área de Preservação Permanente.

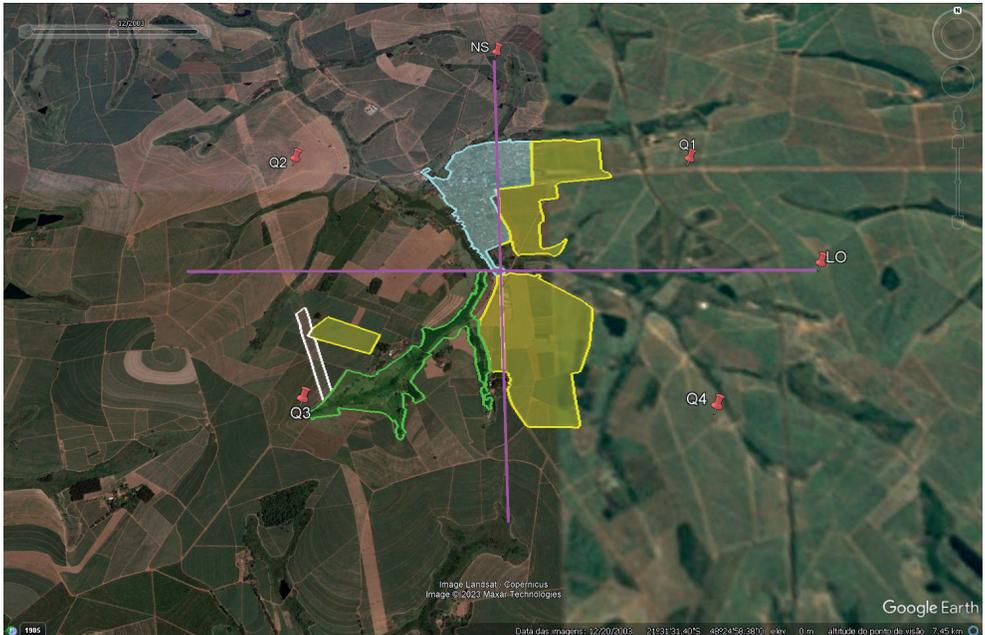


Figura 7: Área de Preservação Permanente do município de Dobrada no ano de 2003.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Linhas rosas representam os transectos Norte-Sul e Leste-Oeste e dividem o território do município de Dobrada em quatro quadrantes; Marcação em azul claro representa a área urbana criada desde 2003; Marcação em amarelo representa a área urbana criada após 2003; Marcação em verde representa a APP em 2003; Marcação em branco representa área de cultura.

Na Figura 8, se comparado com a Figura 7 é possível verificar que houve expansão das áreas urbanas para o quadrante 3, embora pouco em relação aos demais quadrantes do território de Dobrada, porém a Área de Preservação Permanente manteve-se preservada o que configura-se como uma expansão urbana sustentável e não nociva ao meio-ambiente natural. Também é notável a mudança da cultura de solo agrícola na marcação branca presente na imagem, fruto de alterações derivadas dessas expansões urbanas.



Figura 8: Área de Preservação Permanente do município de Dobrada no ano de 2023.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Linhas rosas representam os transectos Norte-Sul e Leste-Oeste e dividem o território do município de Dobrada em quatro quadrantes; Marcação em azul claro representa a área urbana criada desde 2003; Marcação em amarelo representa a área urbana em 2023; Marcação em verde representa a APP em 2023; Marcação em branco representa área de cultura.

Na Figura 9 é possível identificar que no quadrante 2 no ano de 2003 havia apenas uma parte pequena de área urbana e afastado dela o cemitério municipal e em maior proporção territorial áreas agrícolas.



Figura 9: Área do cemitério municipal e centro de tratamento de esgoto em 2003.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Marcação em roxo representa o cemitério; Marcação em marrom representa área antes da criação do Centro de Tratamento de Esgoto.

Já na Figura 10, embora não houve nenhuma expansão das áreas urbanas no quadrante 2, é possível identificar a criação de um centro de tratamento de esgoto, instalação proveniente das expansões urbanas que ocorreram em todo o município, visto que com a maior concentração de habitantes, a demanda por serviços de saneamento básico cresce e instalações de apoio às áreas urbanas, como tratamento de esgoto e aterros de lixo são criadas ou ampliadas se já existentes segundo Huffner (2012).

A Figura 10 mostra também que o uso e ocupação do solo não variou nesses últimos 20 anos de 2003 a 2023, ou seja, continua o predomínio da cultura da cana-de-açúcar nessa região. No entanto, as área de preservação permanente apresentaram um leve enriquecimento natural de espécies lenhosas nativas, o que pode ser considerado um modesto ganho ambiental.



Figura 10: Área do cemitério municipal e centro de tratamento de esgoto em 2023.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Marcação em roxo representa o cemitério; Marcação em marrom representa o Centro de Tratamento de Esgoto.

A Figura 11 ilustra todas as áreas urbanas, Áreas de Preservação Permanentes, área de cultura e instalações e infraestruturas de apoio para as áreas urbanas existentes no município de Dobrada até o ano de 2023 e contrasta em relação com a Figura 5 que exhibe as mesmas informações do município de Dobrada só que até o ano de 2003.

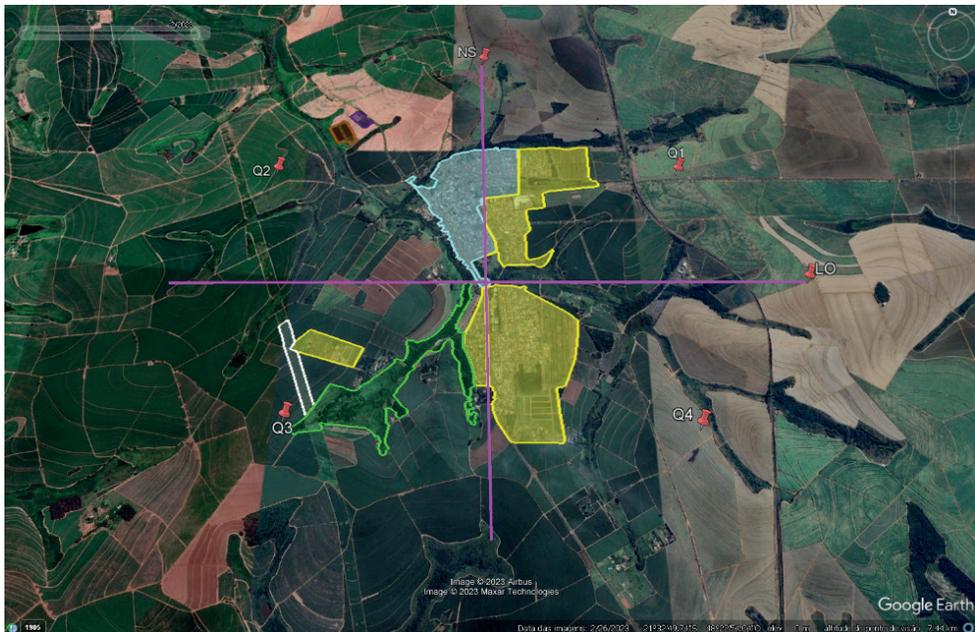


Figura 11. Território do município de Dobra da com todas as marcações em 2023.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023). Linhas rosas representam os transectos Norte-Sul e Leste-Oeste e dividem o território do município de Dobra da em quatro quadrantes; Marcação em azul claro representa a área urbana criada desde 2003; Marcação em amarelo representa a área urbana em 2023; Marcação em verde representa a APP em 2023; Marcação em branco representa área de cultura.

CONCLUSÃO

Com o uso de geotecnologias de acesso livre como o *software Google Earth Pro* foi possível evidenciar e analisar as alterações existentes no território geográfico da cidade de Dobra da durante o decorrer do tempo.

O município de Dobra da teve durante esse intervalo de tempo usado como referência, de 2003 a 2023 uma vertiginosa expansão da sua área urbana, sendo possível visualizar e identificar as regiões que mais foram urbanizadas-

Com base nesses dados é possível definir a expansão das áreas urbanas e o processo de urbanização do município como sustentáveis, pois não afetaram as áreas de preservação ambiental de seu território. Na área de estudo há o predomínio da cultura da cana-de-açúcar como uso e ocupação do solo.

Os achados deste estudo divergem um pouco dos dados recentes de Lima *et al.* (2022), que utilizando a mesma técnica deste estudo, em ambiente semelhante a este estudo, verificou uma alteração da paisagem rural e pouca alteração da área urbana. Dados diferentes do que o presente estudo constatou no município de Dobra da, onde a paisagem rural manteve-se a mesma com poucas alterações e a área urbana teve uma enorme

expansão, embora concorde com os dados de preservação das Áreas de Preservação Permanentes do estudo.

Os dados apurados ao decorrer do estudo concordam com o estudo de Fincolo *et al.* (2022) quanto a expansão urbana dentro do período de 2003 a 2023 na análise multitemporal de uma mesma região com o uso de geotecnologia, mas discorda em relação ao uso e ocupação do solo, onde as culturas de solo sofreram grandes alterações no decorrer do tempo.

BIBLIOGRAFIA

ALMEIDA, M. C. Aplicação dos sistemas de sensoriamento remoto por imagens e o planejamento urbano regional. **arq. urb.** [S. l.], n. 3, p. 98–123, 2010. Disponível em: <https://revistaarqurb.com.br/arqurb/article/view/120>. Acesso em: 24 maio. 2023.

BATISTA, D. C. L.; VIEIRA, A. F. S. G.; MARINHO, R. R. Uso do “*Google Earth Pro*” no mapeamento de voçorocas na área urbana de Manaus (AM), Brasil. **Geosaberes**, v. 10, n. 20, p. 1-12, 2019. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/54737>>. Acesso em: 24 maio. 2023. ISSN (Online) 2178-0463.

COSTA, C. W.; DUPAS, F. A.; CESPEDES, J. G.; SILVA, L. F. Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. **Geociências**, v. 32, n.1, p. 63-80, 2013. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/8005/5630>>. Acesso em: 24 maio. 2023.

FINCOLO, D. A.; RODRIGUES, G. A.; SOARES, N. M. Análise das mudanças no espaço urbano do distrito de Guariroba-Taquaritinga-SP, utilizando geotecnologia. **Interface Tecnológica**, v. 19 n. 2, 2022. Disponível em: <https://revista.fatectq.edu.br/interfacetecnologica/article/view/1476/840>>. Acesso em: 04 maio. 2023. DOI: 10.31510/infra.v19i2.1476.

HUFFNER, J. G. P.; BELLO, L. A. L. Análise dos impactos ambientais da expansão urbana na Ilha de Cotijuba, Belém-PA. **Caminhos de Geografia**, v. 13, n. 44, p. 286–298, 2012. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16723>>. Acesso em: 24 maio. 2023. DOI: 10.14393/RCG134416723.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo 2000. Rio de Janeiro: IBGE, 2000. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/downloads-estatisticas.html>>. Acesso em: 29 maio. 2023.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estimativas de população de 2021. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/downloads-estatisticas.html>>. Acesso em: 29 maio. 2023.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapa estatístico do município de Dobrada-SP. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/dobrada/panorama>>. Acesso em: 28 maio. 2023.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. População no último censo. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>>. Acesso em: 28 maio. 2023.

LIMA, A. N.; RODRIGUES, G. A.; GALATTI, K. C.; BOVÉRIO, M. A.; JÚNIOR, E. F.; CARLETO, N. Expansão urbana no distrito de Jurupema, município de Taquaritinga-SP, com o uso de geotecnologia. **Interface Tecnológica**, v. 19 n. 2, 2022. Disponível em: <<https://revista.fatectq.edu.br/interfacetecnologica/article/view/1462/792>>. Acesso em: 04 maio. 2023. ISSN (Online) 2447-0864. DOI: 10.31510/infa.v19i2.1462.

MATOS, P. H. C. Geotecnologias no apoio ao planejamento urbano do município de Grossos - RN. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Civil, Centro de Engenharias, Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2019. Disponível em: <<https://repositorio.ufersa.edu.br/handle/prefix/4683>>. Acesso em: 24 maio. 2023.

NOGUEIRA, A. C. F.; SANSON, F.; PESSOA, K. A expansão urbana e demográfica da cidade de Manaus e seus impactos ambientais. **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 21, p. 26, 2007. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.14.17.45/doc/5427-5434.pdf>>. Acesso em: 04 maio. 2023.

ONGARATTO; C. A.; ROCHA; P. S. M. Uso de imagens na transformação do espaço urbano de União da Vitória-PR. In: Os Desafios da Escola Pública Paranaense na Perspectiva do Professor PDE; Governo do Paraná. **Cadernos PDE**; versão online; v. 1; 2013.

RODRIGUES, G. A.; FERRAREZI, L. A.; BOVÉRIO, M. A. Metodologia para determinação da abundância de árvores urbanas utilizando recursos de geotecnologias de acesso livre. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 8, n. 3, 2020. Disponível em: <<https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/JBB/article/view/8944/17245>>. Acesso em: 04 maio. 2023. DOI: 10.20873/jbb.uft.cemaf.v8n3.rodrigues.

ROSA, A. G. Avaliação da ação da precipitação nas erosões na área urbana do município de Rondon do Pará-PA. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Belém, 2017. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/9459>. Acesso em: 24 maio. 2023.

SÃO PAULO. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: <<https://sigrh.sp.gov.br/cbhtb/apresentacao>>. Acesso em: 24 maio. 2023.

SIQUEIRA, A. G. Análise da fragilidade ambiental utilizando sistema de informação geográfica: ênfase na área urbana e de expansão urbana de Franca/SP. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/142923>>. Acesso em: 24 maio. 2023.

RIOS DE LEITO ROCHOSO: DOS PROCESSOS À PAISAGEM, E DE VOLTA

Data de submissão: 20/07/2023

Data de aceite: 02/08/2023

Adalto Gonçalves Lima

Universidade Estadual do Centro-Oeste,
Departamento de Geografia, Guarapuava
– PR
<http://orcid.org./0000-0002-6054-702X>

RESUMO: Os rios de leito rochoso (*bedrock rivers*) são elementos importantes na evolução da paisagem, pois eles controlam as taxas de rebaixamento dos níveis de base. Ao longo da última década muitos estudos foram desenvolvidos sobre esse tipo de rio e ampliaram o conhecimento sobre os processos erosivos que nele operam. Além disso, esse conhecimento tem sido incorporado a diversos modelos de incisão fluvial e sua relação com a evolução da paisagem, sobretudo com a evolução dos perfis longitudinais. Neste artigo, são analisadas as principais contribuições nessa temática, de modo a destacar os avanços obtidos na última década (2010-2021). A revisão se concentra sobre a caracterização do que seja um rio de leito rochoso, sobre os processos de abrasão e arrancamento (*plucking*), bem como discute a integração desse conhecimento com alguns modelos de incisão. Em todos os tópicos articulam-

se breves conceituações de fundamentos estabelecidos em décadas anteriores com os avanços e desdobramentos verificados recentemente. Uma análise final procura delinear algumas perspectivas de pesquisa a partir das lacunas identificadas.

PALAVRAS-CHAVE: Geomorfologia fluvial; Erosão fluvial; Evolução da paisagem.

BEDROCK RIVERS: FROM PROCESSES TO LANDSCAPE, AND BACK

ABSTRACT: Bedrock rivers are important parts of landscape evolution, as they control the rates of lowering of base levels. Over the last decade, many studies have been carried out on this type of river and have expanded our knowledge of the erosive processes that operate in it. In addition, this knowledge has been incorporated into several models of river incision and its relationship with the evolution of the landscape, especially with the evolution of the longitudinal profiles. In this article, the main contributions on this topic are analyzed, to highlight the advances made in the last decade (2010-2021). The review focuses on the characterization of what a bedrock river is, on the abrasion and plucking processes, as well as

discussing the integration of this knowledge with some incision models. In all topics, brief conceptualizations of foundations established in previous decades are articulated with recent advances and developments. A final analysis seeks to outline some research perspectives based on the identified gaps.

KEYWORDS: Fluvial geomorphology; Fluvial erosion; Landscape evolution

1 | INTRODUÇÃO

A preocupação inicial da ciência geomorfológica era sobre como a paisagem física do planeta evoluía. William Morris Davis, no final do século XIX, se destacou ao considerar como os rios são os agentes fundamentais da evolução da paisagem, ao lado da tectônica. Em seu conceito de ciclo normal de erosão, Davis considerava que os rios possuíam uma fase jovem, na qual se caracterizavam por altos gradientes e vales estreitos, passando com o tempo a declives suaves e vales amplos. A preocupação de se obter uma perspectiva ampla sobre os mecanismos de evolução da paisagem não poderia avançar para algo mais concreto sem a observação dos processos geomorfológicos ou de suas bases físicas de funcionamento. Esse movimento de retorno na escala dos estudos somente aconteceu de modo mais efetivo a partir da segunda metade do século XX (CHURCH, 2010). Contudo, as pesquisas fluviais se fixaram na busca dos modelos ideais, como foi o caso da geometria hidráulica (LEOPOLD e MADDOCK, 1953). Para isso, os rios aluviais foram o alvo constante, seja pela dinâmica mais rápida de suas mudanças, seja pelo fato de suas margens serem historicamente o local preferencial de ocupação humana.

Embora existisse a consideração de que os rios cortam diretamente o substrato rochoso, desde a formulação inicial de Davis sobre os estágios de evolução fluvial, foi somente no final do século XX que os estudos dos processos geomorfológicos fluviais chegaram aos rios de leito rochoso de forma mais intensa e sistematizada. Em um trabalho, que constitui um marco, Tinkler e Wohl (1998a) reuniram o conhecimento acumulado ao longo de algumas décadas sobre os rios de leito rochoso. Pouco depois, Whipple, Hancock e Anderson (2000), de modo mais focado, sistematizaram o conhecimento acumulado sobre os processos erosivos em leitos fluviais rochosos. No Brasil, a apresentação dos conceitos fundamentais sobre este tipo de rio, sobretudo sobre os tipos de processos, apareceu uma década depois (LIMA, 2010).

Desde as sínteses iniciais, muitas pesquisas foram realizadas mundo afora, versando sobre os rios de leito rochoso em diversos ambientes geológicos e explorando as questões em aberto a respeito dos processos erosivos. Concomitantemente, observou-se um movimento de integração do conhecimento adquirido à formulação de modelos de evolução dos perfis longitudinais de rios e de evolução da paisagem das bacias hidrográficas. O retorno ao estudo das paisagens, que tanto marcou o início da ciência geomorfológica, agora se faz com o auxílio de tecnologia computacional no processamento de grande quantidade dados, com imagens de alta resolução e com as datações radiométricas (ver

CHURCH, 2010). Ao mesmo tempo que se volta à questão sobre como as paisagens evoluem, via modelos matemáticos e reintegrando a tectônica, vão ficando evidentes as lacunas que impedem os modelos de explicar a realidade satisfatoriamente. Essas lacunas somente podem ser preenchidas com mais conhecimento sobre os processos erosivos e sua relação com diversas variáveis do ambiente natural. Assim, volta-se da paisagem para os processos intracanal e destes para as paisagens, em um ciclo de retroalimentação.

Neste artigo, sem a intenção de ser exaustivo, tenta-se analisar algumas das principais contribuições ao conhecimento sobre os rios de leito rochoso e que vieram a lume na última década (2010-2021). A exposição está organizada de modo a abranger o conceito de rios de leito rochoso, os processos erosivos operantes nesses rios e a vinculação desse conhecimento com a perspectiva da evolução da paisagem. Embora haja diversos processos que operam sobre os leitos rochosos (HANCOCK; ANDERSON; WHIPPLE, 1998; WHIPPLE; HANCOCK; ANDERSON, 2000), o foco aqui será apenas sobre dois, ou seja, a abrasão e o arrancamento, pois estes são os mais importantes para a incisão em leito rochoso. Como a temática sobre esses rios é ainda pouco desenvolvida na pesquisa geomorfológica nacional, em cada tópico aqui tratado, articulam-se breves conceituações de alguns fundamentos estabelecidos em décadas anteriores, para depois conectar com os avanços e desdobramentos verificados mais recentemente. Por fim, analisa-se criticamente algumas lacunas que ainda precisam ser preenchidas e que devem direcionar as pesquisas futuras.

2 | RIOS DE LEITO ROCHOSO (*BEDROCK RIVERS*)

Os rios de leito rochoso são aqueles que correm diretamente sobre o substrato rochoso, diferentemente dos rios aluviais, que correm sobre os sedimentos incoerentes ou pouco coesos, depositados previamente por eles mesmos. Na definição de Tinkler e Wohl (1998b), são trechos ao longo dos quais a exposição de rocha é significativa (>50%), ou há uma fina cobertura aluvial, a qual é removida durante os eventos de maior vazão. Esse tipo de caracterização pode englobar rios que possuem um canal esculpido na rocha (leito e margem) ou aqueles que possuem apenas o leito em rocha exposta. Considerando a existência de três situações descritas por Turowski et al., (2008), ou seja, (i) leito e margens esculpidos em rocha, (ii) apenas o leito em rocha, e (iii) apenas as margens em rocha (leito aluvial muito espesso), a expressão mais adequada em português para designar esses rios seria *canais rochosos (bedrock channels)*. Por outro lado, ao entender que a componente principal que marca a evolução da paisagem é a incisão vertical, rebaixando os níveis de base, e que o diferencial desses rios é a incisão em substrato rochoso, a expressão *rios* ou *canais de leito rochoso* permanece válida.

Uma característica peculiar desses rios é a declividade relativamente alta. Isso porque a remoção de qualquer cobertura aluvial está relacionada com a potência do

escoamento (*stream power*). Assim, quanto maior é a área de drenagem (ou maior potência do escoamento), menor é a declividade em que os rios de leito rochoso se apresentam (MONTGOMERY et al., 1996). A presença de leitos rochosos é comumente denunciada na proximidade à montante de cachoeiras e pela existência de soleiras (*riffles*), nos casos em que as rupturas de declive são menores. Porém, a extensão dos trechos rochosos é subestimada em determinados ambientes, devido à esculturação do leito em sequências soleira-depressão (*riffle-pool*) ou mesmo degrau-depressão (*step-pool*), onde as depressões podem esconder o substrato rochoso (LIMA; BINDA, 2013).

As condições físicas para manutenção de um leito exposto nem sempre se mantêm por longas distâncias, resultando que os rios de leito rochoso são, na prática, rios mistos rochoso-aluvial (*mixed bedrock-alluvial*). Embora a declividade seja uma variável chave para a existência ou não de um segmento rochoso de canal, a taxa de suprimento de sedimentos também é importante. Se o suprimento de sedimentos é pequeno em relação à capacidade de transporte, o leito rochoso tende a ser exposto, ao passo que se o suprimento for grande, o leito tende a formar uma cobertura aluvial (SKLAR; DIETRICH, 1998). Hodge, Hoey e Sklar (2011) demonstraram que existe um continuum entre trechos totalmente rochosos e trechos plenamente aluviais e que a tensão de cisalhamento crítica adimensional, necessária para iniciar a movimentação dos sedimentos, é uma ordem de magnitude menor para os trechos de leito rochoso que para trechos aluviais. As irregularidades topográficas do leito rochoso, que podem estar relacionadas às características da litologia e sua interação com os processos de erosão, podem servir como zonas de acumulação de sedimentos, de tal modo que quanto mais rugoso é o leito, maior é a extensão da acumulação aluvial (INOUE et al., 2014).

O comportamento hidráulico em rios com leito e margens rochosos é diferente de rios em canais aluviais. O confinamento faz com que em eventos de grande vazão a razão largura/profundidade diminua rapidamente e a potência do escoamento (*stream power*) seja elevada (BAKER; KALE, 1998). O perfil vertical de velocidade do fluxo em rios aluviais possui, idealmente, uma forma caracterizada pela diminuição progressiva dos valores próximos ao leito, devido ao cisalhamento (ROBERT, 2003). Estudos desenvolvidos por Venditti et al. (2014) em trechos de canyon rochoso, revelam uma inversão do perfil de velocidade, com altas velocidades próximas ao leito e baixas velocidades próximas à superfície. Embora essa situação tenda a ser atenuada rio abaixo, ela causa aumento da tensão de cisalhamento junto ao leito no início da zona de constricção do canal e, consequentemente, produz erosão remontante.

A profunda erosão em canyons rochosos muito peculiares – como nas Scablands, EUA – tem sido relacionada a eventos catastróficos de rompimento de lagos glaciais. Para cálculo das vazões responsáveis por essas erosões, geralmente assume-se valores de margens plenas (*bankfull*), ou de borda plena (BAKER; KALE, 1998). Entretanto, a morfologia desses canais rochosos parece ajustar-se pela erosão do fundo do canal, de modo que

a tensão de cisalhamento no leito excede apenas levemente o limiar necessário para o transporte dos blocos erodidos (LAMB et al., 2015; LARSEN; LAMB, 2016). A consequência é que esses canyons podem ter sido escavados por ação de enchentes mais frequentes e muito menores do que se pensava anteriormente. Isso não desqualifica os eventos extremos como responsáveis pela esculturação dos canais confinados em rocha (por ex. LAMB; FONSTAD, 2010; BAYNES et al., 2015), porém ressignifica a noção de margens plenas, amplamente usada nos estudos de canais aluviais. Para canais confinados, com margens e leito rochosos, a vazão que erode o canal tende a ser uma função do calibre do material transportado e, como as margens rochosas são resistentes à erosão, essa vazão efetiva não necessariamente preenche o canal.

3 | ABRASÃO (ABRASION)

Abrasão é o processo de erosão que consiste na remoção de material rochoso produzido pelo impacto de sedimentos em trânsito (FOLEY, 1980) e que, comumente, produz superfícies rochosas com arestas abrandadas, polidas ou esculpadas. Em casos de as partículas serem maiores, a energia do impacto pode ser maior, causando fissuras no leito e a remoção de pedaços ou lascas. Existe, portanto, um continuum entre a abrasão grão-por-grão (*wear*), produzida por sedimentos mais finos, e a macroabrasão produzida pelas partículas maiores (WHIPPLE, 2004).

As feições erosivas produzidas pela abrasão, como as marmitas (*potholes*), marcas parabólicas de escoamento ou marcas de concha (*flutes* ou *scallops*) e sulcos longitudinais (*furrows*) são mais comuns em leitos fluviais pouco fraturados. Entretanto, a presença de fraturas é reconhecida como um fator importante, embora não exclusivo, para o início da geração de marmitas (ORTEGA et al., 2013). A presença de irregularidades no substrato rochoso não é uma condição limitante para o desenvolvimento de feições abrasivas, embora se elas existirem a esculturação pode ocorrer mais prontamente (YIN et al., 2016). Em rochas como os basaltos, a relação das feições abrasivas com fraturas é mais comum nas unidades maciças, enquanto nas unidades vesiculares a irregularidade e heterogeneidade natural da rocha a torna mais suscetível à formação das feições abrasivas, independentemente das fraturas (LIMA; BINDA, 2015).

A resistência das rochas foi apontada como um fator que determinaria a intensidade da abrasão, de tal modo que rochas menos resistentes estariam mais sujeitas a serem erodidas (SKLAR; DIETRICH, 2001). Porém, tanto o tamanho dos cristais, no caso das rochas ígneas e metamórficas, quanto a porosidade, no caso das sedimentares, são variáveis importantes que influenciam a abrasão. Para uma mesma resistência, as rochas com cristais maiores ou com maior porosidade são mais suscetíveis à abrasão, devido à propagação de microfissuras (BEYELER; SKLAR, 2010). O intemperismo também pode diminuir a resistência das rochas e, teoricamente, aumentar a taxa de abrasão. Entretanto,

o intemperismo tende a ser maior nas superfícies rochosas menos expostas ao impacto das partículas em trânsito (MURPHY et al., 2018). Estes mesmos autores constataram que, a despeito dessa variação intracanal, as taxas de erosão mais amplas (na escala de trechos, por exemplo) tendem a ser maiores onde a intemperização é, de modo geral, maior.

Independentemente dos fatores que controlam a maior ou menor presença da abrasão, a evolução das morfologias abrasivas depende da relação entre a hidrodinâmica do canal e da carga sedimentar. A evolução da geometria das marmitas revela uma relação muito específica entre a profundidade (Z) e o raio (R) em uma amplitude grande de escalas (de centímetros até metros), de tal modo que há uma tendência de $Z = 2R$ (PELLETIER et al., 2015). A relação entre largura e profundidade não é condicionada pelo tipo litológico, mas sobretudo pela hidrodinâmica dos canais (JI et al., 2018). A dimensão do eixo intermediário (eixo b) das partículas que estão estocadas nas marmitas, possui uma relação bem definida com o raio dessas feições, o que não acontece com o diâmetro médio de todas as partículas estocadas (PELLETIER et al., 2015). Esta constatação mostraria que as partículas maiores são os agentes abrasivos mais efetivos no processo de crescimento das marmitas. Entretanto, o fato de que a profundidade das marmitas aumenta mais rapidamente que a largura (JI et al., 2018), parece suportar a noção de que as partículas maiores agem no aprofundamento das marmitas, enquanto as menores agem na ampliação da largura (DAS, 2018).

A participação de partículas de diversos tamanhos no processo mais amplo de abrasão dos canais rochosos leva a considerar quais seriam mais efetivas na incisão fluvial. A questão envolve saber sob qual regime de transporte haveria essa maior efetividade erosiva. Nesse aspecto, competem os transportes por suspensão e por saltação. As superfícies polidas, comuns em leitos formados em rochas maciças, como os granitos, são o indicativo mais comum sobre a ação abrasiva de partículas relativamente finas e transportadas em suspensão (HANCOCK; ANDERSON; WHIPPLE, 1998; WHIPPLE; HANCOCK; ANDERSON, 2000). Além disso, a estreita relação entre a ocorrência de vórtices e a esculturação de feições como as marmitas e sulcos, sugere a conexão com sedimentos em suspensão. Em uma série de experimentos com calhas, com substratos em argila, YIN et al. (2016) observaram que a carga de sedimentos em suspensão é fundamental para a formação de diversas feições erosivas no leito, mais do que a carga transportada em saltação. Aparentemente, a partir desses resultados, as feições abrasivas estão relacionadas, na sua essência, com a hidrodinâmica dos canais e com o efeito de retroalimentação positiva da erosão, ampliando as feições que surgem em escalas mínimas.

A despeito desse indicativo favorável ao transporte por suspensão ser o responsável fundamental pela abrasão, vale lembrar o que salientaram Johnson e Whipple (2007). Para esses autores, essa relação é válida numa escala muito pontual, mas para uma condição média do canal (na largura ou no trecho), o transporte por saltação seria mais significativo para a erosão. A importância da saltação para o processo de abrasão foi primeiramente

ênfatisado pelos experimentos de Sklar e Dietrich (2001) e que resultou em um modelo de erosão (SKLAR; DIETRICH, 2004) no qual o fluxo de sedimentos é mais importante que a vazão para conduzir a erosão do leito. Isso colocou o modelo saltação-abrasão como alternativo aos modelos de erosão pela *stream power* (ver discussão na seção 4) e fomentou diversos outros estudos que têm procurado mostrar como o transporte por saltação comanda a erosão e a morfologia dos leitos rochosos.

Mediante experimentos de laboratório, Johnson e Whipple (2010) observaram que a erosão aumenta linearmente com o aumento do fluxo de sedimentos, mas que a concentração desses sedimentos no canal ocorre de modo heterogêneo, levando à esculturação, por exemplo, de canais internos. Os autores comprovaram, concordando com o modelo saltação-abrasão, que há um limiar além do qual o fluxo de sedimentos supera a capacidade de transporte e protege o leito da erosão. Em certa extensão, quando o leito nos baixos topográficos é protegido pela deposição de sedimentos, a erosão tende a agir nas laterais dessas áreas, alargando-as e contribuindo para a erosão do leito. Fuller et al. (2016) observaram, também mediante experimentos, que partículas transportadas em saltação são defletidas em protuberâncias do leito, como clastos relativamente maiores, e atingem as paredes do canal até certa altura, produzindo uma escavação. Embora esse mecanismo não seja muito amplamente visível nos canais rochosos, sua dinâmica provavelmente ocorre em escalas menores nos canais internos e baixos topográficos distribuídos ao longo das seções transversais desses rios.

Sob a perspectiva de análises de campo e laboratório, Wilson, Hovius e Turowski (2013) constataram que superfícies rochosas convexas – em rochas como quartzitos, mármore e xistos – com faces voltadas para montante, apresentavam feições de abrasão, diferentemente das faces voltadas para jusante. Esses autores concluíram que os sinais de abrasão eram compatíveis com o trânsito de partículas transportadas como carga do leito. Semelhantemente, Murphy et al. (2018) evidenciaram que grandes blocos de rochas basálticas, imóveis sob condições regulares de vazão, apresentavam sinais de abrasão nas faces voltadas para montante. Novamente, tais sinais foram atribuídos a ação da carga do leito, uma vez que partículas da fração areia, que seriam mais facilmente transportadas em suspensão, são pouco significativas nos rios com litologia basáltica. O modelo conceitual desenvolvido por Wilson, Hovius e Turowski (2013) difere do modelo de Whipple, Hancock e Anderson (2000), ao sugerir que nas superfícies rochosas convexas presentes nos leitos fluviais a erosão mais intensa ocorreria na superfície voltada para montante. Wilson, Hovius e Turowski (2013) admitem que a diferença dos modelos possa ser a expressão de dois membros-finais de um continuum. Neste sentido, o modelo de Whipple, Hancock e Anderson (2000) seria relacionado a rios com muita carga em suspensão e pouca quantidade de carga do leito, ocorrendo o contrário no modelo de Wilson, Hovius e Turowski (2013). Os argumentos teóricos sobre a dinâmica abrasiva, explicitados desde Hancock, Anderson e Whipple (1998), em favor da eficiência das partículas em suspensão na esculturação de

formas do leito rochoso, levam Whipple, DiBiasi e Crosby (2013) a insistirem que o fluxo turbulento deva ainda ser mais bem investigado para dirimir a dúvida sobre o real peso da abrasão por sedimentos em suspensão.

A despeito das incertezas, considerando que a erosão por abrasão seja conduzida, de forma geral, pelo mecanismo de saltação, pode-se pensar que a taxa de erosão em leito rochoso seja proporcional à energia de impacto da carga do leito. Neste sentido, quanto maior é a partícula, maior seria a energia de impacto e, portanto, maior a erosão. Porém, as partículas maiores constituem um pequeno percentual da carga total e com mobilidade restrita, fazendo com que a erosão seja mais atribuída aos tamanhos intermediários (COOK; TUROWSKI; HOVIUS, 2013). Contrariamente a esta percepção, com base em medidas de campo, Turowski, Wiss e Beer (2015) demonstraram que a maior classe granulométrica da carga do leito, embora representasse apenas 9% do volume total, era responsável por mais de 40% da energia entregue ao leito. Como as maiores partículas não são facilmente transportadas, ressalta-se a importância dos grandes eventos de vazão para a efetiva erosão do leito rochoso em longo prazo.

4 | ARRANCAMENTO (*PLUCKING*)

O arrancamento é o processo de remoção de blocos do leito, produzido exclusivamente pela força hidráulica. Os blocos são removidos se estiverem previamente delimitados por descontinuidades, como fraturas e planos de acamamento. São reconhecidos diversos mecanismos de arrancamento, sendo eles: arraste e soerguimento (HANCOCK; ANDERSON; WHIPPLE, 1998); tombamento, restrito às frentes de *knickpoints* (LAMB; DIETRICH, 2009); e pivoteamento de blocos salientes para montante (HURST; ANDERSON, 2021). Em canais rochosos, o arrancamento não se limita ao leito, mas também pode ocorrer nas margens, embora a tensão de cisalhamento diminua na medida em que aumenta a altura em relação ao leito. Análises de campo mostram que o potencial para erosão por arrancamento pode ser até uma ordem de magnitude maior quando comparada com o potencial de erosão por abrasão (BEER; TUROWSKI; KIRCHNER, 2017).

O espaçamento entre as descontinuidades é um fator determinante para que ocorra o arrancamento. Considera-se que o espaçamento submétrico seja o mais favorável para que o processo seja predominante em um rio (WOHL; IKEDA, 1998; WHIPPLE; SNYDER; DOLLENMAYER, 2000). Esses limiares colocam as litologias sedimentares, com frequentes planos de acamamento, como algumas das mais propensas ao processo de arrancamento (TINKLER; PARISH, 1998). Além das descontinuidades naturais, as rochas sedimentares ainda tendem a ter menor resistência da rocha intacta, ou maior suscetibilidade aos processos intempéricos, como resultantes de ciclos de encharcamento e secagem, o que facilita a formação de fissuras e a consequente subdivisão dos blocos de rocha, tornando-os menores. Este comportamento, tipicamente relacionado a rochas

argilosas, foi identificado como o responsável por sustentar maiores taxas de erosão lateral por arrancamento, quando comparadas com as taxas de erosão em arenitos (JOHNSON; FINNEGAN, 2015). Em rochas mais duras, como calcários, o espaçamento das fraturas pode determinar o grau de facilidade com que os blocos serão removidos, influenciando também na erosão lateral dos canais (MARCOTTE; NEUDORF; LANGSTON, 2021).

Embora o espaçamento das descontinuidades seja fundamental para o arrancamento, a combinação de forças de soerguimento e a condição de atrito nas fraturas que delimitam os blocos também desempenham importante papel sobre o processo erosivo. Li et al. (2016) explicitaram as diferenças entre blocos platiformes e prismáticos frente ao arrancamento por soerguimento. Os blocos platiformes são mais suscetíveis ao arrancamento do tipo impulsivo, criado por flutuações na pressão sobre o leito. Os blocos prismáticos requerem um arrancamento cumulativo e que depende das propriedades de atrito das fraturas que os delimitam e sua relação com a intensidade das flutuações de pressão (PAN; LI; LIAO, 2014). Em outras palavras, um bloco prismático pode ser arrancado se o atrito nas paredes laterais permitir que ele não retorne à posição original a cada ciclo de flutuação da pressão sobre o leito. Aqui, o preenchimento das fraturas por clastos parece ser um mecanismo importante para o desalojamento gradual dos blocos, conforme haviam proposto Hancock, Anderson e Whipple (1998). As condições modeladas e testadas nos trabalhos de Li et al. (2016) e Pan, Li e Liao (2014) relacionam-se com vertedouros e barragens sobre leitos rochosos. Porém, estas condições possuem certa similaridade com as encontradas a jusante de *knickpoints*, onde o fluxo é turbulento, a morfologia é do tipo degrau-depressão e o arrancamento por soerguimento pode ser atuante, auxiliado pela macroabrasão (LIMA; BINDA, 2013).

Os experimentos de Wilkinson et al. (2018) reforçam a ideia da maior facilidade de soerguimento de blocos platiformes, porém caracterizam melhor como são geradas diferentes pressões em função das fraturas e como é possível o arrancamento sem a necessidade de os blocos estarem salientes. A partir desses experimentos chega-se a algumas conclusões: (1) turbulências no fluxo, geradas a jusante de degraus do leito, são importantes para gerar arrancamento; (2) as turbulências geram fluxo e diferenças de pressão na rede de fraturas, facilitando o soerguimento de blocos, mesmo sem estes estarem salientes no leito; e (3) fluxos de enchentes não-extremas podem ser mais efetivos para o arrancamento, porque geram condições de turbulência que não são produzidos por fluxos mais profundos. A eficiência de fluxos moderados para produzir arrancamento tem sido reportada em outros estudos (por ex. ANTON et al., 2015; LARSEN; LAMB, 2016; HURST; ANDERSON, 2021). Nesta mesma via de análise, para o efetivo arrancamento, a velocidade do fluxo tem menor importância que a turbulência (GEORGE; SITAR; SKLAR, 2015). A síntese que emerge, principalmente dos estudos de laboratório, é que o arrancamento (soerguimento ou arraste) ocorre pelas diferenças de força e pressão do fluxo turbulento, geradas em torno dos blocos fraturados.

O ângulo entre fraturas verticais e a direção do fluxo de um canal também é outro fator que condiciona o processo de arrancamento. Em experimentos com calha, Dubinski e Wohl (2013) concluíram que em um bloco do leito, quanto maior é o lado paralelo ao fluxo do canal, maior é a estabilidade e, contrariamente, quanto maior é o lado perpendicular ao fluxo, mais fácil é a remoção por arraste. Embora lance certa luz sobre a relação entre a geometria do fraturamento e o arrancamento, esses experimentos são limitados às cristas de rupturas de declive (*knickpoints*) e não abarcam a complexidade, tanto do fraturamento quanto do fluxo, encontrada nas situações de campo. Para isto, basta lembrar da situação descrita por Miller (1991). Esse autor observou em rochas carbonáticas com fraturamento vertical e horizontal, que as frentes de *knickpoints*, que evoluem pelo arrancamento de blocos, sempre são oblíquas em relação à direção de fluxo do canal. Situação semelhante foi observada em canais de litologia basáltica, porém com forte influência de fraturas tectônicas no controle das frentes erosivas oblíquas à direção do fluxo (LIMA; PELEGRINA; PONTAROLO, 2021). A despeito das limitações de escala e de geometria do fraturamento, a pesquisa de Dubinski e Wohl (2013) mostra o comportamento erosivo frente a duas situações extremas: fraturas paralelas e fraturas ortogonais ao fluxo. Em escala real de canais naturais, e considerando de modo amplo, fraturas com tendência ortogonal ao fluxo são evidentemente responsáveis pelo retrocesso de *knickpoints* (ANTON et al., 2015).

O modo de arrancamento por tombamento foi mais bem estudado por Lamb e Dietrich (2009) e se caracteriza pelo fato de que um bloco, sem outro bloco a jusante, tende a ser removido por tombamento mais do que por arraste, se a razão da sua altura (H) pelo seu comprimento (L) à jusante for $> 0,5$. Estas condições para o tombamento de um bloco de rocha implicam uma certa proeminência acima do fluxo. Embora seja um mecanismo importante para o retrocesso de *knickpoints*, o tombamento não tem sido muito estudado, nem por modelagens a partir de experimentos, nem por descrições de campo. Lamb et al. (2015) fizeram uma pequena alteração no modelo original para incluir a situação de blocos totalmente submersos. A conclusão dos autores é que a razão H/L tem um peso significativo para o limiar de tombamento, o que não acontece para as modalidades de arraste e soerguimento, e que o tombamento predomina sobre as outras modalidades nos degraus rochosos dos leitos quando $H/L > 0,5$ a 1.

5 | EVOLUÇÃO DA PAISAGEM E OS MODELOS DE INCISÃO

A incorporação dos conceitos sobre a erosão em leito rochoso nas perspectivas de evolução da paisagem passou pela consideração da evolução dos perfis longitudinais dos rios. Por essa via, a taxa de incisão dos canais (E) tem sido analisada pelo modelo *stream-power*, em função do declive (S) e da área de drenagem (A), usada como substituto da vazão (SEIDL; DIETRICH; KIRCHNER, 1994; WHIPPLE; TUCKER, 1999), conforme a Eq. (1).

$$E = K A^m S^n \quad (1)$$

onde, além das variáveis já definidas, K é um coeficiente de erodibilidade que encerra nela o total de precipitação e outros aspectos como a resistência das rochas e o fluxo de sedimentos (WHIPPLE, 2004). De modo geral, o clima é considerado um fator importante porque influencia diretamente os totais anuais de precipitação e, com isso, a vazão dos rios e a evolução dos respectivos perfis longitudinais (FERRIER; HUPPERT; PERRON, 2013; HAN et al., 2014).

Implícitos no parâmetro K (Eq. 1), estão os processos erosivos predominantes. Estes, porém, tem sua efetividade modulada pela resistência das rochas do substrato que, por sua vez, depende do grau de intemperização. Isto levou a questionar como varia o intemperismo dentro e ao longo dos canais rochosos, para depois incorporar aos modelos de incisão. A noção de que o intemperismo afeta a erodibilidade dos canais rochosos e a evolução dos perfis longitudinais dos rios já estava bem estabelecida em trabalhos teóricos como, por exemplo, de Howard (1998). A mensuração de como o intemperismo varia nos leitos rochosos, levou à constatação, já aventada teoricamente por Hancock, Small e Wobus (2011), que o substrato próximo às margens está mais sujeito a acumular uma camada de alteração que o substrato próximo ao talvegue (SMALL et al., 2015). Isto acontece tanto pela variação do nível da água no canal, que expõe mais frequentemente as zonas marginais, sujeitando-as a processos diversos de intemperismo, quanto pela maior efetividade erosiva do fluxo na zona de talvegue, que elimina a capa intemperizada.

A variação do intemperismo na seção transversal, reforça a ideia de que os processos erosivos operam em taxas diferenciadas nos canais rochosos, em função da variação na resistência do substrato, mas não pode ser efetivamente incorporada nos modelos de incisão. Para entender como esse comportamento diferencial do intemperismo se expressa ao longo dos rios, o nível de detalhamento da seção transversal precisa ser substituído por uma abordagem mais ampla. A análise da precipitação entra novamente como uma alternativa, porém focando nos gradientes. Estudando conjuntos de canais no Havaí, que estão em áreas com distintos níveis pluviométricos, Murphy et al. (2016) constataram que a resistência das rochas dos leitos fluviais varia com o grau do intemperismo químico. Esses autores, então, incorporaram explicitamente a precipitação anual média no modelo *stream-power* de incisão (Eq. 2):

$$I = (K_i P^d) (P A)^m S^n \quad (2)$$

onde I é a taxa de incisão, P^d é a precipitação anual média local, P é a média da precipitação anual média a montante e A é a área de drenagem. O novo modelo considera a precipitação (P) como um coeficiente para a área de drenagem, ou seja, vincula a vazão à precipitação da bacia, porém vincula a precipitação local (P^d) à erodibilidade, ou ao intemperismo.

A simplicidade dos modelos *stream power* é alvo de críticas, devido a vários motivos,

incluindo a aglutinação de parâmetros que são subsumidos, o uso da área de drenagem como substituto da vazão, a desconsideração da variação da largura rio abaixo, bem como da influência do fluxo de sedimentos. Várias tentativas foram feitas para compensar essas fragilidades (ver revisões em LAGUE, 2014 e TUROWSKI, 2018). Destacam-se aqui, alguns modelos que redirecionaram a perspectiva das análises, para considerar explicitamente o fluxo de sedimentos e os tipos de processos erosivos.

Como uma das primeiras alternativas aos modelos *stream power*, surgiu o modelo saltação-abrasão (SKLAR e DIETRICH, 2004), que considera um tipo específico de processo erosivo (abrasão) e o fluxo de sedimentos como os principais determinantes da incisão fluvial, conforme a expressão geral:

$$E = V_i I_r F_e \quad (3)$$

onde E é a taxa de erosão, V_i é o volume de rocha erodida pelo impacto de partículas, I_r é a taxa de impactos por unidade de área por unidade de tempo, e F_e é a fração exposta do leito.

Está implícito no modelo saltação-abrasão que os rios de leito rochosos são, em grande parte, mistos rochoso-aluvial, e que a carga de sedimentos exerce dupla função: impactar o leito e erodi-lo (*tool effect*), ou protegê-lo desse impacto (*cover effect*), quando depositada em grande quantidade (SKLAR; DIETRICH, 1998). Embora o efeito do fluxo de sedimentos tenha sido incorporado em diversas análises (por ex. LAGUE, 2010; COOK; TUROWSKI; HOVIUS, 2013; INOUE et al., 2014; TUROWSKI, 2018; BAYNES et al., 2020), validando indiretamente a ideia geral do modelo saltação-abrasão, um dos poucos testes efetivos desse modelo foi feito experimentalmente por Johnson e Whipple (2010). Estes pesquisadores isolaram a vazão e o fluxo de sedimentos e conseguiram concluir que a taxa de erosão do leito rochoso (apenas por abrasão) aumenta linearmente com o fluxo de sedimentos. A própria largura dos canais rochosos ou mistos, cuja variação tem sido um ponto frágil nos modelos *stream-power*, é altamente influenciada pelo fluxo de sedimentos, de tal modo que rios com a mesma vazão, porém com fluxos de sedimentos diferentes, apresentam larguras diferentes (BAYNES et al., 2020). A implicação da variação da largura é a distribuição da tensão de cisalhamento no leito e, por conseguinte, seu efeito sobre a incisão do canal.

No que se refere aos processos erosivos responsáveis pela evolução dos canais, a mudança de foco para o arrancamento veio com a proposta de Chatanantavet e Parker (2009), ainda que entrelaçada com o processo de abrasão. Nesse trabalho os autores explicitamente definem a macroabrasão como um processo intimamente relacionado com a produção de blocos pelo fissuramento do leito, mediante impacto dos clastos em trânsito e, portanto, interligado com o arrancamento. Considerando que o arrancamento é muito mais eficiente em erodir os canais que a abrasão (BEER; TUROWSKI; KIRCHNER, 2017), o

modelo saltação-abrasão estaria relacionado mais à macroabrasão que à abrasão grão-por-grão (*wear*), embora em sua origem não seja esta a premissa. Não obstante a importância do arrancamento para a incisão fluvial, diretamente a partir das discontinuidades naturais das rochas ou indiretamente a partir da macroabrasão, apenas Chatanantavet e Parker (2011) testaram, e com sucesso, o modelo por eles desenvolvido, usando dados de campo.

6 | PERSPECTIVAS

A partir da visão panorâmica sobre os avanços recentes obtidos no estudo dos rios de leito rochoso, delineiam-se aqui algumas perspectivas para as pesquisas futuras. A principal constatação é que as modelagens estão se tornando mais completas e complexas, e continuarão a ser o caminho para a explicação das paisagens. Porém, os conhecimentos sobre os processos erosivos ainda são incompletos, não relativamente aos aspectos da física envolvida, mas sobretudo no que se refere à sua modulação nos contextos diferenciados de litologia, tectônica e clima. Assim, as peças que constroem os modelos para explicar a evolução das paisagens ainda precisam ser calibradas e isso coloca ainda muitas vias de pesquisa relacionadas aos processos erosivos.

Uma grande dificuldade enfrentada no teste dos modelos de incisão, sobretudo nos que incorporam explicitamente um tipo de processo erosivo, é saber qual processo é predominante em determinado rio. Por esta razão há poucos testes dos modelos saltação-abrasão ou arrancamento-macroabrasão, enquanto a família dos modelos *stream power*, por ser conceitualmente mais ampla, acaba sendo mais versátil. Os modelos se tornam referências sobre como operam os processos erosivos, porque são construídos com bases físicas e experimentais sólidas, porém são pouco aplicáveis à explicação da evolução da paisagem em casos particulares, se necessário. Portanto, quantificar a tipologia dos processos talvez seja um desafio a ser superado, juntamente com o entendimento mais completo sobre a mecânica dos diversos processos erosivos, até que os modelos de incisão específicos possam ser mais úteis.

A erodibilidade do leito fluvial rochoso está muito ligada à resistência das rochas (SKLAR; DIETRICH, 2001), a qual é modulada pela sua suscetibilidade ao intemperismo. Embora essa relação seja bem conhecida de modo geral e os estudos sobre erosão fluvial e intemperização estejam se desenvolvendo (por ex. HAN et al., 2014), é fundamental que a relação resistência-intemperismo seja verificada primeiro para diversos tipos de rocha e, segundo, em diversas condições de precipitação.

Embora a macroabrasão possa ser tratada como parte da abrasão (WHIPPLE, 2004) e em alguns trabalhos ela seja considerada, indiretamente, como um processo importante (por ex. MURPHY et al., 2018; LIMA; PELEGRINA; PONTAROLO, 2021), a sua função não tem sido analisada objetiva e completamente. A importância da macroabrasão é, teoricamente, aumentada com o aumento na densidade de fraturamento, pois a proximidade

de planos de fratura ou de acamamento podem facilitar o lascamento dos blocos de rocha. Se a baixa densidade de fraturas faz o foco das análises se dirigir para a microabrasão (grão-por-grão), a maior densidade de fraturas leva o foco para o arrancamento, inclusive porque o impacto de partículas maiores pode forçar o deslocamento de blocos fraturados do leito (por ex. HARTSHORN et al., 2002).

Considerando a abrasão de modo amplo, ou seja, não diferenciando a micro da macroabrasão e entendendo que ela é uma grande responsável pela incisão fluvial em muitos contextos litológicos, sobretudo aqueles pouco fraturados, há ainda que se entender sobre a energia de impacto das partículas sobre os leitos rochosos. Se as maiores partículas têm maior energia de impacto sobre os leitos e promovem uma erosão abrasiva mais eficiente em longo prazo (TUROWSKI; WISS; BEER, 2015; BEER; LAMB, 2021), as diferentes litologias, bem como as diferentes taxas de intemperização, implicam em diferentes combinações de vazão para realizarem a efetiva incisão fluvial. Entender essas diferenças é fundamental para entender a evolução das paisagens em diferentes ambientes climáticos.

O arrancamento é um processo erosivo muito mais eficiente quando os blocos delimitados por fraturas são tabulares (LAMB; FONSTAD, 2010; LI; PAN; LIAO, 2016) e, neste caso, há eventual acumulação dos blocos extraídos. Sob estas condições, o regime erosivo do canal tende a ser do tipo limitado-por-transporte, funcionando como um canal aluvial. A geometria do fraturamento, portanto, pode promover maior ou menor intertravamento dos blocos de rocha. Onde há maior intertravamento, maior energia será necessária para efetuar o arrancamento, ou então, outros processos precisam agir complementarmente (macroabrasão, por exemplo) para que a erosão ocorra. Porém, tanto os experimentos de laboratório quanto os estudos de campo ainda estão muito restritos às condições mais simples de fraturas ortogonais e paralelas ao fluxo.

A discussão sobre o efeito de cobertura é latente e marca bem o foco pendular nos estudos de rios de leito rochoso, ora se detendo sobre a evolução dos perfis dos canais (erosão de longo prazo), ora necessitando entender melhor os processos de sedimentação no canal ou a dinâmica dos processos de erosão em curto prazo. Para Sklar e Dietrich (2004), a pressuposição teórica é de que os trechos aluviais são fixos e podem aumentar ou diminuir, dependendo do fluxo de sedimentos. Por outro lado, para Turowski, Lague e Hovius (2007) esses trechos são variáveis no tempo e no espaço, criando o que se chamou de cobertura dinâmica. Essa distinção criou duas correntes que tratam o efeito de cobertura de modo levemente diferenciado em seus modelos (por ex. LAGUE, 2010; JOHNSON; WHIPPLE, 2010). Embora para ambas as correntes haja suporte de estudos experimentais posteriores, claramente, o comportamento complexo dos rios de leito rochoso, no que se refere ao fluxo de sedimentos, ainda é um desafio que demanda mais estudos, sobretudo de campo. A questão principal é sobre como se distribuem os sedimentos nos sistemas rochosos, tanto no espaço quanto no tempo. Adicionalmente, é essencial saber como essa

dinâmica se relaciona com os contextos climáticos, litológicos e tectônicos.

Finalmente, é marcante que a maioria dos estudos sobre rios de leito rochoso se concentra em áreas montanhosas associadas a zonas colisionais, devido à conhecida interação entre tectônica ascensional e incisão fluvial, discutida desde os trabalhos de W.M. Davis. No entanto, regiões intraplaca, com planaltos esculpidos em Grandes Províncias Ígneas (*Large Igneous Provinces* – LIPs), como na Bacia do Paraná e no Decã, ainda carecem de estudos relacionados a esses tipos de rios. Inclusive, por sua característica de rochas vulcânicas fraturadas, esses planaltos podem trazer muitas respostas quanto à dinâmica do processo de arrancamento. Com relação à abrasão essas mesmas províncias guardam peculiaridades que podem ser analisadas. Abrasão pela carga do leito, transportada sobretudo em saltação, parece ser a norma nos leitos fluviais rochosos com litotipos com baixo conteúdo em quartzo (sedimentares ou ígneos), porque a areia, mais facilmente transportada em suspensão, seria menos frequente nesses ambientes. Contudo, nas regiões de basaltos continentais as zonas amidaloidais fornecem material quartzoso, comumente encontrado nos baixos topográficos e no interior de marmitas. Qual o regime de transporte para essas partículas e qual a sua real importância para as feições de abrasão encontradas nos leitos basálticos dessas áreas? Essas são questões em aberto, cujas respostas talvez possam melhorar nosso entendimento sobre o transporte em suspensão como contribuinte para a abrasão nos leitos basálticos continentais.

REFERÊNCIAS

ANTON, L.; MATHER, A. E.; STOKES, M.; MUNOZ-MARTIN, A.; DE VICENTE, G. Exceptional river gorge formation from unexceptional floods, **Nature Communications**, v.6, p. 7963–7963, 2015. DOI:10.1038/ncomms8963.

BAKER, V. R.; KALE, V. S. The role of extreme floods in shaping bedrock channels. In: TINKLER, K.; WOHL, E. E. (Ed.). **Rivers over rock: fluvial processes in bedrock channels**. Washington D.C.: American Geophysical Union, 1998. p. 153-164.

BAYNES, E.R.; ATTAL, M.; NIEDERMANN, S.; KIRSTEIN, L.A.; DUGMORE, A.J.; NAYLOR, M. Erosion during extreme flood events dominates Holocene canyon evolution in northeast Iceland. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 8, p. 2355-2360, 2015. DOI: 10.1073/pnas.1415443112

BAYNES, E. R.; LAGUE, D.; STEER, P.; BONNET, S.; ILLIEN, L. Sediment flux-driven channel geometry adjustment of bedrock and mixed gravel–bedrock rivers. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 45, n. 14, p. 3714-3731, 2020. DOI: 10.1002/esp.4996

BEER, A.R.; LAMB, M. P. Abrasion regimes in fluvial bedrock incision. **Geology**, v. 49, n. 6, p. 682-386, 2021. DOI: 10.1130/G48466.1

BEER, A.R.; TUROWSKI, J.M.; KIRCHNER, J.W. Spatial patterns of erosion in a bedrock gorge: **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 122, p. 191–214, 2017. DOI: 10.1002/2016JF003850.

- BEYELER, J.D.; SKLAR, L.S. Bedrock resistance to fluvial erosion: the importance of rock tensile strength, crystal grain size and porosity in scaling from the laboratory to the field. **Eos Transactions AGU**, v. 91, n. 52 (Fall Suppl., Abstract EP41D-0740), 2010.
- CHATANANTAVET, P.; PARKER, G. Physically based modeling of bedrock incision by abrasion, plucking, and macroabrasion. **Journal of Geophysical Research**, v. 114, F04018, 2009. DOI:10.1029/2008JF001044.
- CHATANANTAVET, P.; PARKER, G. Quantitative testing of model of bedrock channel incision by plucking and macroabrasion. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 137, p. 1311–1317, 2011. DOI: 10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000421.
- CHURCH, M. The trajectory of geomorphology. **Progress in Physical Geography**, v. 34, n. 3, p. 265-286, 2010. DOI: 10.1177/0309133310363992
- COOK, K. L.; TUROWSKI, J.M.; HOVIUS, N. A demonstration of the importance of bedload transport for fluvial bedrock erosion and knickpoint propagation. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 38, n. 7, p. 683-695, 2013. DOI: 10.1002/esp.3313
- DAS, B. C. Development of streambed potholes and the role of grinding stones. **Journal of Environmental Geography**, v. 11, n. 1-2, p. 9-16, 2018. DOI: 10.2478/jengeo-2018-0002
- DUBINSKI, I. M.; WOHL, E. Relationships between block quarrying, bed shear stress, and stream power: A physical model of block quarrying of a jointed bedrock channel. **Geomorphology**, v. 180, p. 66-81, 2013. DOI: 10.1016/j.geomorph.2012.09.007
- FERRIER, K. L.; HUPPERT, K. L.; PERRON, J. T. Climatic control of bedrock river incision. **Nature**, v. 496, n. 7444, p. 206-209, 2013. DOI: 10.1038/nature11982
- FOLEY, M.G. Bed-Rock Incision by Streams. **GSA Bulletin**, v. 91, n. 10 Part II, p. 2189–2213, 1980. DOI: 10.1130/GSAB-P2-91-2189
- FULLER, T. K.; GRAN, K. B.; SKLAR, L. S.; PAOLA, C. Lateral erosion in an experimental bedrock channel: The influence of bed roughness on erosion by bed load impacts. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 121, n. 5, p. 1084-1105, 2016. DOI: 10.1002/2015JF003728
- GEORGE, M. F.; SITAR, N.; SKLAR, L. Experimental evaluation of rock erosion in spillway channels. In: 49th US Rock Mechanics/Geomechanics Symposium, 2015, San Francisco, Proceedings... OnePetro, 2015.
- HANCOCK, G. S.; ANDERSON, R. S.; WHIPPLE, K. X. Beyond power: bedrock river incision process and form. In: TINKLER, K.; WOHL, E. E., (eds.), **Rivers over rock: fluvial processes in bedrock channels**. Washington D.C: American Geophysical Union, 1998. p. 35–60.
- HANCOCK, G.; SMALL, E.; WOBUS, C. Modeling the effects of weathering on bedrock-floored channel geometry, **Journal of Geophysical Research**, v. 116, n. F03018, 2011. DOI: 10.1029/2010JF001908.
- HAN, J.; GASPARINI, N.; JOHNSON, J.; MURPHY, B. Modeling the influence of rainfall gradients on discharge, bedrock erodibility, and river profile evolution, with application to the Big Island, Hawai'i, **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 119, p. 1418–1440, 2014. DOI: 10.1002/2013JF002961.

HARTSHORN, K.; HOVIUS, N.; DADE, W.B; SLINGERLAND, R. Climate driven bedrock incision in active mountain belt. **Science**, v. 297, p. 2036-38, 2002. DOI: 10.1126/science.107507

HODGE, R. A.; HOEY, T. B.; SKLAR, L. S. Bed load transport in bedrock rivers: The role of sediment cover in grain entrainment, translation, and deposition, **Journal of Geophysical Research**, 116, F04028, 2011. DOI: 10.1029/2011JF002032.

HOWARD, A. D. Long profile development of bedrock channels: Interaction of weathering, mass wasting, bed erosion, and sediment transport. In: TINKLER, K.; WOHL, E. E., (eds.), **Rivers over rock: fluvial processes in bedrock channels**. Washington, DC: American Geophysical Union, 1998. p. 297–319.

HURST, A. A.; ANDERSON, R. S.; CRIMALDI, J. P. Toward Entrainment Thresholds in Fluvial Plucking. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 126, n. 5, p. e2020JF005944, 2021. DOI: 10.1029/2020JF005944

INOUE, T.; IZUMI, N.; SHIMIZU, Y.; PARKER, G. Interaction among alluvial cover, bed roughness, and incision rate in purely bedrock and alluvial-bedrock channel. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 119, n. 10, p. 2123-2146, 2014. DOI: 10.1002/2014JF003133

JI, S.; LI, L.; ZENG, W. The relationship between diameter and depth of potholes eroded by running water. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, v. 10, n. 5, 818-831, 2018. DOI: 10.1016/j.jrmge.2018.05.002

JOHNSON, K. N.; FINNEGAN, N. J. A lithologic control on active meandering in bedrock channels. **GSA Bulletin**, v. 127, n. 11-12, p. 1766–1776, 2015. DOI: 10.1130/B31184.1

JOHNSON, J.P.; WHIPPLE, K.X. Feedbacks between erosion and sediment transport in experimental bedrock channels. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 32, p. 1048-1062, 2007. DOI: 10.1002/esp.1471

JOHNSON, J.P.; WHIPPLE, K.X. Evaluating the controls of shear stress, sediment supply, alluvial cover, and channel morphology on experimental bedrock incision rate. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 115, n. F2, p. F02018, 2010. DOI: 10.1029/2009JF001335

LAGUE, D. Reduction of long-term bedrock incision efficiency by short-term alluvial cover intermittency. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 115, n. F2, 2010. DOI: 10.1029/2008JF001210

LAGUE, D. The stream power river incision model: evidence, theory and beyond. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 39, n. 1, p. 38-61, 2014. DOI: 10.1002/esp.3462

LAMB, M.P.; DIETRICH, W.E. The persistence of waterfalls in fractured rock. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 121, p. 1123–1134, 2009. DOI: 10.1130/B26482.1.

LAMB, M.P.; FONSTAD, M.A. Rapid formation of a modern bedrock canyon by a single flood event. **Nature Geoscience**, v. 3, p. 477–481, 2010. DOI: 10.1038/ngeo894.

LAMB, M. P.; FINNEGAN, N. J.; SCHEINGROSS, J. S.; SKLAR, L. S. New insights into the mechanics of fluvial bedrock erosion through flume experiments and theory. **Geomorphology**, 244, 33-55, 2015. DOI: 10.1016/j.geomorph.2015.03.003

LARSEN, I. J.; LAMB, M. P. Progressive incision of the Channeled Scablands by outburst floods. **Nature**, v. 538, n. 7624, p. 229-232, 2016. DOI: 10.1038/nature19817

LI, K.-W.; PAN, Y.-W.; LIAO, J.-J. A comprehensive mechanics-based model to describe bedrock river erosion by plucking in a jointed rock mass. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 517, 2016. DOI: 10.1007/s12665-015-5113-0

LIMA, A.G. Rios de leito rochoso: aspectos geomorfológicos fundamentais. **Ambiência**, v. 6, n.2, p.339-354, 2010.

LIMA, A.G.; BINDA, A.L. Differential control in the formation of river potholes on basalts of the Parana Volcanic Province. **J. South American Earth Science**. v. 59, p. 86-94, 2015. DOI: 10.1016/j.jsames.2015.02.004.

LIMA, A. G.; BINDA, A. L. Lithologic and structural controls on fluvial knickzones in basalts of the Paraná Basin, Brazil. **J. South American Earth Science**., v. 48, p. 262-270, 2013. DOI: 10.1016/j.jsames.2013.10.004

LIMA, A.G.; PELEGRINA, M.A.; PONTAROLO, M. Fracture variability in basalts and its effect on river erosion: a case study in the Paraná Volcanic Province. **Earth Science Research Journal**, v. 25, n. 1, p.13-19, 2021. DOI: 10.15446/esrj.v25n1.85098

LEOPOLD, L.B.; MADDOCK, T. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. **Professional Paper** 252. Reston, VA: United States Geological Survey, 1953, 57 p.

MARCOTTE, A.L.; NEUDORF, C.M.; LANGSTON, A.L. Lateral bedrock erosion and valley formation in a heterogeneously layered landscape, Northeast Kansas. **Earth Surface Processes and Landforms**., v. 46, n. 11, p. 2248-2263, 2021. DOI: 10.1002/esp.5172

MILLER, J. The influence of bedrock geology on knickpoint development and channel bed degradation along downcutting streams in South-central Indiana. **Journal of Geology**, v. 99, p. 591-605, 1991.

MONTGOMERY, D.R.; ABBE, T. B.; BUFFINGTON, J.M.; PETERSON, N.P.; SCHMIDT, K.M.; STOCK, J.D. Distribution of bedrock and alluvial channels in forested mountain drainage basins. **Nature**, v. 381, n. 5683, p. 587-589, 1996. DOI: 10.1038/381587a0

MURPHY, B. P.; JOHNSON, J. P.; GASPARINI, N. M.; HANCOCK, G. S.; SMALL, E. E. Weathering and abrasion of bedrock streambed topography. **Geology**, v. 46, n. 5, p. 459-462, 2018. DOI: 10.1130/G40186.1

MURPHY, B. P.; JOHNSON, J. P.; GASPARINI, N. M.; SKLAR, L. S. Chemical weathering as a mechanism for the climatic control of bedrock river incision. **Nature**, v. 532, n. 7598, p. 223-227, 2016. DOI: 10.1038/nature17449

ORTEGA, J. A.; GÓMEZ-HERAS, M.; PEREZ-LÓPEZ, R.; WOHL, E. Multiscale structural and lithologic controls in the development of stream potholes on granite bedrock rivers. **Geomorphology**, v. 204, p. 588-598, 2014. DOI: 10.1016/j.geomorph.2013.09.005

PAN, Y.-W.; LI, K.-W.; LIAO, J.-J. Mechanics and response of a surface rock block subjected to pressure fluctuations: A plucking model and its application. **Engineering Geology**, v. 171, p. 1–10, 2014. DOI: 10.1016/j.enggeo.2013.12.008.

PELLETIER, J. D.; SWEENEY, K. E.; ROERING, J. J.; FINNEGAN, N. J. Controls on the geometry of potholes in bedrock channels. **Geophysical Research Letters**, v. 42, n. 3, p. 797-803, 2015. DOI: 10.1002/2014GL062900.

ROBERT, A. **River processes**: an introduction to fluvial dynamics. Hodder Arnold, London, 2003.

SEIDL, M. A.; DIETRICH, W. E.; KIRCHNER, J.W. Longitudinal profile development into bedrock: an analysis of Hawaiian channels. **Journal of Geology**, v. 102, n.4, p. 457–474, 1994.

SKLAR, L. S.; DIETRICH, W.E. River longitudinal profiles and bedrock incision models: Stream power and the influence of sediment supply. In: TINKLER, K.; WOHL, E. E., (eds.), **Rivers over rock**: fluvial processes in bedrock channels. Washington, DC: American Geophysical Union, 1998, p. 237-260.

SKLAR, L.S.; DIETRICH, W.E. Sediment supply, grain size and rock strength controls on rates of river incision into bedrock. **Geology**, v. 29, p. 1087–1090, 2001.

SKLAR, L.S., DIETRICH, W.E. A mechanistic model for river incision into bedrock by saltating bedload. **Water Resources Research**, v. 40, n. W06301, 2004. DOI: 10.1029/2003WR002496.

SMALL, E. E.; BLOM, T.; HANCOCK, G. S.; HYNEK, B. M.; WOBUS, C. W. Variability of rock erodibility in bedrock-floored stream channels based on abrasion mill experiments. **Journal of Geophysical Research**: Earth Surf. v. 120, p. 1455–1469, 2015. DOI: 10.1002/2015JF003506

TINKLER, K.; PERISH, J. Recent adjustments to the long profile of Cookville Creek, an urbanized bedrock channel in Mississauga, Ontário. In: TINKLER, K. J.; WOHL, E. E., (eds.), **Rivers over rock**: fluvial processes in bedrock channels. American Geophysical Union: Washington, DC, 1998. p.1-18.

TINKLER, K. J.; WOHL, E. E., (eds.). **Rivers over rock**: fluvial processes in bedrock channels. American Geophysical Union: Washington, DC, 1998a. 323 p.

TINKLER, K. J.; WOHL, E. E. A primer on bedrock channels. In: TINKLER, K. J.; WOHL, E. E., (eds.), **Rivers over rock**: fluvial processes in bedrock channels. American Geophysical Union: Washington, DC, 1998b. p.1-18.

TUROWSKI, J. M. Alluvial cover controlling the width, slope and sinuosity of bedrock channels. **Earth Surface Dynamics**, v. 6, n. 1, p. 29-48, 2018. DOI: 10.5194/esurf-6-29-2018.

TUROWSKI, J. M.; HOVIUS, N.; WILSON, A.; HORNG, N.J. Hydraulic geometry, river sediment and the definition of bedrock channels. *Geomorphology*, v. 99, n. 1-4, p. 26-38, 2008.

TUROWSKI, J. M.; LAGUE, D.; HOVIUS, N. Cover effect in bedrock abrasion: A new derivation and its implications for the modeling of bedrock channel morphology, **Journal of Geophysical Research**., v. 112, n. F04006. 2007. DOI: 10.1029/2006JF000697

TUROWSKI, J.; WYSS, C. R.; BEER, A. R. Grain size effects on energy delivery to the streambed and links to bedrock erosion. **Geophysical Research Letters**, v. 42, p. 1775-1780, 2015. DOI: 10.1002/2015GL063159

VENDITTI, J. G.; RENNIE, C. D.; BOMHOF, J.; BRADLEY, R. W.; LITTLE, M.; CHURCH, M. Flow in bedrock canyons. **Nature**, v. 513, n. 7519, p. 534–537, 2014. DOI: 10.1038/nature13779

WILKINSON, C.; HARBOR, D. J.; HELGANS, E.; KUEHNER, J. P. Plucking phenomena in nonuniform flow. **Geosphere**, v. 14, n. 5, p. 2157-2170, 2018. DOI: 10.1130/GES01623.1

WILSON, A.; HOVIUS, N.; TUROWSKI, J. M. Upstream-facing convex surfaces: Bedrock bedforms produced by fluvial bedload abrasion. **Geomorphology**, v. 180, p. 187-204, 2013. DOI: 10.1016/j.geomorph.2012.10.010

WHIPPLE, K. Bedrock rivers and the geomorphology of active orogens. **Annu. Rev. Earth Planet. Sci.**, v. 32, p. 151–185, 2004. DOI: 10.1146/annurev.earth.32.101802.120356.

WHIPPLE, K.X.; DIBIASE, R.A.; CROSBY, B.T. Bedrock rivers. In: Shroder, J. (Editor in Chief), Wohl, E. (Ed.), **Treatise on Geomorphology**. Academic Press: San Diego, CA, vol. 9, Fluvial Geomorphology, 2013. p. 550–573.

WHIPPLE, K. X.; HANCOCK, G. S.; ANDERSON, R. S. River incision into bedrock: mechanics and relative efficacy of plucking, abrasion, and cavitation. **GSA Bulletin**, v.112, n.3, p. 490–503, 2000. DOI: 10.1130/0016-7606(2000)112<490:RIIBMA>2.0.CO;2

WHIPPLE, K. X.; SNYDER, N. L.; DOLLENMAYER, K. Rates and processes of bedrock incision by the Upper Ukak River since the 1912 Novarupta ash flow in the Valley of Ten Thousand Smokes, Alaska. **Geology**, v. 28, n. 9, p. 835-838, 2000.

WHIPPLE, K. X.; TUCKER, G. E. Dynamics of the stream-power river incision model: implications for height limits of mountain ranges, landscape response timescales, and research needs. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, n. 17661, 1999. DOI: 10.1029/1999JB900120

WOHL, E.E.; IKEDA, H. Patterns of bedrock channel erosion on the Boso Peninsula, Japan. **Journal of Geology**, v. 106, p. 331-345, 1998.

YIN, D.; PEAKALL, J.; PARSONS, D.; CHEN, Z.; AVERILL, H. M.; WIGNALL, P.; BEST, J. Bedform genesis in bedrock substrates: Insights into formative processes from a new experimental approach and the importance of suspension-dominated abrasion. **Geomorphology**, v. 255, p. 26-38, 2016. DOI: 10.1016/j.geomorph.2015.12.008

EFEITOS AMBIENTAIS RESULTANTES DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DEVIDO AO PROCESSO DE ASSOREAMENTO

Data de submissão:

Data de aceite: 02/08/2023

Alanny Christiny Costa de Melo

<http://lattes.cnpq.br/6542699550245691>

Diogenys da Silva Henriques

<http://lattes.cnpq.br/0457618955244321>

Hudson Inácio Moura Ferreira

<http://lattes.cnpq.br/7858174875059949>

Anna Karollynna Câmara de Araújo

<http://lattes.cnpq.br/2741229952612121>

RESUMO: As águas superficiais, incluindo rios, riachos e lagos, representam um recurso natural de suma importância, porém são suscetíveis à poluição causada pelo fenômeno do assoreamento. O assoreamento é um processo natural que ocorre devido a diversos elementos como erosão do solo, chuva, escoamento pluvial e ventos, pode ser agravado pela interferência humana, resultando em danos significativos ao meio ambiente. Esse processo é considerado uma grave agressão ambiental, capaz de acarretar uma série de problemas, tais como o aumento da frequência de enchentes devido à redução da capacidade de escoamento do leito do rio, impactos negativos na flora e fauna

circundantes, bem como consequências estéticas especialmente perceptíveis em áreas urbanizadas. O objetivo principal deste trabalho consiste em abordar a poluição das águas superficiais decorrente do processo de assoreamento, identificando os principais fatores responsáveis por esse impacto ambiental e compreendendo as consequências desse processo. Para tal, foram realizadas pesquisas bibliográficas que analisaram as relações entre as águas superficiais e os impactos ambientais resultantes do assoreamento. De modo geral, constatou-se que a maioria dos estudos têm enfoque na compreensão do problema desse problema, na identificação e mapeamento de áreas mais vulneráveis, além de alertar para os riscos e propor medidas de mitigação. Entretanto, é evidente a escassez de esforços por parte das autoridades públicas no que se refere a essa problemática.

PALAVRAS-CHAVE: águas superficiais; assoreamento; impacto ambiental.

ABSTRACT: Surface waters, including rivers, streams, and lakes, constitute a natural resource of utmost importance; however, they are susceptible to pollution caused by the phenomenon of siltation.

Siltation is a natural process influenced by various elements such as soil erosion, rainfall, runoff, and winds. It can be exacerbated by human interference, leading to significant environmental damage. This process is considered a severe environmental threat, capable of causing a series of problems, such as increased frequency of floods due to reduced riverbed capacity for water flow, negative impacts on surrounding flora and fauna, as well as noticeable aesthetic consequences, particularly in urbanized areas. The primary objective of this study is to address the pollution of surface waters resulting from siltation, identifying the main factors responsible for this environmental impact and understanding the consequences of this process. To achieve this, bibliographic research was conducted to analyse the relationships between surface waters and the environmental impacts resulting from siltation. In general, it was found that the majority of studies focus on understanding the problem, identifying and mapping the most vulnerable areas, as well as raising awareness about the risks and proposing mitigation measures. However, it is evident that there is a scarcity of efforts on the part of public authorities regarding this issue.

KEYWORDS: surface waters; silting; environmental impact.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um recurso abundante na superfície terrestre e, ao mesmo tempo, escasso, uma vez que nem toda a água é adequada para consumo humano, conferindo-lhe um valor inestimável. Do total de água disponível no planeta Terra, apenas 3% consistem em água doce própria para consumo e uso humano. Além de sua limitação, o crescimento populacional, juntamente com o avanço tecnológico, intensificou o processo de degradação da qualidade das águas superficiais (Andrade & Zaiat, 2013).

A contaminação das águas superficiais tem sido motivo de preocupação, especialmente considerando a escassez de água doce de qualidade e a onerosidade dos procedimentos de restauração quando ocorre poluição. As águas superficiais, como rios, riachos, córregos e lagos, são frequentemente submetidas a usos extensivos e intensivos em diferentes setores da sociedade. As indústrias e minerações, por exemplo, representam matrizes econômicas que não apenas demandam grandes volumes de água, mas também são responsáveis pela contaminação dos canais e reservatórios hídricos devido ao descarte irregular de resíduos e rejeitos, respectivamente. Além disso, outro tipo de contaminação dos cursos de água superficiais refere-se ao processo de sedimentação, resultando no fenômeno conhecido como assoreamento (Walker *et al.*, 2019).

O assoreamento é um fenômeno decorrente da deposição de sedimentos, como areia, argila, rochas e detritos orgânicos, nos cursos e corpos d'água, ocasionando o acúmulo excessivo de material sobre o leito, o que acarreta em entraves à navegabilidade e ao aproveitamento dessas vias fluviais. Tal processo é inerente à natureza e ocorre devido à interação de diversos elementos naturais, como à erosão do solo, precipitação pluvial, escoamento das águas das chuvas e a ação dos ventos. Esses sedimentos acabam se depositando no leito dos rios ou na superfície dos corpos de água, o que pode levar

a uma redução da capacidade de armazenamento de água, alterações nos fluxos de água e impactos negativos no ecossistema aquático. No entanto, é importante ressaltar que a intervenção humana pode potencializar significativamente esse processo, como o desmatamento, a agricultura intensiva, a mineração e a construção de barragens e estradas. Essas atividades podem aumentar a quantidade de sedimentos transportados para os corpos de água, acelerando o processo de assoreamento, resultando em impactos negativos para o meio ambiente (Zuquette *et al.*, 2013).

Estudos relacionados à contaminação da água devido ao assoreamento têm sido amplamente realizados em diversas instituições de pesquisa e ensino, sejam elas públicas ou privadas. No que se refere a exemplos concretos de projetos direcionados à problemática do assoreamento, podemos mencionar o estudo conduzido por Lima (2020), que emprega o uso de geotecnologias para avaliar as principais áreas afetadas pelo assoreamento no leito fluvial do arroio João Dias, localizado em Caçapava do Sul (RS). Outro trabalho relevante é o desenvolvido por Silva (2021), o qual propõe um diagnóstico para o assoreamento por meio da modelagem do transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Uma, situado em São Paulo (SP). Barbosa & Santos (2022) realizam uma análise hidrogeomorfológica do canal principal dos rios Murú e Tarauacá, investigando as conseqüentes inundações na cidade de Tarauacá (AC). Além disso, Vieira *et al.* (2020) investigam os efeitos da expansão urbana no processo de assoreamento e/ou erosão em ambientes aquáticos de deposição.

Em resumo, essas pesquisas têm como objetivo fornecer subsídios para compreender o problema, identificar suas manifestações em diferentes contextos, mapear as áreas mais suscetíveis, alertar sobre os riscos envolvidos e até propor medidas de mitigação em colaboração com os atores públicos e sociais. No entanto, apesar desses esforços, tem sido observado uma falta de engajamento por parte dos agentes públicos em relação a essa problemática. Existe uma lacuna entre o conhecimento científico (informação) e o poder público, conforme apontado por Smith *et al.* (2019). Eles destacam como é intrigante a forma como as produções técnico-científicas geradas pelas instituições acadêmicas e de pesquisa têm sido pouco incorporadas nas leis ambientais e nas práticas administrativas, resultando em uma situação em que até mesmo os órgãos públicos são identificados como agentes de degradação ambiental.

Com base na abordagem acadêmica do assunto e nas conseqüências resultantes do assoreamento dos rios, este trabalho tem como objetivo principal explorar a problemática da poluição das águas superficiais devido ao assoreamento. Além disso, busca identificar os principais agentes causadores desse impacto ambiental e compreender as problemáticas resultantes desse processo. Para atingir esse propósito, foram realizadas pesquisas bibliográficas que englobaram estudos, livros e publicações científicas que abordaram as interações entre as águas superficiais e os impactos ambientais decorrentes do assoreamento.

21 DEFINIÇÕES E EXEMPLOS DE CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS (LAGOS, CANAIS, CÓRREGOS E RIOS)

Os fatores climáticos estão intrinsecamente ligados ao fluxo de água nos rios perenes, intermitentes ou efêmeros. As bacias hidrográficas, com diversas características, que fornecem os recursos hídricos superficiais devem ser gerenciadas de forma descentralizada pelos Comitês de Bacia Hidrográfica, a fim de preservar e conservar o equilíbrio socioambiental mantido pela existência dos rios. A fim de ratificar o prenunciado, segundo a Lei nº 9.433/97 que, além de outras atribuições, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, no seu art. 38, I, cita 'promover o debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes'.

A fim de promover a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos superficiais, é essencial compreender suas particularidades. Segundo Targa *et al.* (2015), o escoamento superficial desempenha um papel crucial no ciclo hidrológico e é de grande importância para o manejo e conservação dos recursos naturais. O escoamento superficial pode ser definido como o movimento e ocorrência de água na superfície da Terra. O principal fator ambiental responsável pelo transporte da água é a precipitação, que se acumula em depressões ao redor de partículas sólidas (Soares, 2015).

A velocidade do fluxo das águas nos canais é influenciada pela fisiologia dos rios. Os canais retilíneos, embora sejam menos comuns, seguem um leito quase em linha reta. Já os canais com comprimento superior a 10 vezes a sua largura são mais raros e se caracterizam por apresentarem um baixo volume de carga de fundo, alto volume de carga suspensa e substrato homogêneo. A erosão ocorre ao longo das margens, através do solapamento de regiões mais profundas (Guerra & Cunha, 2018).

Os canais anastomosados são caracterizados por apresentarem grandes volumes de carga de fundo e múltiplos canais interligados, resultando na formação de ilhas, barras arenosas e ramificações. Comumente, a foz desses rios desemboca em deltas devido à interação das forças de ondas e marés na foz do rio. Por sua vez, os canais meandrantés são frequentemente encontrados em áreas úmidas com a presença de mata ciliar, e se destacam por suas curvas sinuosas harmônicas e semelhantes entre si. O meandramento é iniciado pelas sequências de depressões (*pools*) e elevações (*riffles*) ao longo do leito do rio. Nos trechos mais curvos, o perfil transversal apresenta assimetria, com maior profundidade na margem côncava, ou seja, nas depressões, e suaviza em direção à margem convexa (Guerra & Cunha, 2018).

Além disso, o escoamento superficial em canais pode ser hierarquizado de acordo com a morfologia fluvial. Os tributários ramificados, também conhecidos como afluentes, são categorizados em ordens com base no número de canais que neles convergem. A ordenação dessas correntes é fundamental para a análise morfométrica das bacias hidrográficas e, utilizando o método de Strahler, é realizada em várias ordens, até a primeira

ordem. Na natureza, essas ordens são observadas nos diferentes tipos de drenagem fluvial (Cunha, 2018).

Dependendo da pedologia, geologia e relevo, as drenagens, como ilustrado na Figura 1, podem assumir diferentes padrões principais, como o dendrítico, treliça, retangular, paralelo, radial e anelar. No padrão dendrítico, as correntes assemelham-se a ramos de uma árvore e são comumente encontradas em áreas sem estruturas significativas que influenciam a erosão dos vales, como terrenos compostos por granito maciço, arenito ou derrames basálticos. Já no padrão treliça, observa-se uma densa rede de riachos e ravinas com confluências subparalelas que se encontram perpendicularmente ao curso principal (CPRM, 2021).

Conforme mencionado pela CPRM (2021), o padrão retangular é caracterizado por vales que formam ângulos retos entre si, sendo condicionado por estruturas geológicas, como fraturas ortogonais. Já no padrão paralelo, os vales se dispõem de forma subparalela devido à erosão preferencial seguindo direções paralelas a fraturas, falhas ou camadas inclinadas. O padrão radial ocorre em regiões com a presença de vulcões, chaminés, diatremas ou outros corpos intrusivos que geram fraturas radiais. Por fim, o padrão anelar é caracterizado por se assemelhar a anéis e é típico de áreas dômicas profundamente entalhadas.

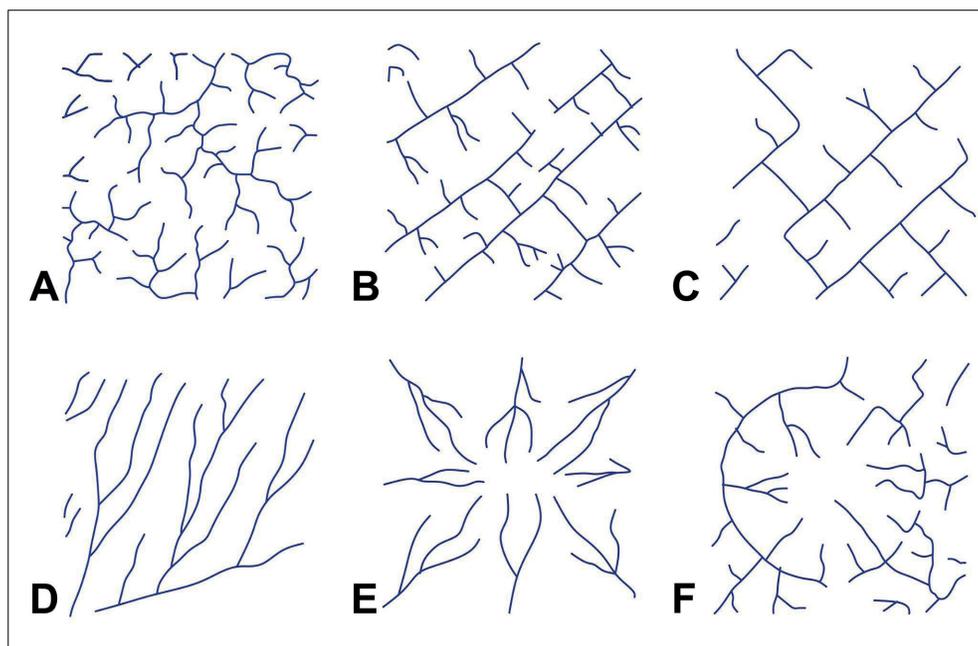


Figura 1 – Principais tipos de padrão de drenagem: (a) dendrítico; (b) treliça; (c) retangular; (d) paralela; (e) radial e (f) anelar.

Fonte: Adaptado de Christofoletti (1980).

Considerando a biodiversidade e geodiversidade associadas à presença de rios, com foco no Brasil, é essencial compreender e implementar diferentes formas de gestão participativa para mitigar os impactos causados a esses ecossistemas fluviais. No que diz respeito aos rios localizados na região da Caatinga, a questão do assoreamento requer uma solução imediata.

3 | IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS AO ASSOREAMENTO DE CANAIS E RESERVATÓRIOS HÍDRICOS

Ao longo da história, o ser humano tem buscado estabelecer-se em proximidade a nascentes de água, pois a disponibilidade hídrica exerce um impacto direto no estilo de vida das pessoas e indireto na configuração das sociedades, abrangendo o crescimento dos centros urbanos e as práticas agrícolas. Com o aumento populacional ao longo dos anos, as áreas naturais foram gradualmente substituídas por territórios ocupados pelo homem. Hammes (2008) destaca que, em sua origem, as florestas não foram colonizadas com a intenção de degradá-las, mas sim de aprimorar a qualidade de vida das pessoas.

No entanto, nos dias atuais, é possível observar diversos efeitos adversos resultantes da ocupação desordenada, especialmente em relação aos rios e lagos. Um dos problemas ambientais associados diz respeito ao desmatamento das florestas, o qual modifica a cobertura do solo. Quando os solos são expostos, os processos erosivos são intensificados, levando os sedimentos, através das intempéries e da força da gravidade, para as áreas mais baixas dos terrenos, onde os rios estão localizados (Figura 2). Esse fenômeno é conhecido como assoreamento (Vieira *et al.*, 2020).

Na ausência de árvores, arbustos ou mesmo grama, o solo torna-se mais solto e menos resistente, aumentando sua suscetibilidade ao arraste pela chuva ou vento. A falta de matas ciliares também contribui para a erosão das margens dos rios. Outro agravante do assoreamento é o descarte inadequado de resíduos provenientes da construção civil, como restos de demolição, fragmentos de madeira e, conseqüentemente, resíduos domésticos, que se acumulam nos pontos onde há sedimentação. Essa situação acarreta prejuízos significativos na dinâmica do rio e em seu entorno. Contudo, o problema mais grave são as enchentes, que estão se tornando cada vez mais frequentes, uma vez que a alteração do leito do rio também afeta o seu volume, resultando na perda de bens, como imóveis e veículos, que são arrastados pelas águas (Morais, 1972; Castro *et al.*, 2013).

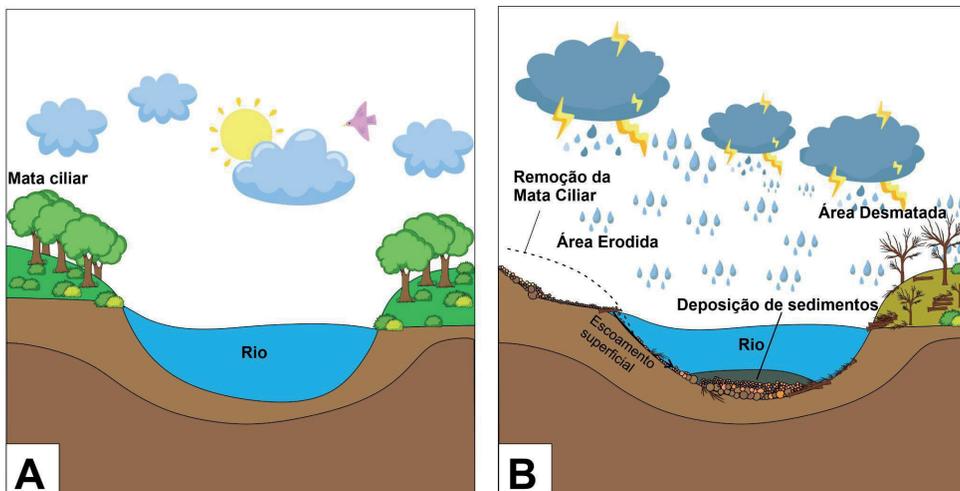


Figura 2 – Meio natural sem modificações causados pelo homem (A); meio impactado por assoreamento intensificado pela ação antrópica (B).

Fonte: Elaboração própria em 2022.

Os impactos do assoreamento afetam diretamente a população, especialmente ao provocarem enchentes. O assoreamento causa a redução da capacidade de retenção de água dos reservatórios. A camada de sedimentos acumulados diminui o espaço disponível para o armazenamento de água, o que pode resultar em menor disponibilidade hídrica para abastecimento público, agricultura, indústria e geração de energia hidrelétrica. Durante períodos de chuvas intensas, a quantidade de água nos rios pode aumentar tanto que as margens não são capazes de contê-la, resultando em transbordamentos para áreas adjacentes conhecidas como várzeas. Smith *et al.* (2019, p. 02) explicam que “todos os canais de escoamento possuem essas áreas de várzea para receber o excesso de água quando esta ultrapassa os limites dos canais. No entanto, a ocupação dessas áreas e a impermeabilização do solo intensificam as enchentes”.

Além disso, os sedimentos transportados e depositados nos canais e reservatórios podem ter impactos adversos nos organismos aquáticos. O acúmulo de sedimentos compromete a penetração da luz solar na água, prejudicando a fotossíntese de flora aquática e afetando a cadeia alimentar. Adicionalmente, os sedimentos têm a capacidade de sepultar e sufocar os habitats aquáticos, tais como leitos fluviais, lacustres e áreas de desova de peixes (Kondolf *et al.*, 2014).

O processo de assoreamento contribui para a degradação da qualidade da água. Os sedimentos podem conter nutrientes, substâncias químicas e metais pesados, que são transportados para os corpos hídricos. Isso pode resultar no aumento da turbidez, redução dos níveis de oxigênio dissolvido na água e contaminação dos recursos hídricos, tornando-os impróprios para consumo humano, prejudicando a vida aquática e impactando

negativamente a saúde dos ecossistemas (Cardoso *et al.*, 2019). O assoreamento também exerce influência desfavorável sobre a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos. A deposição de sedimentos pode cobrir os substratos adequados para a reprodução de organismos aquáticos, levando à perda de espécies de flora aquática, peixes e outros animais que dependem desses habitats. Isso resulta em uma diminuição da diversidade biológica e pode ter consequências em cascata para todo o ecossistema (Kondolf *et al.*, 2014; Cardoso *et al.*, 2019).

Por fim, é possível afirmar que além dos resíduos sólidos, que causam poluição e contaminação dos rios, o assoreamento também é um fator preocupante. Esse fenômeno representa um sério impacto ambiental, com consequências significativas que podem desencadear uma série de problemas para o meio ambiente. Em conjunto com o aumento da frequência de enchentes devido à redução da capacidade de escoamento dos rios, isso afeta tanto a flora e fauna aquáticas quanto as terrestres, além de causar problemas estéticos, especialmente em áreas urbanizadas. Portanto, muitas vezes é necessário intervir nas margens de lagos e rios, a fim de realizar a limpeza do leito e a remoção de resíduos em áreas urbanas, visando aprimorar o fluxo do rio, melhorar a qualidade ambiental e proteger a saúde pública (Zuquette *et al.*, 2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em suma, foi possível constatar uma série de fatores que contribuem para a poluição das águas superficiais através do assoreamento. Além dos efeitos naturais, como chuvas, escoamento de águas pluviais e ventos, a ação do homem é um fator preocupante para o desequilíbrio do meio ambiente, podendo assim trazer problemas ao meio natural dos rios, riachos, córregos e lagos. Do exposto, depreende-se que o crescimento das cidades, ocupação desordenada, o desmatamento das florestas, o descarte incorreto de resíduos e as instalações inadequadas de tratamento de esgotos, provocam poluição e alterações na fisiologia dessas águas, acarretando acúmulo de sedimentos, dificultando a navegabilidade e o aproveitamento dos leitos, devido à presença excessiva de material sobre eles.

Nisso, concluiu-se que o assoreamento é um dano proeminente e que, além da poluição das águas superficiais, promove frequentes alagamentos e enchentes, assim como também acelera a degradação de corpos hídricos, tornando-os impróprios para seu uso como abastecimento, geração de energia, recreação entre outros. Portanto, a implementação de medidas mitigadoras deve se fazer presentes para atenuação dos problemas socioambientais, já que a água é um elemento fundamental para a existência humana, sendo de grande importância na quantidade suficiente e qualidade apropriada para a manutenção da saúde e do desenvolvimento econômico.

Por fim, salienta-se a inevitabilidade da criação de metodologias eficientes de gestão e a utilização de técnicas de monitoramento da qualidade ambiental através de estudos da

qualidade da água, análise de fauna e flora, análise de imagens de satélite, assim como o contato direto com a população para conscientizar e compreender as suas necessidades quanto à água e participação de todos envolvidos no processo de gestão. As medidas de preservação devem ser voltadas para o manejo do solo, fazendo com que os impactos da ação antrópica diminuam e ocorra a preservação do solo, conseqüentemente protegendo as águas superficiais contra o assoreamento.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, C.R.M.; ZAIAT, M. Engenharia, Natureza e Recursos Naturais. *IN: Calijuri, M.C, Cunha, D.G.F. (Editores). Engenharia ambiental: conceitos, tecnologias e gestão*. 2 Ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013, p. 3-14.

BARBOSA, A. R. F.; SANTOS, W. L. Análise hidrossedimentológica dos rios Murú e Tarauaca e sua influência nas inundações na cidade de Tarauacá – Acre. **Revista de Geografia (UFJF)**. V. 12, n. Especial: XIII Simpósio Nacional de Geomorfologia, 2022. Disponível em: <https://periodicos.ufjf.br/index.php/geografia/article/view/36882>. Acesso em: 17 Mar. 2022.

CARDOSO, S. J.; QUADRA, G. R.; RESENDE, N. DA S.; ROLAND, F., 2019. The role of sediments in the carbon and pollutant cycles in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 31, e201. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8918>

CASTRO, M. N.; CASTRO, R. M; SOUZA, P. C. A Importância da Mata Ciliar no Contexto da Conservação do Solo. **Revista Eletrônica de Educação da Faculdade Araguaia**, 2013, v. 4, p. 230-241. Disponível em: <https://www.fara.edu.br/sipe/index.php/REVISTAUNIARAGUAIA/article/view/172/156>. Acesso em: 17 Mar. 2022.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Editora Blucher, 1980.

CUNHA, S. B. Geomorfologia fluvial. Separata de: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia: Uma atualização de bases e conceitos**. 14. ed. RJ: Bertrand Brasil, 2018. cap. 5, p. 211-252. ISBN 978-85-286-0326-2.

CPRM (Brasil). **Glossário Geológico Ilustrado**. Brasília, 2021. Disponível em: <http://sigep.cprm.gov.br/glossario/>. Acesso em: 23 mar. 2022.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia: Uma atualização de bases e conceitos**. 14. ed. RJ: Bertrand Brasil, 2018. 474 p. ISBN 978-85-286-0326-2.

HAMMES, V. S. Erosão, um indicador de impacto ambiental. Brasília: EMBRAPA, 2002. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Hammes_ErosaoIndicadorImpactoAmbiental_000fdq4w5902wx5eo0a2ndxy0s1ley4.pdf. Acesso em: 17 Mar. 2022.

KONDOLF, G. M., GAO, Y.; ANNANDALE, G. W.; MORRIS, G. L.; JIANG, E.; ZHANG, J.; CAO, Y.; CARLING, P.; FU, K.; GUO, Q.; HOTCHKISS, R.; PETEUIL, C.; SUMI, T.; WANG, H.; WANG, Z.; WEI, Z.; WU, B.; WU, C.; YANG C.T., 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. **Earth's Future**, 2(5), 256-280. Doi: <https://doi.org/10.1002/2013EF000184>

LIMA, R. S. **Técnicas de geoprocessamento para avaliação da evolução do assoreamento no arroio João Dias no município de Caçapava do Sul, RS**. 2020. 94 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal do Pampa, Caçapava do Sul, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unipampa.edu.br/jspui/handle/rii/5811>. Acesso em: 17 Mar. 2022.

MORAIS, J.O., Processos de assoreamento do Porto do Mucuri. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 1972, v. 12, n.2, p. 139-149.

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA CASA CIVIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos., Brasília, 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 23 mar. 2022.

SILVA, R. C. F. **Modelagem do aporte de sedimentos aplicada à bacia hidrográfica do rio Uma (SP): uma proposta para o diagnóstico de assoreamento (arquivo restrito)**. 2021. 150f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, 2021. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/216319>. Acesso em: 17 Mar. 2022.

SMITH, W. S.; SILVA, F. L.; BIAGIONI, R. C. Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a Ciência. **Ambiente & Sociedade**, [S.L.], v. 22, p. 1-20, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/n4cRNPv58LChmjFZX8V5bhG/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 17 mar. 2022.

SOARES, S. A. **Gestão de recursos hídricos**. 1. ed. Curitiba: Intersaberes, 2015. 185 p. ISBN 978-85-443-0166-1.

TARGA, M. dos S et al. **Urbanização e escoamento superficial na bacia hidrográfica do Igarapé Tucunduba**, Belém, PA, Brasil. Revista Ambiente e Água, Taubaté.

VIEIRA, Y. S. S. *et al.* Impacto antrópico no processo de assoreamento da enseada da Japuíba, Angra dos Reis (RJ). **Geosciences**, [S.L.], v. 39, n. 2, p. 481-491, 17 jul. 2020. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/13463>. Acesso em: 17 Mar. 2022.

WALKER, D.B. *et al.* Surface Water Pollution. *In*: BRUSSEAU, M., PEPPER, I. L., GERBA, C. (Editors). **Environmental and Pollution Science**. 3. Ed. Academic Press, 2019, p. 261-292. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814719-1.00016-1>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128147191000161?via%3Dihub>. Acesso em: 17 Mar. 2022.

ZUQUETTE, L.V., RODRIGUES, V.G.S., PEJON, O.J., Recuperação de Áreas Degradadas. *IN*: Calijuri, M.C, Cunha, D.G.F. (Editores). **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologias e gestão**. 2 Ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013, p. 589-617.

DESEMPENHO DE LEITOS DE MACRÓFITAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM CLIMA TROPICAL SECO E POTENCIAL DE REUTILIZAÇÃO DA ÁGUA

Data de submissão:

Data de aceite: 02/08/2023

Marla Mujovo

Assistente na Faculdade de Engenharia Ambiental e dos Recursos Naturais da Universidade Zambeze-FEARN

Ana Galvão

Professora Auxiliar do Instituto Superior Técnico de Lisboa da Universidade de Lisboa-IST

José Saldanha Matos

Professor Catedrático do Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa-IST

RESUMO: A reutilização da água residual tratada tornou-se uma importante estratégia de conservação dos recursos hídricos, particularmente em regiões que sofrem cronicamente de escassez de água. Atualmente, a prática de reutilização da água tem vindo a aumentar em zonas de clima tropical seco, nomeadamente para a irrigação de culturas agrícolas. No entanto, a divulgação e capacitação para essa prática ainda é muito incipiente e limitada nesses países e regiões. Os leitos de macrófitas têm demonstrado elevada eficiência de remoção de CQO, CBO₅, coliformes fecais e coliformes totais

naquelas regiões climáticas, devido em parte à elevada temperatura, que faz com que a atividade dos microrganismos seja mais acentuada, nomeadamente em processos de degradação de compostos poluentes. Por apresentar baixas exigências de operação e manutenção, e baixos custos, consideram-se os leitos de macrófitas como uma tecnologia especialmente apropriada para o tratamento de águas residuais em regiões em desenvolvimento, com clima tropical seco. A reutilização da água para agricultura, com origem em sistemas adequados de tratamento de águas residuais apresenta várias vantagens e mais valias, designadamente constituírem fontes de água independentes da incerteza climática, e disponibilizarem fertilizantes naturais, com impactos positivos na produtividade agrícola.

PALAVRAS-CHAVE: Águas residuais. Clima tropical. Leitos de macrófitas. Reutilização de água na agricultura.

PERFORMANCE OF CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT UNDER DRY TROPICAL CLIMATE, AND WATER REUSE POTENTIAL

ABSTRACT: The reuse of treated wastewater is an important strategy for protecting water resources, especially in dry climate countries. Currently, this practice has been used for irrigation, namely in tropical countries, but just a few studies were published in this issue. Constructed Wetlands (CW) have demonstrated high efficiencies in removing COD, BOD₅, and faecal and total coliforms, namely in regions of tropical climate, in part due to high temperatures along the year, which result in relevant activity of the microorganisms in terms of pollutants degradation. CW present low operation costs and limited maintenance requirements, and because of that are being considered one of the most appropriate techniques for wastewater treatment in developing countries. Water reuse, being the water source wastewater treatment plants, present a lot of advantages and added values, including to be a water source independent of climate uncertainty, and to provide natural fertilizers, important for food production.

KEYWORDS: Constructed wetlands. Tropical climate. Wastewater. Water reuse for agriculture.

1 | INTRODUÇÃO

A Água constitui um elemento essencial à vida, sendo o seu abastecimento seguro considerado um indicador fundamental do nível de pobreza e do desenvolvimento sustentável (OMS e UNICEF, 2015). Uma das primeiras ações concertadas, a nível mundial, destinada a avaliar e melhorar indicadores sanitários respeitou os Objetivos de Desenvolvimento do Milénio (ODM), que definiram, como uma das metas, a redução para metade da população sem acesso seguro a saneamento entre 1990 e 2015. Neste período houve um aumento percentual do acesso a instalações sanitárias, a nível mundial, de 54% para 68%. Infelizmente, a meta definida de 77% não foi atingida, resultado do facto de cerca de 2,4 milhões de pessoas, em 2015, ainda não disporem de acesso a saneamento seguro. Dessas, cerca de 1/3 ainda praticava defecação a céu aberto (UN WATER, 2016). As regiões que se localizam nos trópicos como a África subsariana (695 milhões de habitantes) e sul da Ásia (953 milhões de habitantes) não atingiram a meta constante no ODM (UN WATER, 2016). Para o período 2015-2030, foram definidos um novo conjunto de objetivos e metas, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O Objetivo 6 refere-se especificamente a “Água e Saneamento seguros para todos”. Garantir, universalmente, a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento em 2030. O ODS 6 inclui o acesso equitativo e adequado a saneamento e higiene, com eliminação total da defecação a céu aberto e redução para metade da proporção de águas residuais não tratadas, o aumento da sustentabilidade dos serviços, e o crescimento da reutilização (WWAP, 2015).

Segundo UN Water (2016), até 2030 deverá ter lugar uma expansão da cooperação internacional e apoio à capacitação nos países em desenvolvimento, em várias atividades e programas relacionados com água e saneamento, incluindo a implementação de tecnologias

eficientes de tratamento de água e de reutilização de águas residuais.

Poucas são as cidades e regiões dos países em desenvolvimento que dispõem em operação de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) eficientes, dado a respetivas carências em recursos humanos e económicos. A construção e operação de ETAR acarreta, em regra, elevados encargos, sendo usualmente considerada como segunda prioridade, atrás do abastecimento de água potável e da construção de latrinas melhoradas para higiene pessoal (TRANG *ET AL.*, 2010).

A reutilização dos efluentes tratados para a irrigação agrícola pode constituir um pilar da sustentabilidade em países em desenvolvimento, no qual da prática agrícola depende a sobrevivência de uma grande parte da população, por outro lado, é na componente agrícola, relativamente às componentes doméstica e industrial, que é utilizada a maior proporção de água doce (BAHRI *ET AL.*, 2016).

2 I SANEAMENTO EM PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO

Estima-se que 60% da população urbana dos países em desenvolvimento viva em bairros informais (UN HABITAT, 2010). Nestes países o crescimento populacional e a migração para a cidade resultam em aumentos desordenados de bairros precários com falta de energia, acessos, comunicações, abastecimento de água e sistemas de saneamento (OMS E UNICEF, 2015).

A prática de agricultura, os resíduos industriais e a poluição causada por deposição descontrolada de resíduos sólidos são consideradas as principais causas da poluição das águas superficiais (WANG *ET AL.*, 2014). A escassez de drenagem e tratamento de águas residuais na maior parte dos países em desenvolvimento, e a densidade de latrinas com construção precária constituem fatores críticos, com impactos na saúde pública, economia e desenvolvimento (CORCORAN *ET AL.*, 2010). Vários países em desenvolvimento são vulneráveis às doenças transmitidas pela água devido a falta de higiene e controlo de qualidade da água consumida (SHINGARE *ET AL.*, 2019).

Os países em desenvolvimento apresentam, na generalidade, como um dos seus grandes objetivos, o aumento da percentagem de população servida com drenagem e tratamento de águas residuais. No entanto, este objetivo, na prática, não tem sido assumido como prioritário devido às despesas avultadas que acarreta. Os fundos para investimento em soluções de saneamento são limitados e as verbas para a operação e manutenção das respetivas infraestruturas são usualmente ainda mais limitadas. Acrescem ainda fatores como a escassez de recursos humanos qualificados e a irregularidade do fornecimento de energia, materiais e reagentes, que constituem obstáculos, em particular à implementação de estações de tratamento de água residuais com sistemas convencionais (SHINGARE *ET AL.*, 2019). Estas situações têm como consequência a descarga das águas residuais não tratadas nos solos ou em rios e lagos (CORCORAN *ET AL.*, 2010; SENZIA *ET AL.*, 2003).

O mesmo acontece com a deposição descontrolada de lamas fecais, após o enchimento das latrinas existentes quando, em meio urbano com elevada densidade de ocupação, já não existe espaço para a construção adicional de novas latrinas.

Moçambique faz parte de um dos países com percentagem elevada de defecação a céu aberto. De acordo com INE, (2017) 23.4 % da população não tem latrinas em suas casas, 37% apresenta latrina tradicional não melhorada e apenas 10.6% tem retrete ligada a fossa séptica. A população servida por redes de coletores não ultrapassará 5%. A guerra civil, que durou entre 1975 e 1992, e o êxodo rural, são considerados como os principais fatores que contribuíram para o fraco desenvolvimento do País (CORREIA, 2017; COLIN, 2002). A falta de apoio técnico e financeiro originou pressão sobre os serviços de saneamento básico e o investimento feito nesses serviços não foi de forma alguma proporcional ao crescimento populacional, verificando-se mesmo um decréscimo da cobertura dos serviços entre a independência, em 1975 e finais da década de 90 (COLIN, 2002).

Atualmente, o tratamento de água residual ainda continua a ser um desafio para as diferentes cidades moçambicanas. Moçambique apresenta estações de tratamento de águas residuais nas cidades de Maputo-Matola, Beira e Vila de Songo (JANE, 2017), sendo a de maior dimensão, a ETAR do Infulene constituída por um sistema de lagunagem, atualmente em fase de reabilitação e beneficiação.

Um dos exemplos de uma cidade populosa Moçambicana sem qualquer tratamento de águas residuais é Tete, atualmente com mais de 300 000 habitantes, de acordo com o censo de 2017 em que a descarga de efluentes e de lamas fecais é feita diretamente ou indiretamente no Rio Zambeze (EEPLAN, 2015).

O deficiente acesso a água potável faz com que a maior parte da população que vive nas margens do rio Zambeze usufrua desta água também para a higiene individual, alimentação e recreio. Esta situação, aliada à não observância de práticas recomendáveis de higiene individual, resulta em doenças vinculadas pela água (SHINGARE ET AL., 2019), nomeadamente graves surtos de cólera.

Autores como Arias et al., (2009, p.1078) afirmam que a solução ideal, do ponto de vista da sustentabilidade, é a reutilização de produtos e sub-produtos do tratamento de águas residuais, especialmente na agricultura, aliviando o stress hídrico e a perda de nutrientes. Ramôa (2010, p.39) afirma que as soluções mais apropriadas para tratamento de águas residuais não devem ser escolhidas apenas por motivos de natureza puramente tecnológica, mas devem ser considerados os recursos humanos e financeiros disponíveis e naturalmente as características socioculturais da população a beneficiar.

Um dos métodos de tratamento de águas residuais mais utilizado em países em desenvolvimento é o das lagoas de estabilização, incluindo lagoas de maturação, cujo desempenho pode ser muito satisfatório, removendo mais de 99,9% de helmintos, vírus e bactérias, obtendo-se um efluente na maior parte das vezes com características compatíveis com o seu uso na agricultura (KIVAISI, 2001). Entretanto Denny (1997, p.30) e Kayombo

et al., (2005, p.3) afirmam que os leitos de macrófitas são as técnicas mais aconselháveis para o tratamento de águas residuais em países de clima tropical, pois apresentam, nessas circunstâncias, elevada eficiência de tratamento, baixas exigências de operação e manutenção, e baixos custos totais. Em termos de tratamento os leitos de macrófitas apresentam a capacidade de remover elevadas concentrações de matéria orgânica e metais pesados devido aos vários processos que ocorrem no solo, incluindo adsorção e filtração (VYMAZAL, 2007) e apresentam, em regra, uma eficiência significativa de remoção de microrganismos patogénicos (OKURUT ET AL., 1999; STOTT ET AL., 1999; AKPONIKPÈ ET AL. 2011). Na tabela 1 apresenta-se sumariamente uma análise comparativa entre lagoas de estabilização e leitos de macrófitas, mencionando as vantagens e desvantagens de cada uma das tecnologias.

Uma vantagem adicional que os leitos de macrófitas têm, nomeadamente em climas tropicais, em comparação com as lagoas de estabilização, é o valor económico da biomassa. Murray-Hudson et al., (2011, p.16) descrevem o uso da biomassa das macrófitas como material de construção para revestimentos de paredes e cercas de casas no Botswana. Perbangkhem et al., (2010, p.833) relatam o uso da biomassa de macrófitas para coberturas de casa e guarda sóis, na Tailândia (BELMONT ET AL., 2004).

Herazo et al., (2018, p.2) confirmam que as macrófitas podem ser utilizadas para ornamentação. Jinadasa et al., (2006, p.190) afirmam que a biomassa das espécies *Typha angustifolia* e *Scirpus grossus* serve para o fabrico de utensílios e tem uso medicinal, constituindo uma fonte de rendimento no Sri Lanka. Por outro lado, a biomassa das macrófitas pode também gerar rendimento através do fabrico e comercialização de produtos artesanais (TERER ET AL., 2012).

	Lagoas de estabilização	Leitos de macrófitas
Pontos positivos	Auto-suficiente em termos de tecnologia	Auto-suficiente em termos de tecnologia
	Elevada eficiência de tratamento	Elevada eficiência de tratamento
	Baixo custo de manutenção	Baixo custo de manutenção
	Promoção da biodiversidade	Promoção da biodiversidade
	Capacidade de tolerar flutuações de caudal e tratar efluentes com carga orgânica baixa	Flexibilidade e resiliência a flutuações de cargas orgânicas e de cargas hidráulicas Capacidade de uso da biomassa para rendimento económico adicional
Pontos negativos	Desapropriado a terrenos rochosos fraturados ou permeáveis Necessidades de operação e manutenção	Necessidade de ocupação de grandes áreas
	Evita o desenvolvimento de vegetação, sobre os diques	Verificação e controlo de distribuição de caudais
	Remoção de plantas das lagoas facultativas e de maturação	Verificação do estado das plantas e substituição, caso necessário
	Remoção de sólidos acumulados a entrada e a saída	
	Reparação dos problemas nos diques Ocupação de maior área de implantação em comparação aos leitos de macrófitas	Remover entupimentos nas estruturas de entrada e saída dos leitos Controlar os processos de erosão do solo.

Tabela 1: Análise comparativa de opções de tratamento biológico por lagoas de estabilização e leitos de macrófitas

Fonte: Adaptado de Ramôa, 2010

3 I DESEMPENHO DE LEITOS DE MACRÓFITAS EM CLIMA TROPICAL

3.1 Estudos analisados

Apesar da literatura associada ao desempenho dos leitos de macrófitas ser extensa e variada, os estudos realizados em países de clima tropical são ainda bastante limitados. A comparação dos resultados dos vários estudos é ainda dificultada pela ausência de uniformização de parâmetros em análise, assim como das variadas condições operacionais das diversas instalações.

No âmbito do presente trabalho foram analisados 29 estudos desenvolvidos em países de clima tropical, dos quais 11 no continente Africano, 9 estudos no continente Asiático, 7 no continente Americano e 2 no continente Australiano. O efluente selecionado tratou-se de águas residuais domésticas e industriais, cobrindo leitos de macrófitas de fluxo sub-superficial vertical e horizontal, com pré-tratamento. Dos 29 estudos revistos, as espécies de macrófitas mais utilizadas foram do género *Typha*, *Phragmites* e *Cyperus*,

tendo-se observado também a utilização de *Scirpus grossus*, *Zantedeschia aethiopica*, *Sesbania sesban*, *Juncus effusus*, *Miscanthidium violaceum*, *Colocasia esculenta*, *Oryza sativa* L, e *Canna iridiflora*. Os parâmetros analisados incluíram parâmetros físicos, como Sólidos Suspensos Totais (SST), parâmetros químicos, como a Carência Química de Oxigênio (CQO), Carência Bioquímica de Oxigênio aos 5 dias e a 20°C (CBO₅), Azoto total, Nitratos (NO₃-), Amônia (NH₄), Fósforo total (TP) e parâmetros microbiológicos, nomeadamente Coliformes fecais (CF) e Coliformes Totais (CT).

3.2 Eficiência de remoção de poluentes

O tratamento de águas residuais através de leitos de macrófitas é recomendado por vários autores devido às suas características (DENNY., 1997; KIVAISI., 2001; VYMAZAL., 2014). O incentivo ao uso desta técnica em climas tropicais é relevante devido às condições climáticas que facilitam o crescimento das macrófitas (ARIAS e BROWN, 2009).

Zhang et al., (2011, p.1614-1615), Kaseva (2004, p.682) e Truu et al., (2009, p.3959-3960) afirmam que atividade microbiana do interior de leitos de macrófitas aumenta com o incremento da temperatura e conseqüentemente o leito apresenta melhor eficiência na remoção dos poluentes. Tunçsiper (2009, p.470) relata ainda a variação de eficiência no que respeita a remoção de amônia e nitratos, que é superior no período de verão em comparação com o que ocorre no período de inverno, sendo o ambiente tropical favorável no que respeita aos processos de biodegradação da matéria orgânica e em termos de processos de nitrificação/desnitrificação.

Os leitos de macrófitas são utilizados não só para o tratamento de águas residuais, mas também para tratamento de efluentes de unidades industriais Maine et al., (2007, p.76), efluentes agrícolas, recuperação de águas contaminadas na natureza, por exemplo de lagos Martín et al., (2013) e de efluentes hospitalares Shrestha et al., (2001).

Trang et al., (2010, p.527) estudaram o efeito da temperatura em sistema de tratamento de águas residuais a operar no Vietnam, tendo observado que o aumento da temperatura teve um impacto significativo na degradação da matéria orgânica, e nos processos de nitrificação e desnitrificação. Aqueles autores observaram que a eficiência de remoção dos poluentes foi elevada: entre 57% e 84% para a CQO, entre 76 e 83% para a CBO₅, entre 16 e 84% para o azoto total, entre 65 e 91% para a amônia e entre 72 e 99% para o fósforo total.

Meutia (2001, p. 499) analisou a eficiência de tratamento das águas residuais com leitos de macrófitas de fluxo sub-superficial em operação na Indonésia, tendo observado que, na época seca, a eficiência de remoção da CQO e do fósforo total tinha sido de 95%, e de 82% para o azoto total. Na época de transição do período seco para o período chuvoso, observou-se uma eficiência de remoção de 73% para a CQO, 89% para o azoto total, e 95% para o fósforo total. Esta autora concluiu que as eficiências de remoção eram afetadas mais

ou menos significativamente pelas mudanças sazonais.

No Sri Lanka, Weragoda et al., (2012, p.958) estudaram a eficiência de leitos de macrófitas para tratamento de águas residuais de residências da Faculdade de Engenharia da Universidade de Peradeniya, com duas espécies de macrófitas *Typha angustifolia* e *Canna iridiflora*. A espécie *Typha angustifolia* mostrou melhor eficiência de remoção da CBO_5 e da amónia (80%) em comparação com a *Canna iridiflora* (40%) devido ao maior crescimento radicular, apresentando maior desempenho no que respeita extrair os nutrientes das águas residuais, permitindo interações entre a interface água/planta. Kantawanichkul et al., (2013, p.601) estudaram o desempenho de leitos de macrófitas de fluxo vertical e de fluxo horizontal. Os autores concluíram que os leitos de fluxo horizontal apresentaram eficiências de remoção superiores, entre 54,8 e 64,8%, no que respeita a remoção da CQO, em comparação com os leitos de fluxo vertical, que apresentaram eficiências de remoção da CQO, nas mesmas condições, entre 32,9 % e 50,4%.

No México, Belmont et al., (2004, p.304) estudaram o funcionamento dos leitos para tratamento de efluentes descarregados no Rio Texcoco provenientes da comunidade de Santa Maria Nativitas. Obtiveram eficiências de remoção de 80% em SST, CQO e nitratos. A eficiência de remoção da amónia foi de 50%.

Na Colômbia, Arias et al., (2009, p.1078) concluíram que os leitos de macrófitas apresentavam eficiências de tratamento adequadas, suficientes para cumprir a legislação e podiam ser usados para servir pequenas comunidades. Os autores verificaram eficiências de 62,5% no que respeita a NH_4 , 63,4% em azoto total, 92,3 % em CBO_5 e 40% em fósforo total.

Greenway et al., (1999) e Greenway (2005) descrevem a importância do recurso a leitos de macrófitas na cidade de Queensland, na Austrália, e abordam a reutilização dos efluentes tratados por leitos de macrófitas para uso na irrigação de culturas agrícolas, parques e jardins públicos. Os leitos de macrófitas foram adotados num projeto gerido pelo governo estadual para aumentar a qualidade do efluente secundário. A eficiência de remoção foi de 89% em termos da CBO, 77% em SST, 86% em Azoto e 95% na amónia.

Okurut et al., (1999) investigaram a viabilidade dos leitos de macrófitas a operar no Uganda, utilizando dois tipos de plantas nativas, *Phragmites mauritianus* e *Cyperus papyrus*, para tratamento de água residual durante 11 meses. Neste estudo, a espécie *Cyperus papyrus* apresentou resultados de remoção da CQO igual a 3.75 g/m².dia; NH_4^+ de 1.01g/m². dia e PO_4^- de 0.05 g/m².dia. Com a espécie *Phragmites mauritianus*, a remoção da CQO foi de 1.52 g/m².dia; a NH_4^+ de 0.97 g/m².dia e o PO_4^- , 0.068 g/m². dia.

Também no Uganda, Kyambadde et al., (2004) estudaram a eficiência de tratamento de águas residuais de leitos de macrófitas com duas plantas nativas *Cyperus papyrus* e *Miscanthidium violaceum*. Considerando a influência do clima tropical na cidade de Kampala, concluíram que a eficiência de remoção de nitratos e fósforo em leitos plantados por *Cyperus papyrus* tinha sido de 75,2% para nitratos e 83, 2% para fósforo. Para os leitos

plantados com *Miscanthidium violaceum*, foi de 61,5% para nitratos e 48,4% para o fósforo. Estes valores foram superiores aos dos leitos sem plantas (controle) que foi de 27,9%. De forma análoga, Kansiime et al., (2005) estudaram em instalações no Uganda, a eficiência da remoção de azoto e fósforo em leitos com e sem plantas, tendo concluído que as raízes das macrófitas desempenhavam um papel importante na remoção dos poluentes nitratos e fósforo, o que não se verificava em leitos sem macrófitas. Mbuligwe (2011) desenvolveu uma extensa revisão de literatura no que respeita à eficiência de leitos de macrófitas para tratamento de vários tipos de efluentes, de sistemas da Tanzânia. Os resultados mostraram eficiências de remoção entre 70-88% para a CQO, 46-75% para a amónia, 69-75% para o fósforo e 55-77% em termos de sulfatos. Mburu et al., (2013) estudaram o desempenho dos leitos de macrófitas com fluxo sub-superficial horizontal para o tratamento de água residual em condições tropicais, no Quênia, tendo observado a satisfação dos padrões de descarga legais em termos da CBO₅ e CQO, sólidos dissolvidos totais e sulfatos. Kassaye et al., (2016) utilizaram macrófitas para o tratamento de águas residuais descarregadas nos lagos de vale do Rift, na Etiópia. Neste estudo foram encontradas elevadas concentrações de cromo, níquel, zinco, chumbo (metais pesados) nas folhas, e concluíram que algumas das macrófitas estudadas acumularam uma alta concentração de metais pesados em relação ao ambiente circundante, demonstrando o seu potencial para controlo da poluição.

Mujovo (2021, p.126) estudou o desempenho do leito de macrófitas em clima tropical seco na cidade de Tete, em Moçambique, tendo confirmado que as eficiências de remoção tendiam a decrescer com o aumento da carga hidráulica. Para cargas hidráulicas entre 0,064m/d e 0,072 m/d, correspondente ao período mais fresco do ano naquela cidade (meses de Julho e Agosto) verificou-se uma eficiência de remoção superior a 50%. No período mais seco, entre Setembro e Outubro, a eficiência diminuiu, variando entre 18% e 47%, o que será devido à influência da temperatura no processo de evapotranspiração, conduzindo a uma concentração mais acentuada dos poluentes, no efluente descarregado. Constatou-se ainda que em dias chuvosos a eficiência mais elevada de remoção da CQO atingiu 65% devido muito possivelmente ao efeito de diluição provocado pela precipitação. A eficiência de remoção foi menor nos dias sem chuva. Estas conclusões carecem de validação, devido ao número reduzido de dados.

Na figura 1 apresenta-se a eficiência de remoção da CQO em função da carga hidráulica, tendo sido elaborado a partir dos estudos realizados em países de clima tropical. Verifica-se que a eficiência de remoção varia entre 55% e 96% para cargas hidráulicas entre 2,3 até 8,33 cm/dia, sem correlação aparente.

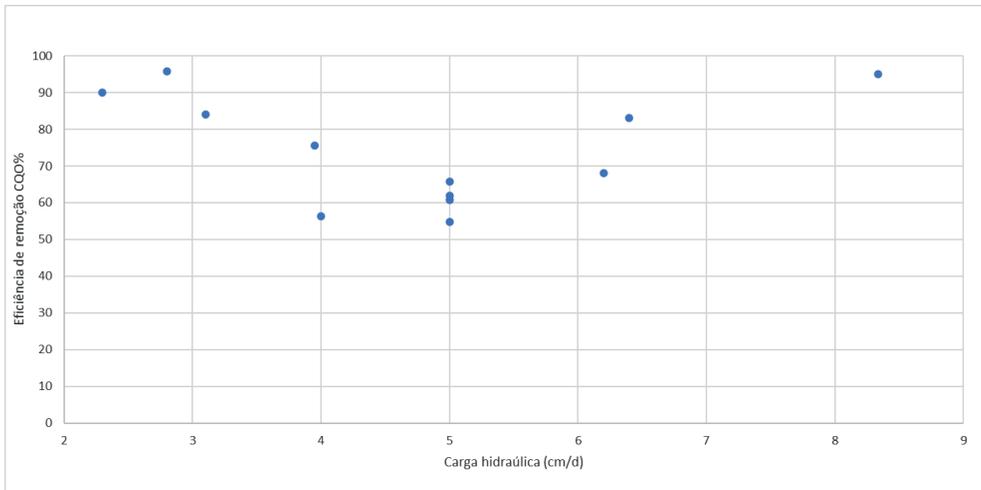


Figura 1: Influência da carga hidráulica na remoção de CQO em estudos realizados com leitos de macrófitas a operar em países de clima tropical

Na tabela 2 apresentam-se os resultados de eficiência de remoção dos leitos de macrófitas, o tipo de efluentes, as condições operacionais, e o tipo de plantas reportados nos estudos analisados. Todos esses estudos consideram um nível de tratamento secundário dos afluentes. No qual o CF e CT representam Coliforme fecal e total, QA (m^3/d) representa o Caudal de entrada, THR representa o Tempo de retenção hidráulico e CH representa a Carga hidráulica (m/d).

Localização	Tipo de efluente	Eficiência de remoção (%)									Operacionalização			Macrófitas	Referência
		CF	CT	TSS	CQO	NH ₄	NO ₃	TN	CBO	TP	QA (m ³ /d)	TRH (dias)	CH (m/d)		
Paradenesia, Sri Lanka	Municipal e Secundário			76		58,6	38,8		54,3	14,9		18h		Typha angustifolia	Jinadasa et al. (2006)
Singapore	Municipal e Secundário				95,8	95,2				69,6		4	0,028	Typha angustifolia	Zhang et al. (2012)
Malasya	Municipal e Secundário			92	65,8				74,9			3	0,0017	Typha angustifolia	Seswoya et al. (2010)
Jakarta, Indonésia	laboratório e municipal				95	97,21	86	66		37,3	0,025	1	0,083	Typha sp;	Meutia (2001)
Blackall, Austrália	Municipal e terciário					92,3	87,5	76	75					-	GREENWAY (2005)
Chiang Mai, Tailândia	Municipal e secundário			98	54,8 - 64,8			41		47		5	0,05 - 0,20	Cyperus alternifolius Linn.	KANTAWANICHKUL et al., (2013)
México, ocotlán, Jalisco	Municipal/ secundário		93,1	79,2	75,5	48,6	28,7	53,7	76	44,7	0,128	4	0,03 95	Zantedeschia aethiopica	ZURITA ET AL., (2009)
Bogotá Savannah, Columbia	Municipal e secundário	96,9				62,5		63,4	92,3	40		4,5	0,10 - 0,40	-	ARIAS ET AL., (2009)
Tete, Moçambique	Municipal	96			83						0,016 - 0,023	03-Feb	0,06 4	Phragmites Australis	MUJOVO (2021)
Tanzânia	Dormitório estudantil e secundário	68	57		56,3	25,2	40,3				0,6		0,04	Phragmites mauritanus	KASEVA (2004)
Kampala, Uganda	Municipal e Secundário e terciário					75,3		69,5		88,9	0,064			Cyperus papyrus	KYAMBADE et al., (2004)
Jimma, Etiópia	Dormitório estudantil e Secundário			75,91	65,71				80,8			4	0,05	Cyperus papyrus	HADDIS et al., (2019)

Kampala, Uganda	Obras de esgoto/ terciário					89,4		90,4		85				Cyperus papyrus	KANSIIME et al., (2005)	
Brasília, Brasil	Municipal e secundário								99			2	0,048 - 0,15	Oryza sativa L	SILVA et al., (2015)	
Costa rica	Restaurante/ secundário			64	60			31	57	12	16			Heliconia	SALAZAR et al., (2018)	
Vietnam	Dormitório estudantil/ secundário			93	84	91		84	83	99	31	13,9	0,031	Phragmites vallatoria	TRANG et al., (2010)	
Kaduna, Nigéria	Residual de refinaria de petróleo/ secundário			78	52								0,00133	Typha latifolia	MUSTAPHA et al., (2018)	
Hau Giang, Vietnam	Residuais domésticas				58	74		52	67	65		3,3	0,32	Sesbania sesban	DAN et al., (2011)	
Nairobi, Quênia	Municipal secundário			71	86	8			87	26	3	1,5		Cyperus papyrus	MBURU et al., (2013)	
Londrina, Brasil	Industrial/ secundário				22							0,03	1	0,075	Juncus effusus	SANTOS et al., (2016)

Tabela 2: Eficiência de remoção de leitos de macrófitas a operar em países de clima tropical

Fonte: Autores

4 | APLICAÇÃO DE EFLUENTES TRATADOS NA AGRICULTURA

Em locais onde existe elevada pressão sobre os recursos hídricos a reutilização das águas residuais para irrigação pode fornecer um forte impulso económico, em particular às comunidades que praticam agricultura de subsistência, que muitas vezes são as mais desfavorecidas e vulneráveis. A reutilização de efluentes contribui para conservar recursos hídricos e o meio ambiente (SHUVAL, 1990). A reutilização de águas residuais tratadas para seu uso posterior na agricultura tem-se tornado uma opção atrativa em todo o mundo, mas particularmente nos países em desenvolvimento, em face dos seus impactos positivos (BENDAHMANE, 1992).

No entanto, esta prática apresenta impactos significativos, tanto positivos como negativos. Um exemplo de impacto positivo, para além de fornecimento de água, é o fornecimento de fertilizantes naturais (FAO, 2012).

Os impactos negativos, segundo a FAO (2012), desrespeitam aos microrganismos patogénicos e seus riscos em termos de saúde pública. Poucos estudos epidemiológicos estabeleceram claramente os impactos adversos na saúde devido à prática de irrigação com efluentes, em função das suas características. Shuval et al., (1985, p. 437) relataram evidências associando a reutilização de águas residuais tratadas com a ocorrência de doenças. Esses autores publicaram dados epidemiológicos que relataram a ocorrência de cólera em Jerusalém, entre 1935 e 1982, devido ao consumo de hortícolas e vegetais consumido crus, irrigados com água residual não tratada. De acordo com a FAO (1992), as doenças causadas por *Ascaris e Trichuris spp.* são endémicas em populações em que as águas residuais não tratadas são utilizadas para irrigar hortícolas e outros vegetais que são consumidos crus. Para minimizar este contágio EPAU (1993) aconselha o tratamento da água residual através de um tratamento secundário, seguido por filtração e desinfecção adequadas.

No Gana, Keraita et al., (2007) estudaram a eficiência dos períodos de interrupção da rega antes da colheita, nos efeitos da redução da carga microbiana de alface irrigada com água residual tratada. Estes autores concluíram que a interrupção é relevante para a redução dos coliformes fecais e ovos de helmintos nas folhas da alface, traduzindo-se num aumento da segurança alimentar, apesar de se ter também observado, naturalmente, uma perda significativa de peso fresco dos produtos.

Uma outra abordagem apresentada por Drechsel et al., (2008,...) consiste no uso da irrigação por aspersão apenas para culturas que não sejam consumidas cruas. A mesma abordagem e cuidados foram seguidos na Etiópia por Weldesilassie et al., (2011), na Índia por Shingare et al., (2019) e na Austrália por Petterson et al., (2001) e Barker et al., (2013).

Outro impacto negativo descrito por Silva (2007,...) está relacionado com a salinização dos solos irrigados, devida às concentrações de sais solúveis, como o sódio, nas águas residuais. A acumulação de metais pesados no solo também constitui um risco,

sobretudo no caso de rega com efluentes industriais, devendo ser dada especial atenção ao cádmio, porque tem maior facilidade de ser absorvido pelas culturas FAO (2003).

Jaramillo et al., (2017,...) descrevem os benefícios e riscos de uso de águas tratadas na agricultura, na Colômbia, demonstrando a possibilidade de alterações na estrutura e magnitude da biomassa e atividade microbiana no solo cultivado. Akponikpè et al., (2011,...) reutilizaram água tratada por um sistema de leito de macrófitas durante três anos (2001-2003) no Burkina Faso, a fim de avaliar o risco de degradação de parâmetros físico-químicos e biológicos das culturas irrigadas com águas residuais tratadas. Neste estudo foram obtidos aumentos de 40% na produção de beringelas irrigadas com efluentes tratados. Os autores afirmam que o crescimento da produção foi influenciado pela qualidade da água e pelos nutrientes fornecidos, mas principalmente porque os nutrientes eram fornecidos de forma contínua e não intermitente.

Estudo idêntico foi realizado por Mujovo (2021, p.133,137) na cidade de Tete, em Moçambique, com o objetivo de comparar a produção dos alimentos irrigados com água tratada por leito de macrófitas, com os alimentos irrigados com água do rio Zambeze. Os resultados revelaram que a alface e o tomate irrigados com água tratada por leitos de macrófitas apresentaram um aumento de produtividade de 55 % e 33 %, respetivamente, face a culturas irrigadas com água retirada do rio Zambeze. Em sentido inverso, observou-se uma diminuição de 18% na produção da beringela irrigada com água residual tratada, que se atribuiu à maior sensibilidade desta cultura relativamente à salinidade presente na água residual tratada.

No que respeita aos parâmetros microbiológicos, foi observada a presença de coliformes fecais e totais na alface irrigada com água tratada pelos leitos de macrófitas, tendo-se concluído que a presença de coliformes fecais e totais podia estar relacionada sobretudo com o tipo de rega- rega manual por aspersão acima da cultura, que no caso da alface contribuiu para a fixação dos coliformes nas folhas da alface.

Almuktar et al., (2018,p...) afirmam, no contexto da necessidade de se apostar na reutilização da água, que existe uma forte probabilidade de vários países do mundo agravarem os seus problemas de escassez hídrica, devido aos efeitos das alterações climáticas. As regiões africanas que podem ser afetadas incluem, entre outras, a Tanzânia, o Zimbábwe, o Quênia, o Malawi, o Ruanda a Somália e Moçambique, e ainda países com clima tropical noutros continentes, como as Ilhas Comores, o Haiti e o Peru.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de leitos de macrófitas para tratamento de água residual com posterior uso na agricultura está amplamente divulgado, embora exista carência de resultados de monitorização em muitas regiões do globo, em especial em países em desenvolvimento e em regiões de clima tropical. A revisão apresentada incide em particular sobre a eficiência

da tecnologia de tratamento por leitos de macrófitas, ou seja, de base natural, na remoção de poluentes, e do aproveitamento das águas residuais tratadas em irrigação agrícola.

A reutilização da água tratada para produção de alimentos apresenta algumas vantagens claras pois, para além do fornecimento da água, resulta em redução de encargos com fertilizantes artificiais, sem comprometer a produtividade agrícola.

Por forma a garantir uma produção adequada, sustentável e segura, é necessário ter em consideração diversos fatores, nomeadamente os níveis de salinidade dos efluentes e a sensibilidade das culturas a essa situação, e os riscos de contaminação por microrganismos patogénicos para a saúde pública. Apesar dos leitos de macrófitas em países de clima tropical conduzirem, em regra, a uma elevada remoção de diversos poluentes, como a Carência química de oxigénio e os Totais de sólidos dissolvidos, a qualidade bacteriológica dos efluentes não é, em regra, suficiente por si só para garantir a irrigação de culturas consumidas cruas sem riscos para a saúde pública.

REFERÊNCIAS

AKPONIKPÈ, P. B; IRÉNIKATCH. *et al.* Reuse of domestic wastewater treated in macrophyte ponds to irrigate tomato and eggplant in semi-arid West-Africa: Benefits and risks. **Agricultural Water Management**. V98, n.5 p834–840. 2011. Doi: 10.1016/j.agwat.2010.12.009.

ALMUKTAR, Suhad A. A. N; ABED, Suhail N; SCHOLZ, Miklas. Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. **Environmental Science and Pollution Research**. V.25, n.24, p.23595–23623. 2018. Doi: 10.1007/s11356-018-2629-3.

ARIAS, Maurício; BROWN, Mark. Feasibility of using constructed treatment wetlands for municipal wastewater treatment in the Bogotá Savannah, Colombia. **Ecological Engineering**. V.35, n.7, p.1070–1078. 2009. Doi: 10.1016/J.ECOLENG.2009.03.017.

BAHRI, A; DRECHSEL, P; BRISSAUD, F. Water reuse in Africa: challenges and opportunities. Paper presented at the First African Water Week: **Accelerating Water Security for Socio-Economic Development in Africa**, Tunis, 26-28 March 2008. September (2016).

BARKER, Fiona; TOOLE, Joanne; SINCLAIR, Martha; LEDER, Karin; MALAWARAARACHCHI, Manori; HAMILTON, Andrew. A probabilistic model of norovirus disease burden associated with greywater irrigation of home-produced lettuce in Melbourne, Australia. **Water Research**. V.47, n.3, p.1421–1432. 2013. Doi: 10.1016/j.watres.2012.12.012.

BELMONT, M; CANTELLANO, E; THOMPSON, S; WILLIAMSON, M; SÁNCHEZ, A; METCALFE, C. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. **Ecological Engineering**. V.23, n.4, p.299–311. 2004. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2004.11.003.

CASELLES-OSORIO, Aracelly; VEGA, Hamer; LANCHEROS, Juan; CASSIERA-MARTINEZ, Henry; MOSQUERA, Jose. Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. **Ecological Engineering**. v. 99, p.479–485. 2017. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.062.

COLIN, Jeremy - Programa Nacional de Saneamento em Moçambique: Pioneiro no Saneamento Suburbano. **THE WORLD BANK (Ed.) - Water and Sanitation Program-Africa Region (WSP-AF)**. Nairobi; Kenya: [s.n.]. p.1–8. 2022.

CORCORAN, Emily.; GRID--ARENDAL. - Sick water? The central role of wastewater management in sustainable development: a rapid response assessment. [S.l.]: [UNEP/GRID-Arendal], 2010. ISBN 9788277010755.

DAN, Truong; QUANG, Le; CHIEM, Nguyen; BRIX, Hans. Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed wetlands planted with *Sesbania sesban*: Horizontal subsurface flow versus vertical downflow. **Ecological Engineering**. V.37, n.5, p.711–720. 2011. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.07.030.

DENNY, Patrick - Implementation of constructed wetlands in developing countries. **Water Science and Technology**. V.35, n.5, p.27–34. 1997. Doi: 10.1016/S0273-1223(97)00049-8.

DIANE BENDAHMANE - Water Reuse in Developing Countries. Water and sanitation for Health project. USA. 1992. Acesso 18 de junho 2017. Disponível em www.ircwash.org/sites/default/files/351.0-93WA-10841.pdf.

DRECHSEL, P; KERAITA, B; AMOAH, P; ABAIDOO, R; RACHID-SALLY, L; BAHRI, A. Reducing health risks from wastewater use in urban and peri-urban sub-Saharan Africa: Applying the 2006 WHO guidelines. **Water Science and Technology**. v.57, n.9, p.1461–1466. 2008. Doi: 10.2166/wst.2008.245.

EEPLAN - Elaboração de Termos de Referência para o Projeto Executivo de Saneamento da Cidade de Tete. 2015.CD-ROM.

EPAU ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY VICTORIA - Guidelines for wastewater irrigation. Publication 168. Jun.1983.

FAO - The State of Food and Agriculture Investment 2012. Roma. 2012. ISBN 9789251073179.

FAO - User's manual for irrigation with treated wastewater. Cairo. 2003. ISBN TC/D/Y5009F/1/10.03/100.

FAO - Wastewater treatment and use in agriculture 1992. Relatório n.47. Roma.1992.

GREENWAY, Margaret - The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. **Ecological Engineering**. v.25.n5 p.501–509. 2005. Doi: 10.1016/J.ECOLENG.2005.07.008.

GREENWAY, Margaret; WOOLLEY, Anne. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. **Ecological Engineering**. ISSN 09258574. V.12, n.1–2, p.39–55. 1999. Doi: 10.1016/S0925-8574(98)00053-6.

HAARHOFF, Johannes; MERWE, Ben VAN DER. Twenty-five years of wastewater reclamation in Windhoek, Namibia. **Water Science and Technology**. ISSN 0273-1223. V.33:10–11 p.25–35. 1996 doi: 10.1016/0273-1223(96)00403-9.

HADDIS, Alemayehu; BRUGGEN, Bart; SMETS, Ilse. Constructed wetlands as nature based solutions in removing organic pollutants from wastewater under irregular flow conditions in a tropical climate. **Ecohydrology and Hydrobiology**. 2019. Acessado em 17 de fevereiro de 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.03.001>.

HERAZO, Luís; LASSMAN, Alejandro; MUNIZ, José; CONTRERAS, Juan; Castro, Sérgio. Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands. **Sustainability** (Switzerland). V.10, n.5. Doi: 10.3390/su10051594.

INE - Resultados do Censo 2017 Apresentação Final. Maputo. 2017).

JANE, Assucena Francisco - **Tratamento de Águas Residuais e Gestão de Lamas Fecais em Moçambique: Ponto de Situação, Desafios e Perspetivas Engenharia do Ambiente**. 2017. Dissertação (Mestrado em engenharia ambiental) - Departamento de engenharia civil, Instituto Superior Técnico de Lisboa, 2017.

JARAMILLO, María Fernanda; RESTREPO, Inés. Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. **Sustainability**. V.9, n.10. 2017. Doi: 10.3390/su9101734.

JINADASA, K; TANAKA, N; MOWJOOD, M; WERELLAGAMA, D. Free water surface constructed wetlands for domestic wastewater treatment: A tropical case study. **Chemistry and Ecology**. V.22, n.3, p.181–191. 2006. Doi: 10.1080/02757540600658849.

KANSIIME, F.; ORYEM-ORIGA, H.; RUKWAGO, S. Comparative assessment of the value of papyrus and cocoyams for the restoration of the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. **Physics and Chemistry of the Earth**. V.30, n.11-16, p.698–705. 2005. Doi: 10.1016/j.pce.2005.08.010.

KANTAWANICHKUL, Suwasa; WANNASRI, Suparurk - Wastewater treatment performances of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland systems in tropical climate. **Journal of Science and Technology**. V.35, n.5, p.599–603. 2013.

KASEVA, M. E. - Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater - A tropical case study. **Water Research**. V.38, n.3, p.681–687. 2004 Doi: 10.1016/j.watres.2003.10.041.

KASSAYE, A. Yetneber. SKIPPERUD, Lindis; EINSET, John; SALBU, Brit. Aquatic macrophytes in Ethiopian Rift Valley lakes; Their trace elements concentration and use as pollution indicators. **Aquatic Botany**. V.134, p.18–25. 2016. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.06.004>.

KAYOMBO, S; Mbwette, T; Katima, J. Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual. Tanzania: DaNIDA ENRECA, 2005.

KERAITA, Bernard; KONRADSEN, Flemming; DRECHSEL, Pay; ABAIDOO, Robert. Reducing microbial contamination on wastewater-irrigated lettuce by cessation of irrigation before harvesting. **Tropical Medicine and International Health**. v.12, SUPPL. 2, p.8–14. 2007. Doi: 10.1111/j.1365-3156.2007.01936.x.

KIVAISI, Amelia K. - The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**. V.6, n.4, p.545–560. 2001.

KYAMBADDE, Joseph; KANSSIME, Frank; GUMAELIUS, Lena; DALHAMMAR, Gunnel. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. **Water Research**. V.38, n.2 p.475–485. 2004. Doi: 10.1016/j.watres.2003.10.008.

LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D. V. - Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*. V.26, n.5–6, p.425–431. 2001. Doi: 10.1016/S0160-4120(01)00023-X.

MAINE, M. A; SUNE, N. Temporal and spatial variation of phosphate distribution in the sediment of a free water surface constructed wetland. *Science of The Total Environment*. V.380, n.1–3, p75–83. 2007. Doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2006.11.036.

MARTÍN, M; GARGALLO, S; HERNANDEZ-CRESPO, C; OLIVER, N. Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**. V.61, p.34–42. 2013. Cessado em Jun.2018. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2013.09.046>.

- MBULIGWE, Stephen - Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Ecological Engineering*. V.23, p.269–284. 2004.
- MBULIGWE, Stephen; KASEVA, Mengiseny; KASSENGA, Gabriel. Applicability of Engineered Wetland Systems for Wastewater Treatment in Tanzania – A Review. *The Open Environmental Engineering Journal*. v4, n.1 p.18–31. 2011. Doi: 10.2174/1874829501104010018.
- MBURU, Njenga *et al.* - Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja sewage treatment works. *Journal of Environmental Management*. ISSN 03014797. 128:2013) 220–225. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.05.031.
- MEUTIA, A. A. - Treatment of laboratory wastewater in a tropical constructed wetland comparing surface and subsurface flow. **Water Science and Technology**. V.44, n.11–12, p.499–506. 2001. Doi: 10.2166/wst.2001.0872.
- MUJOVO, Marla - **Desempenho de Leitões de Macrófitas em Regiões de Clima Tropical Seco**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia ambiental) - Departamento de Engenharia civil, Instituto Superior Técnico de Lisboa, Lisboa.2021.
- MURRAY-HUDSON, Michael; MMOPELWA, Gagoitsepe - Biomass Production and Economic Value of *Phragmites australis* Reedbeds in the Southern Okavango Delta , Botswana. **The African Journal of Plant Science and Biotechnology**. 5:Special, Issue 1, p.16–20. 2011.
- MUSTAPHA, Hassana Ibrahim; BRUGGEN, Hans Johan Jacobus Albert VAN; LENS, Piet N. L. - Vertical subsurface flow constructed wetlands for the removal of petroleum contaminants from secondary refinery effluent at the Kaduna refining plant (Kaduna, Nigeria). **Environmental Science and Pollution Research**. V.25, n.30, 2018. p.30451–30462. Doi: 10.1007/s11356-018-2996-9.
- OKURUT, T. O; RIJS, G. B. J; BRUGGEN, J. J. A. VAN. Design and performance of experimental constructed wetlands in Uganda, planted with *Cyperus papyrus* and *Phragmites mauritianus*. **Water Science and Technology**. V.40, n.3, p.265–271. 1999. Doi: 10.1016/S0273-1223(99)00421-7.
- OMS E UNICEF - 25 Years Progress on Sanitation and Drinking Water. 2015 Update and MDG Assessment.
- PERBANGKHEM, Thaneeya; POLPRASERT, Chongchin. Biomass production of papyrus (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**. V.101, n.2. p833–835. 2010 Doi: 10.1016/j.biortech.2009.08.062.
- PETTERSON, S. R; ASHBOLT, N. J; SHARMA, A. Microbial Risks from Wastewater Irrigation of Salad Crops: A Screening-Level Risk Assessment. **Water Environment Research**. V.73, n.6, p.667–672. 2001. Doi: 10.2175/106143001x143402.
- RAMÔA, Ana Rita Caldeira - Contribuição para a evolução do abastecimento de água e do saneamento de águas residuais em áreas peri-urbanas dos Países Africanos de Língua Oficial Portuguesa. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia ambiental) - departamento de engenharia civil, Instituto superior técnico de Lisboa. Lisboa.
- SALAZAR, Roy; APARICIO-MORA, Carmen; CHINCHILA, Carolina; MARIN, Mohammad. Biogardens as constructed wetlands in tropical climate: A case study in the Central Pacific Coast of Costa Rica. **Science of The Total Environment**. V.658, 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.259.
- SANTOS, Bruna; COSTA, Poliana; EYNG, Eduardo; CAMARA, Carla. Avaliação da Eficiência de Um Sistema de Tratamento por Wetland Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**. v37, n.2, p.13. 2016. [https://doi: 10.5433/1679-0375](https://doi.org/10.5433/1679-0375).

SCHUTTE, Frederik - Water reuse in Central and Southern Regions of Africa. *Water Reuse - An International Survey of current practice, issues and needs* by B. Jiménez et al. London, UK. ISSN 1476-1777. 2008) 161. doi: 10.2166/9781780401881.

SENZIA, M., MASHAURI, D., MAYO, A. - Suitability of constructed wetlands and waste stabilisation ponds in wastewater treatment: nitrogen transformation and removal. **Physics and Chemistry of the Earth**. V.28, p.301–310. 2003.

SESWOYA, Roslinda; ZAINAL, Mohammad Yusri - subsurface - flow constructed wetland : Proposed design area for high strength effluent domestic wastewater. *Malasya* : [s.n.]

SHINGARE, Rita; THAWALE, Prashant; RAGHUNATHAN, Karthik; MISHRA, Apurva; KUMAR, Sunil. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. **Journal of Environmental Management**. V.246, p.444-461. 2019. Doi: 10.1016/j.jenvman.2019.05.157.

SHRESTHA, R; HABERL, R; LABER, J; MANANDHAR, R; MADER, J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. **Water Science and Technology**. V.44, n.11–12, p.381–386. 2001.

SHUVAL, Hillel - Wastewater Irrigation in Developing Countries Health Effects and Technical Solutions. Washington, D.C: UNDP-World Bank Water and Sanitation Program, Water and Sanitation Division, Infrastructure and Urban Development Department, the World Bank. Copies, 1990.

SHUVAL, Hillel; YEKUTIEL, Perez; FATTAL, Badri. Epidemiological evidence for helminth and cholera transmission by vegetables irrigated with wastewater: Jerusalem-A case study. **Water Science and Technology**. V.17, p.467–476. 1985.

SILVA, Selma Cristina DA; BERNARDES, Ricardo Silveira; RAMOS, Maria Lucrecia Gerosa - Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. V.20, n.4, p.533–542. 2015. Doi: 10.1590/S1413-41522015020040075357.

SILVA, Selma. "Wetlands Construídos" De Fluxo Vertical Com Meio Suporte De Solo Natural Modificado No Tratamento de Esgotos Domésticos. 2007. Tese (Doutoramento em tecnologia ambiental e recursos hídricos) departamento de engenharia civil e ambiental. Universidade de Brasília. Brasil.

TERER, Taita; MUASYA, Muthama; GUEBAS, Farid; NDIRITU, George; TRIEST, Ludwing. Integrating local ecological knowledge and management practices of an isolated semi-arid papyrus swamp (Loboi, Kenya) into a wider conservation framework. **Journal of Environmental Management**. V.93, n.1 p.71–84. 2012. Doi: 10.1016/j.jenvman.2011.08.005.

TRANG, Ngo; KONNERUP, Dennis; SCHIERUP, Hans; CHIEM, Nguyen. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. **Ecological Engineering**. V.36, n.4, p.527–535. 2010. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2009.11.022.

TRUU, Marika; JUHANSON, Jaanis; TRUU, Jaak - Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of The Total Environment**. V.407, n.13, p.3958–3971. 2009. Doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2008.11.036.

TUNÇSIPER, B - Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. **Desalination**. V.247, p.466–475. Mar. 2009. Acessado em 19 de agosto de 2016. Disponível em www.sciencedirect.com. Doi: 10.1016/j.desal.2009.03.003.

UN HABITAT - State of the World's Cities 2010/2011 Bridging The Urban Divide. Nairobi; Kenya :(2010).

UN WATER - Wastewater Management. A UN-Water Analytical Brief. (2016).

VYMAZAL, Jan - Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**. V.73, p.724–751. 2014. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.034.

VYMAZAL, Jan - Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. **Science of the Total Environment**. v.380, n.1-3, p.48–65. May.2007. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014.

WANG, Hongtao; WANG, Tao; ZHANG, Bingru; LI, Fengting; TOURE, Brahim; OMOSA, Isaiiah, CHIRICAMBA, Thomas; ABDEL-MONEM, Mohamed; PRADHAN, Mahesh. - Water and Wastewater Treatment in Africa - Current Practices and Challenges. **Clean - Soil, Air, Water**. V.42, n.8, p.1029–1035. 2014. Doi: 10.1002/clen.201300208.

WELDESILASSIE, Alebel; BOELEEE, Eline; DRECHSEL, Pay; DABBERT, Stephan. Wastewater use in crop production in peri-urban areas of Addis Ababa: Impacts on health in farm households. **Environment and Development Economics**. V.16, n.1, p.25–49. 2011. Doi: 10.1017/S1355770X1000029X.

WERAGODA, S. K; JINADASA, K.B.N.S; ZHANG, D.Q; GESRSBERG, R.M; TANAKA, N. Tropical application of floating treatment wetlands. **Wetlands**. V.32, n.5, p.955–961. 2012. Doi: 10.1007/s13157-012-0333-5.

WWAP (UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME) - Water for a sustainable world. The United Nations World Water Development Report. Water for a sustainable world. Paris, 2015. Disponível em <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000231823>. Acesso em 30.set.2018

ZHANG, Dong Qing *et al.* - Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands. **Ecological Engineering**. V.37, n.3, p.460–464. 2011. Doi: 10.1016/J.ECOLENG.2010.11.002.

ZHANG, Dong; TAN, Soon; GERSBERG, Richard; ZHU, Junfei; SADREDDINI, Sara; LI, Yife. Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. **Journal of Environmental Management**. V.96, n.1, p.1–6. 2012. Doi: 10.1016/J.JENVMAN.2011.10.009.

ZURITA, F; ANDA, J. DE; BELMONT, M. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**. V.35, n.5, p.861–869. 2009. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.12.026.

LUIS RICARDO FERNANDES DA COSTA: Professor do Departamento de Geociências e do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Estadual de Montes Claros - UNIMONTES. Atualmente é Chefe do Departamento de Geociências (gestão 2023/2024). Foi Coordenador Didático do Curso de Licenciatura em Geografia (gestão 2021/2022). Doutor em Geografia (2017) pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Ceará, com período sanduíche na Universidade de Cabo Verde - Uni-CV. É Licenciado (2012) e Mestre (2014) em Geografia pela Universidade Federal do Ceará (UFC). É pesquisador do Laboratório de Geomorfologia da UNIMONTES, com atuação na área da geografia física com ênfase em geomorfologia, mapeamento geomorfológico e análise ambiental em áreas degradadas/desertificadas.

A

Águas residuais 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 60, 61, 62, 64, 65

Águas superficiais 38, 39, 40, 45, 46, 50

Ambiente natural 11, 20

Áreas urbanas 1, 2, 3, 10, 11, 13, 14, 15, 45

Assoreamento 38, 39, 40, 43, 44, 45, 46, 47

Aterros de lixo 13

B

Bacia hidrográfica 5, 6, 40, 41, 47

Bacias hidrográficas 19, 41, 69

Barragens 26, 40

C

Cidade de dobrada 69

Clima tropical 48, 52, 53, 55, 56, 57, 59, 61, 62, 65

Contaminação 39, 40, 44, 45, 62

Crescimento populacional 16, 39, 50, 51

D

Demanda por água 3

Deposição 24, 39, 40, 45, 50, 51

Desenvolvimento econômico 2, 3, 45

Drones 3

E

Erosão fluvial 18, 30

Esgoto 13, 14, 59, 66

Espaços rurais 2

Evolução da paisagem 18, 19, 20, 27, 30

Expansão urbana 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 11, 16, 17, 40

F

Foz 41

G

Geomorfologia fluvial 18, 46

Geotecnologias 4, 5, 6, 7, 15, 17, 40

Google Earth Pro 3, 4, 5, 6, 7, 15, 16

H

Hierarquizado 41

I

Impacto ambiental 3, 38, 40, 45, 46

Informações censitárias 3

Instalações sanitárias 49

L

Leito do rio 38, 41, 43

Leitos de macrófitas 48, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 59, 61, 62

M

Marcador 6

Margem convexa 41

P

Padrão dendrítico 42

Padrão retangular 42

Planeta terra 69

Q

Quadrante 7, 9, 10, 11, 12, 13

R

Recurso 6, 38, 39, 55

Reservatórios hídricos 39, 43

Reutilização de água na agricultura 48

Riachos 38, 39, 42, 45

S

Sedimentação 31, 39, 43

T

Tectônica 19, 20, 30, 32

U

Uso e ocupação do solo 2, 13, 15, 16

Geociências:

Entraves, lacunas profissionais e pesquisa

3



www.atenaeditora.com.br



contato@atenaeditora.com.br



[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)



www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Atena
Editora

Ano 2023

Geociências:

Entraves, lacunas profissionais e pesquisa

3



www.atenaeditora.com.br



contato@atenaeditora.com.br



[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)



www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Atena
Editora

Ano 2023