AVALIAÇÃO DO POTENCIAL RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR AGROTÓXICOS APLICADOS NA PRODUÇÃO DE TOMATE NA CIDADE DE INHAMBANE, MOÇAMBIQUE

Frank Duarte Ussivane [1]
Claudio Azevedo Balango [2]
Orlando Nixon Malai Moçambique [3]
José Luísa Joao Chaora [4]
Luiz António Lima [5]
Fábio Ponciano de Deus [6]

RESUMO

Este estudo avalia o risco de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos associados à produção de tomate em Inhambane, Moçambique. A fundamentação da pesquisa reside na intensificação da horticultura e no uso frequente de defensivos fitossanitários em áreas de elevada vulnerabilidade hidrogeológica, as quais constituem a principal fonte de abastecimento público da região. A área de estudo caracteriza-se por zonas baixas com predominância de Fluvisolos Eutricos e Arenossolos Câmbicos, solos de textura arenosa e alta permeabilidade que interagem com um lençol freático superficial. A metodologia compreendeu o levantamento dos pesticidas aplicados e a avaliação do risco de mobilidade e lixiviação através dos índices GUS (Groundwater Ubiquity Score) e GSI (Groundwater Screening Index), critérios da EPA (Environmental Protection Agency) e estimativas pelo modelo SCI-GROW (Screening Concentration In Ground Water), confrontando os dados com padrões de potabilidade internacionais. Os resultados indicam que a vulnerabilidade local é agravada pela agricultura em zonas baixas com solos aluviais e lençol freático superficial, destacando-se o imidacloprido (GUS=3,69; PL) e o metribuzin (GUS=2,96; PL) como os maiores contaminantes, devido à sua alta persistência e mobilidade. Além disso, as concentrações estimadas pelo modelo SCI para imidacloprido (0,863 µg/L) e metribuzin (0,199 µg/L) excedem o limite de 0,1 µg/L estabelecido pela União Europeia. Conclui-se que as condições locais favorecem a infiltração direta de poluentes no aquífero, tornando imperativa a monitorização rigorosa da água e a substituição progressiva de princípios ativos de alto risco para garantir a segurança hídrica e a saúde pública.

Palavras-chave: Vulnerabilidade hidrogeológica; Lixiviação; Modelos de triagem; Segurança hídrica; Solos aluviais.

[1] Doutorando em Recursos Hidricos da Universidade Federal de Lavras - UFLA, frank.ussivane1@estudante.ufla.br;
[2] Mestrando em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Lavras - UFLA, claudio.balango@estudante.ufla.br;
[3] Mestrando em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Lavras - UFLA, orlando.mocambique@estudante.ufla.br;
[4] Doutorando em Recursos Hidricos da Universidade Federal de Lavras - UFLA, jose.chaora@estudante.ufla.br;
[5] Professor orientador: Ph.D. em Irrigation and Drainage, Universidade Federal de Lavras – UFLA, lalima@ufla.br;
[6] Professor orientador: Ph.D. em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras – UFLA, fabio.ponciano@ufla.br.

INTRODUÇÃO

O uso de agrotóxicos, embora vise o controle de pragas e doenças para garantir a produtividade, pode resultar na contaminação dos recursos hídricos. Os pesticidas aplicados podem atingir as águas subterrâneas por meio de processos de lixiviação, especialmente em áreas onde as condições edafoclimáticas favorecem a mobilidade vertical desses compostos no perfil do solo (Vasconcelos, 2021). Essa contaminação é particularmente crítica quando ocorre em aquíferos destinados ao abastecimento público, visto que a remediação dessas águas é complexa e onerosa.

Internacionalmente, os padrões de qualidade da água destinada ao consumo humano variam significativamente. No Brasil, aplica-se a Portaria GM/MS nº 888; nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) define os Níveis Máximos de Contaminantes (MCL) e os Alertas de Saúde (HA); já a União Europeia adota o "Princípio da Precaução" (Diretiva 2020/2184). Além das normativas, modelos preditivos como o SCI-GROW (Screening Concentration In Ground Water), desenvolvido pela EPA, são fundamentais para estimar a concentração prevista de contaminantes no aquífero e apoiar a tomada de decisão.

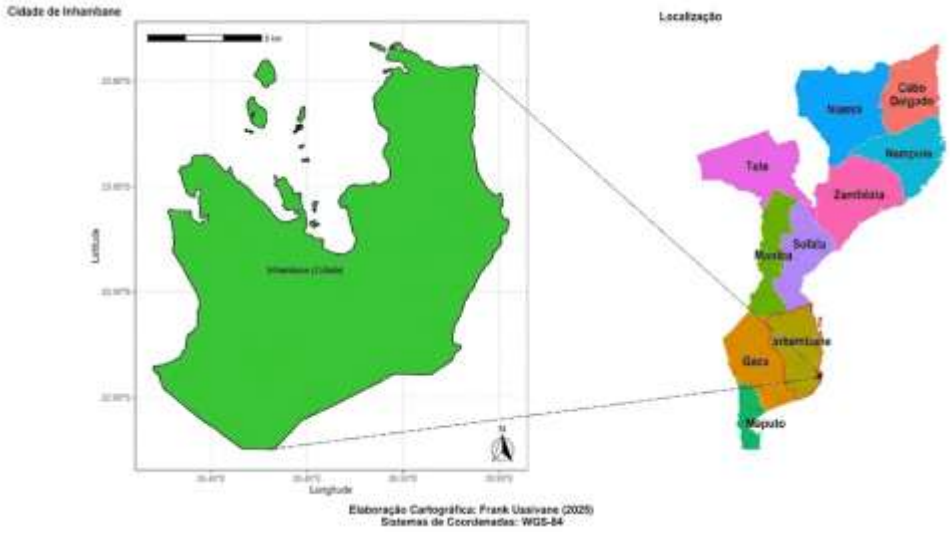
No contexto da cidade de Inhambane, a situação reveste-se de especial gravidade devido à localização das áreas de cultivo. Os agricultores exploram zonas baixas próximas aos rios, caracterizadas por solos aluviais (Azevedo; Campos, 2016). Embora férteis e com maior disponibilidade hídrica, essas áreas apresentam, frequentemente, um lençol freático superficial e solos com características que facilitam a infiltração de poluentes. Esse cenário eleva a vulnerabilidade intrínseca do aquífero à contaminação, um fator alarmante considerando que as águas subterrâneas constituem a principal fonte de abastecimento para o consumo humano na região.

Diante desse cenário, torna-se imperativo avaliar o risco ambiental associado a tais práticas agrícolas. O presente estudo tem como objetivo avaliar o potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos utilizados na produção de tomate na cidade de Inhambane, empregando modelos de triagem (screening) baseados nas propriedades físico-químicas dos pesticidas.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a cidade de Inhambane, localizada na província homónima, na região costeira do sul de Moçambique. A região caracteriza-se por um clima tropical húmido (Nhantumbo, 2007), sendo a sua geomorfologia e pedologia fatores determinantes para a vulnerabilidade hidrogeológica local (Figura 1).

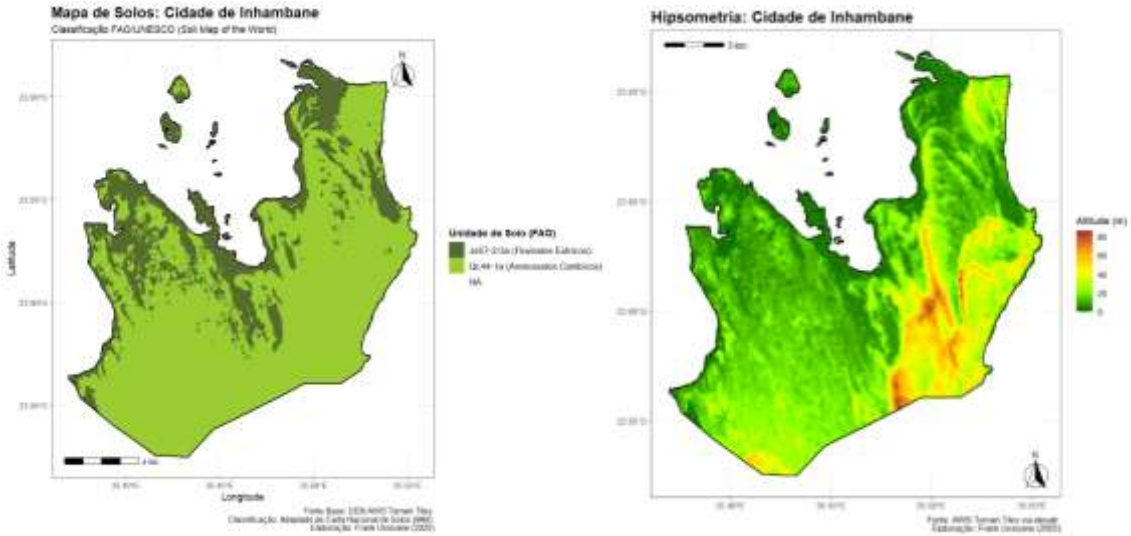
Figura 1 - Localização geográfica da Cidade de Inhambane



Fonte: Autores (2025).

A análise pedológica revela a predominância de duas unidades principais na área agrícola do município: os Fluvisolos Eutricos (Je57-2/3a) e os Arenossolos Câmbicos (Qc44-1a). Os Arenossolos, devido à sua textura arenosa, apresentam elevada permeabilidade, o que facilita a lixiviação de contaminantes. Por sua vez, os Fluvisolos, situados nas zonas baixas e nos vales fluviais onde a prática agrícola é intensa, mantêm uma interação direta com o lençol freático superficial (Figura 2a). A altimetria da região varia entre 0 e 80 metros. As zonas de menor altitude correspondem às áreas onde se concentra a produção de tomate, aproveitando a umidade natural característica dos solos aluviais (Figura 2b). Contudo, essa configuração topográfica e pedológica expõe o aquífero a um risco elevado de contaminação.

Figura 2 - Mapas temáticos da área de estudo: (a) Tipologia de solos; (b) Hipsometria



Fonte: Autores (2025).

MATERIAIS E MÉTODOS

Métodos de Avaliação de Risco

Para a avaliação do risco, procedeu-se inicialmente à identificação dos principais pesticidas aplicados na produção de tomate na área de estudo. Este levantamento baseou-se em informações e listagens técnicas cedidas pela Direção Provincial de Agricultura e Pescas de Inhambane. De modo a assegurar a fiabilidade dos dados, os princípios ativos reportados foram posteriormente cruzados e validados com as formulações homologadas constantes na Lista Oficial de Pesticidas Registados do Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural de Moçambique.

A estimativa do potencial de contaminação fundamentou-se em critérios internacionalmente estabelecidos que avaliam as propriedades físico-químicas dos compostos, com destaque para a solubilidade em água (S), o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (Koc) e o tempo de meia-vida no solo (DT50). De acordo com o método de triagem (screening) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), as substâncias que excedem determinados limiares críticos são consideradas como tendo elevado potencial para contaminar águas subterrâneas (Tabela 1).

Tabela 1 - Critérios da USEPA para avaliação do potencial contaminante de substâncias químicas

Parâmetro Físico-Químico	Critérios US-EPA
Solubilidade em água	> 30 mg/L
Koc	< 300 - 500 mL/g
KH	< 0,1 (Pa.m^3/mol)
DT50 solo	> 14 a 21 dias
DT50 água	> 175 dias

O índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) é calculado na equação 1, a partir da meia-vida do pesticida no solo ($t_{1/2}$) e do coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (Koc), permitindo classificar os agrotóxicos em três categorias de risco de lixiviação, detalhadas na Tabela 2.

$$\text{GUS} = log_{10}\left(t_{\frac{1}{2}}\right) \times [\,4\, - \log_{10}(Koc)] \quad (1)$$

Tabela 2 - Classificação do risco de contaminação da água subterrânea segundo o índice GUS. Escala de classificação do Índice de GUS

Escala de classificação do Índice de GUS	
GUS < 1,8	Não sofre Lixiviação
1,8 ≤ GUS ≤ 2,8	Faixa de Transição
GUS > 2,8	Provável Lixiviação

Adicionalmente, foi considerado na equação 2 o Índice GSI (Groundwater Screening Index) para refinar a análise do risco de mobilidade dos contaminantes (Tabela 3).

$$GSI = \ln\left[\frac{\left(S \times t_{\frac{1}{2}}\right)}{k_{ow}}\right] \quad (2)$$

em que, GSI – Groundwater Screening Index; S – Solubilidade, mg/L; $t_{1/2}$ – tempo de meia-vida, dias; Kow – coeficiente de partição entre o octanol e a solução aquosa, em mL/g.

Tabela 3 - Classificação do risco de contaminação da água subterrânea segundo o índice GSI

Escala de classificação do Índice de GSI	
GSI < 1	Contaminação improvável
1 < GSI < 3	Possível contaminação
GSI > 3	Contaminação provável
GSI > 5	Contaminante deve ser tratado com especial consideração

Por fim, a estimativa da concentração dos pesticidas na água subterrânea foi realizada com recurso ao modelo empírico SCI-GROW (Screening Concentration In Ground Water), desenvolvido pela USEPA. Os valores previstos por este modelo foram posteriormente confrontados com três referenciais normativos de qualidade da água para consumo humano, os quais representam diferentes filosofias de gestão de risco ambiental e de saúde pública (Tabela 4).

Tabela 4 - Padrões de qualidade da água para consumo humano

Padrão	Referência Normativa	Abordagem	Critério de Qualidade
BRASIL (2021)	Portaria GM/MS nº 888 / Portaria de Consolidação nº 5	Baseada no Risco	Valor Máximo Permitido (VMP) via toxicidade e IDA.
USEPA (2001)	US EPA (MCL / Health Advisories)	Baseada no Risco	Limites variam por toxicidade específica do composto.
UNIÃO EUROPEIA (2020)	Diretiva (UE) 2020/2184	Princípio da Precaução	Limite paramétrico fixo de 0,1 µg/L para qualquer pesticida.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do Uso de Pesticidas

A análise dos produtos utilizados na cultura do tomate na cidade de Inhambane revela uma forte predominância de inseticidas. Conforme ilustrado na Figura 3, os inseticidas representam 64,71% dos produtos aplicados, seguidos pelos fungicidas e herbicidas, ambos com 17,65%. Este padrão reflete a pressão exercida por pragas de insetos na região, o que exige um manejo fitossanitário intensivo por parte dos produtores.

Figura 3 - Distribuição percentual das classes de pesticidas aplicados na produção de tomate em Inhambane



Propriedades Físico-Químicas e Potencial de Lixiviação

A Tabela 5 apresenta as propriedades físico-químicas fundamentais para a modelagem do destino ambiental dos pesticidas estudados. Destacam-se compostos como o metamidofós e o imidacloprido, que apresentam elevada solubilidade e persistência moderada a alta, características que favorecem significativamente a sua mobilidade no perfil do solo.

Tabela 5 - Propriedades físico-químicas dos principais pesticidas aplicados em produção de tomate

Princípio ativo	S (mg/L)	Log K_{ow}	pKa	PV (mPa)	KH ($Pa.m^3/mol$)	DT_{50solo} (dia)	$DT_{50Hidro}$ (dia)	K_{oc} (mL/g)	GUS	Kow	GSI
Abametina	1,21E+00	4,4	NA	3,70E-03	2,70E-03	30	E	5,68E+03	0,36	2,51E+04	-6,54
Acephato	7,90E+05	-0,85	8,35	2,30E-01	5,15E-08	3	50	4,03E+01	1,14	1,41E-01	16,64
Agridaben/Pyridaben	2,20E-02	6,37	Na	1,00E-03	3,00E-01	29	E	6,65E+04	-1,20	2,34E+06	-15,12
Clorpirifós	1,05E+00	4,7	Na	1,43E+00	4,78E-01	27,6	53,5	3,95E+03	0,58	5,01E+04	-7,46
Cipermetrina	9,00E-03	5,55	Na	6,78E-03	3,10E-01	21,9	E	3,08E+05	-1,99	3,55E+05	-14,40
Emamectina Benzoato	2,40E+01	5	4,2	4,00E-03	1,70E-04	1,1	E	7,29E+04	-0,04	1,00E+05	-8,24
Hitcel Profenofos	2,80E+01	1,7	Na	2,53E+00	1,65E-03	7	E	2,02E+03	0,59	5,01E+01	1,36
Mix Cypermethrin	9,00E-03	5,55	Na	6,78E-03	3,10E-01	21,9	E	3,08E+05	-1,99	3,55E+05	-14,40
Imidacloroprid	6,10E+02	0,57	Na	4,00E-07	1,70E-10	174	E	2,25E+02	3,69	3,72E+00	10,26
Lufenurom	4,20E-02	5,12	10,2	4,00E-03	3,41E-03	256	E	4,12E+04	-1,48	1,32E+05	-9,41
Methamidofos	2,00E+05	-0,79	-	2,30E+00	1,60E-06	4	5	1,00E+00	2,41	1,62E-01	15,41
Mancozebe	6,20E+00	2,3	10,3	5,60E-02	6,17E-02	0,05	1,3	7,71E+02	-1,45	2,00E+02	-6,47
Metalaxil-M	2,60E+04	1,71	Na	3,30E+00	3,50E-05	14,1	E	7,90E+01	2,42	5,13E+01	8,87
Oxicloreto de cobre	7,60E+05	1,76	Na	1,00E-10	-	0,1	-	1,00E+03	-1,00	5,75E+01	7,19
Fluazifope-P-Butílico	9,30E-01	4,5	NA	1,20E-01	4,90E-02	8,2	78	3,39E+03	0,43	3,16E+04	-8,33
Glifosato	1,00E+05	-6,28	2,34	1,30E-02	2,10E-08	6,45	E	4,35E+03	0,29	5,25E-07	27,84
Metribuzin	1,07E+04	1,7	1,3	1,21E-01	1,71E+05	19	E	4,83E+01	2,96	5,01E+01	8,31

E: estável; NA: não aplicável; S: solubilidade; Kow: coef. partição octanol/água; PV: pressão de vapor; KH: constante Henry; Koc: coef. adsorção; GUS: Groundwater Ubiquity Score.

Compostos com alta solubilidade, como o acefato (790.000 mg/L) e o metamidofós (200.000 mg/L), apresentam um risco elevado de lixiviação desde as zonas agrícolas baixas de Inhambane até

aos aquíferos subjacentes, especialmente devido à presença de solos aluviais altamente permeáveis. De acordo com Milhome et al. (2009), pesticidas com solubilidade superior a 30 mg/L são considerados de alto potencial de transporte hídrico.

Adicionalmente, a classificação de "Estável" (E) observada no parâmetro DT50Hidro para vários compostos (como o glifosato e a cipermetrina) indica resistência à hidrólise. Isto significa que, uma vez que atinjam a água subterrânea, estes compostos têm potencial para persistir no ambiente por longos períodos (Vasconcelos, 2021).

Análise do Índice SCI (Groundwater Index) e Critérios Internacionais

A Tabela 6 demonstra que a maioria dos pesticidas avaliados apresenta valores de SCI numericamente baixos (ex.: $2{,}54 \times 10^{-3}$ para o acefato), o que, numa análise isolada, poderia sugerir um baixo risco ambiental. No entanto, o confronto destes dados com os critérios regulatórios internacionais revela uma situação que exige extrema cautela.

Tabela 6 - Risco de Contaminação pelo Índice SCI (Specific Concentration Index ou Groundwater Index) com Critérios Internacionais

Classes de Uso	Princípio ativo	SCI	SCI - Brasil	SCI - Estados Unidos	SCI - Uniao Europeia
	Abametina	-	CI	CI	CI
	Acephato	2,54E-03	CI	CI	CI
	Agridaben/Pyridaben	5,35E-03	CI	CI	CI
	Clorpirifós	1,10E-02	CI	CI	CI
	Cipermetrina	5,35E-03	CI	CI	CI
Inseticidas	Emamectina Benzoato	5,35E-03	CI	CI	CI
	Hitcel Profenofos	6,87E-03	CI	CI	CI
	Mix Cypermethrin	5,35E-03	CI	CI	CI
	Imidacloroprid	8,63E-01	CI	CI	PC
	Lufenurom	5,35E-03	CI	CI	CI
	Methamidofos	4,23E-03	CI	CI	CI
	Mancozebe	1,11E-06	CI	CI	CI
Fungicidas	Metalaxil-M	8,39E-02	CI	CI	CI
	Oxicloreto de cobre	2,84E-06	CI	CI	CI
	Fluazifope-P-Butílico	7,14E-03	CI	CI	CI
Herbicidas	Glifosato	5,56E-03	CI	CI	CI
	Metribuzin	1,99E-01	CI	CI	PC

I: contaminação improvável e PC: possível contaminação

A análise do modelo SCI classifica o imidacloprido (0,863) e o metribuzin (0,199) como de "possível contaminação". Dada a alta persistência e mobilidade destas moléculas, as suas concentrações no aquífero podem violar os rigorosos padrões da União Europeia e do Brasil. Este cenário assume contornos críticos pois Inhambane depende exclusivamente de águas subterrâneas

para abastecimento público. A predominância de solos arenosos com elevada condutividade hidráulica acelera o transporte rápido destes pesticidas ao longo do perfil pedológico, promovendo a contaminação direta dos lençóis freáticos que sustentam a população local.

Determinação do Risco de Contaminação

Conforme sintetizado na Tabela 7, o imidacloprido e o metribuzin destacam-se como as substâncias de maior risco no contexto estudado. Ambos foram enquadrados na categoria de "Provável Lixiviação" (PL) pelo índice GUS e classificados como "Contaminante em Potencial" (CP) segundo os critérios da EPA.

Tabela 7 - Comparação entre o método de avaliação do potencial de contaminação das águas subterrâneas por pesticidas utilizados na produção de tomate

Classes de Uso	Princípio ativo	EPA					Análise EPA	GUS	GSI
		S	Koc	K_H	DT_{50solo}	$DT_{50Hidro}$			
Inseticidas	Abametina	Não	Não	Sim	Sim	Sim	CP	NL	CI
	Acephato	Sim	Sim	Sim	Não	Não	CP	NL	CI
	Agridaben/Pyridaben	Não	Não	Não	Sim	Sim	IN	NL	CI
	Clorpirifós	Não	Não	Sim	Sim	Não	IN	NL	CI
	Cipermetrina	Não	Não	Não	Sim	Sim	IN	NL	CI
	Emamectina Benzoato	Não	Não	Sim	Não	Sim	IN	NL	CI
	Hitcel Profenofos	Não	Não	Sim	Não	Sim	IN	NL	PC
	Mix Cypermethrin	Não	Não	Não	Sim	Sim	IN	NL	CI
	Imidacloroprid	Não	Sim	Sim	Sim	Sim	CP	PL	EC
	Lufenurom	Não	Não	Sim	Sim	Sim	CP	NL	CI
	Methamidofos	Sim	Sim	Sim	Não	Não	CP	FT	EC
	Mancozebe	Não	Não	Sim	Não	Não	NC	NL	CI
Fungicidas	Metalaxil-M	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	CP	FT	EC
	Oxicloreto de cobre	Sim	Não	Sim	Não	Sim	IN	NL	EC
	Fluazifope-P-Butílico	Não	Não	Sim	Não	Não	NC	NL	CI
Herbicidas	Glifosato	Sim	Não	Sim	Não	Sim	CP	NL	EC
	Metribuzin	Sim	Sim	Não	Sim	Sim	CP	PL	EC

Legenda: CP: contaminante em potencial; IN: intermediário; NC: não contamina; NL: não sofre lixiviação; FT: faixa de transição; PL: provável lixiviação; CI: contaminação improvável; PC: possível contaminação; EC: especial consideração.

A classificação de alto risco para o imidacloprido e o metribuzin, confirmada pelos modelos EPA, GUS e GSI (Especial Consideração), decorre da sua alta solubilidade, baixo Koc e elevada persistência (alto DT50), constituindo a principal ameaça aos aquíferos de Inhambane. Paralelamente, compostos como o metamidofós e o metalaxil-M, embora situados na "Faixa de Transição" (GUS), são Contaminantes em Potencial (EPA). Considerando a presença de lençóis freáticos muito superficiais na área de estudo, o reduzido tempo para a degradação natural no solo exige que, pelo princípio da precaução, estes compostos sejam igualmente tratados como de alto risco (Lourencetti et al., 2005).

O índice GSI (mencionado na Tabela 5 e correlacionado aqui) corrobora o risco do imidacloprido e do metribuzin, que apresentam valores indicativos de que os contaminantes devem ser tratados com "especial consideração", o que os distingue da maioria dos outros compostos, que caem na categoria de "contaminação improvável".

Influência do Tipo de Solo e Localização

A vulnerabilidade das águas subterrâneas em Inhambane é agravada pelo cultivo em zonas baixas de Fluvisolos Eutricos, onde o lençol freático superficial reduz drasticamente a atenuação natural de poluentes. Aliada a isto, a elevada permeabilidade dos Arenossolos Câmbicos adjacentes facilita a rápida infiltração de solutos. Neste cenário hidrogeológico crítico, a aplicação de compostos altamente solúveis, como o imidacloprido (GUS = 3,69; PL) e o metribuzin (GUS = 2,96; PL), anula as barreiras de proteção do aquífero, propiciando a contaminação direta. Destaca-se ainda o metamidofós, embora enquadrado na faixa de transição (GUS = 2,41), a sua extrema solubilidade, alta toxicidade (Classe I) e classificação como contaminante em potencial pela EPA amplificam severamente o seu risco ambiental neste contexto específico, exigindo monitorização rigorosa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo evidencia que a produção de tomate em Inhambane apresenta um elevado risco de contaminação das águas subterrâneas. Esta vulnerabilidade é exacerbada pelas características hidrogeológicas locais (solos aluviais permeáveis e lençóis freáticos superficiais) combinadas ao uso de pesticidas de alta mobilidade e persistência.

Os modelos aplicados destacam o imidacloprido e o metribuzin como os compostos mais críticos para o aquífero, exigindo urgência na monitorização e restrição de uso. Ademais, as divergências entre os critérios da EPA e o índice GUS para compostos como o glifosato indicam que a gestão hídrica deve pautar-se pelo princípio da precaução.

Recomenda-se adotar a abordagem mais conservadora (EPA) e alinhar as diretrizes aos rigorosos padrões da União Europeia, uma medida essencial para resguardar a saúde pública, dada a total dependência da população local destes recursos subterrâneos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos ao primeiro autor e pelo financiamento do Programa de Pós-graduação em Recurso Hídricos da Universidade Federal de lavras (código de financiamento 001).

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, H. A. M. A.; CAMPOS, M. P. **Diagnóstico agrícola do município de Inhambane em Moçambique.** Revista Sapiência: sociedade, saberes e práticas educacionais, v. 5, n. 1, p. 38–56, 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. **Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 85, p. 127, 7 maio 2021.

LOURENCETTI, C. *et al*. **Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação**. Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 15, p. 1-14, 2005. DOI: 10.5380/pes.v15i0.4504.

MILHOME, M. A. L. *et al*. **Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 363-372, 2009. DOI: 10.1590/S1413-41522009000300010.

NHANTUMBO, E. S. **Tendências de desenvolvimento do turismo e alterações na ocupação e utilização do espaço no MI**. Inhambane: UEM, 2007.

UNIÃO EUROPEIA. **Parlamento Europeu; Conselho da União Europeia. Diretiva (UE) 2020/2184, de 16 de dezembro de 2020, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano (reformulação).** Jornal Oficial da União Europeia, Bruxelas, p. 1-62, 23 dez. 2020. Disponível em: http://data.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj. Acesso em: 2 dez. 2025.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Screening Concentration in Ground Water (SCI-GROW)**. Washington, DC: Office of Pesticide Programs, 2001. Disponível em: https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/models-pesticide-risk-assessment#water. Acesso em: 2 dez. 2025.

VASCONCELOS, F. R. S. **Risco potencial de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos em áreas de cultivo de cana-de-açúcar**. 2021. Dissertação (Mestrado Acadêmico em Saúde Pública) – Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2021.