

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS RELACIONADOS À UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS NO MUNICÍPIO DE IGUATU-CE

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT RELATED TO THE USE OF PESTICIDES IN THE MUNICIPALITY OF IGUATU-CE

EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES RELACIONADOS CON EL USO DE PLAGUICIDAS EN EL MUNICIPIO DE IGUATU-CE

Ana Isabel Pinheiro

Mestra em Sociobiodiversidade e Tecnologias Sustentáveis (UNILAB), Secretaria Estadual de Educação do Ceará, Brasil
E-mail: ana.pinheiro1@prof.ce.gov.br

Fábio Eduardo Franco Rodrigues Ferreira

Doutor em Engenharia Civil (UFC), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Brasil
E-mail: fabio.ferreira@ifce.edu.br

Ana Lucy Rodrigues Ferreira Faisting

Doutora em Fisioterapia (UFSCAR), Instituto Centro de Ensino Tecnológico - CE, Brasil.
E-mail: lucyfisio@yahoo.com.br

Sara Jane de Oliveira

Mestra em Sociobiodiversidade e Tecnologias Sustentáveis (UNILAB), Secretaria Estadual de Educação do Ceará, Brasil
E-mail: sara.oliveira@prof.ce.gov.br

Lucelindo Dias Ferreira Júnior

Doutor em Engenharia de Produção (USP), Universidade Federal do Ceará, Brasil
E-mail: lucelindo.ferreira@ufc.br

Joanderson de Almeida Reis Ferreira

Mestre em Ensino de Ciências e Matemática (IFCE), Escola SESI de Referência Beto Studart, Brasil
E-mail: almeida.joanderson03@gmail.com

Antônia Andreza Moreira dos Santos Andrade

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ensino e Formação Docente (UNILAB-IFCE), Secretaria Estadual de Educação do Ceará, Brasil
Email: andreza.moreira44@gmail.com

Resumo

O contínuo aumento da produção de alimentos tem promovido o uso cada vez mais intensivo de agrotóxicos, em virtude de sua capacidade de potencializar a produtividade agrícola. Contudo, apesar dos benefícios associados à elevação da produção, o emprego desses compostos acarreta uma série de impactos adversos, especialmente de natureza ambiental e sanitária. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar os impactos ambientais decorrentes da utilização de agrotóxicos no município de Iguatu, no estado do Ceará. Para tanto, foi realizado um levantamento padronizado em bases secundárias de dados referentes às propriedades físico-químicas e às características toxicológicas dos defensivos agrícolas empregados na região. Em seguida, aplicou-se o Quociente de Impacto Ambiental (QIA) como ferramenta de análise integrada de risco. Por meio da análise de correlação de Spearman entre as variáveis investigadas, verificou-se que os efeitos sobre o aplicador e o coletor apresentaram correlação positiva e altamente significativa ($p = 0,8099$; $p = 0,0014$), representando uma das correlações mais importantes de todo o conjunto. De modo similar, a correlação entre os efeitos no consumidor e o índice GUS ($p = 0,8177$; $p = 0,0021$) foi positiva e estatisticamente significativa ao nível de 1%. As correlações entre componentes ecológicos mostraram comportamentos variados, refletindo a complexidade dos processos ecotoxicológicos. Os resultados obtidos a partir da aplicação do QIA evidenciaram que os ingredientes ativos Paraquat, Cletodim e Pirimetanil representam os maiores potenciais de risco à contaminação ambiental, destacando-se como substâncias prioritárias em ações de monitoramento e mitigação.

Palavras-chave: defensivos; meio ambiente; risco ecotoxicológico

Abstract

The continuous increase in food production has led to the increasingly intensive use of pesticides, due to their ability to enhance agricultural productivity. However, despite the benefits associated with higher yields, the use of these compounds results in a series of adverse impacts, particularly of environmental and health-related nature. Thus, the present study aimed to assess the environmental impacts resulting from the use of pesticides in the municipality of Iguatu, in the state of Ceará. To this end, a standardized survey was conducted using secondary databases containing information on the physicochemical properties and toxicological characteristics of the agricultural pesticides used in the region. Subsequently, the Environmental Impact Quotient (EIQ) was applied as an integrated risk assessment tool. Through Spearman correlation analysis of the investigated variables, it was found that the effects on the applicator and the collector exhibited a positive and highly significant correlation ($p = 0.8099$; $p = 0.0014$), representing one of the most important correlations in the entire dataset. Similarly, the correlation between the effects on the consumer and the GUS index ($p = 0.8177$; $p = 0.0021$) was positive and statistically significant at the 1% level. Correlations among

ecological components showed varied patterns, reflecting the complexity of ecotoxicological processes. The results obtained from the application of the EIQ revealed that the active ingredients Paraquat, Clethodim, and Pyrimethanil present the highest potential risks of environmental contamination, standing out as priority substances for monitoring and mitigation actions.

Keywords: pesticides; environment; ecotoxicological risk.

Resumen

El continuo aumento de la producción de alimentos ha promovido el uso cada vez más intensivo de plaguicidas, debido a su capacidad para potenciar la productividad agrícola. Sin embargo, a pesar de los beneficios asociados al incremento de la producción, el empleo de estos compuestos conlleva una serie de impactos adversos, especialmente de carácter ambiental y sanitario. De esta forma, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar los impactos ambientales derivados del uso de plaguicidas en el municipio de Iguatu, en el estado de Ceará. Para ello, se realizó un levantamiento estandarizado en bases de datos secundarias referentes a las propiedades fisicoquímicas y a las características toxicológicas de los plaguicidas utilizados en la región. Posteriormente, se aplicó el Coeficiente de Impacto Ambiental (CIA) como herramienta de análisis integrado de riesgo. Mediante el análisis de correlación de Spearman entre las variables investigadas, se verificó que los efectos sobre el aplicador y el colector presentaron una correlación positiva y altamente significativa ($\rho = 0,8099$; $p = 0,0014$), representando una de las correlaciones más importantes de todo el conjunto. De manera similar, la correlación entre los efectos en el consumidor y el índice GUS ($\rho = 0,8177$; $p = 0,0021$) fue positiva y estadísticamente significativa al nivel del 1%. Las correlaciones entre los componentes ecológicos mostraron comportamientos variados, reflejando la complejidad de los procesos ecotoxicológicos. Los resultados obtenidos a partir de la aplicación del CIA evidenciaron que los ingredientes activos Paraquat, Cletodim y Pirimetanil representan los mayores potenciales de riesgo de contaminación ambiental, destacándose como sustancias prioritarias para acciones de monitoreo y mitigación.

Palabras clave: plaguicidas; medio ambiente; riesgo ecotoxicológico.

1. Introdução

O consumo global de agrotóxicos apresentou, nos últimos anos, um crescimento expressivo, estimado em aproximadamente 93%. No Brasil, o setor agrícola, principal responsável pela demanda por esses compostos, registrou um aumento ainda mais acentuado, da ordem de 190% (ANVISA, 2017). Ainda segundo a ANVISA (2017), o Brasil ocupa a segunda posição entre os maiores

mercados consumidores de agrotóxicos do mundo, sendo o país com a mais elevada taxa de crescimento nas importações desses produtos químicos.

No contexto cearense, destaca-se o município de Iguatu, cuja dinâmica econômica baseia-se fortemente na produção agrícola. Essa elevada produtividade está diretamente associada ao uso intensivo de agrotóxicos nos processos de cultivo, armazenamento e beneficiamento, com o propósito de preservar as culturas agrícolas frente à ação de organismos potencialmente nocivos.

Os agrotóxicos compreendem um conjunto de substâncias sintéticas destinadas ao controle de pragas e ao incremento da produtividade agrícola. Embora exerçam papel fundamental na proteção fitossanitária das culturas, o uso indiscriminado desses compostos pode gerar efeitos adversos de natureza aguda e crônica em organismos humanos, decorrentes, em grande parte, da ingestão de alimentos contaminados (DEIHIMFARD *et al.*, 2014). As manifestações clínicas associadas à exposição a agrotóxicos incluem irritações oculares, reações alérgicas cutâneas, asma brônquica, além de distúrbios neuropsíquicos e neuromusculares (PREZA; SILVA, 2012).

Paralelamente aos impactos sobre a saúde humana, o emprego de agrotóxicos ocasiona alterações significativas nos ecossistemas agrícolas. Tais efeitos têm promovido o declínio da qualidade ambiental, reduzindo, em médio e longo prazos, o potencial produtivo das culturas em virtude do surgimento de organismos mais resistentes e da modificação das populações que compõem o ecossistema (RIBEIRO *et al.*, 2007).

Considerando esses aspectos, torna-se imprescindível a implantação de programas de monitoramento ambiental em regiões agrícolas afetadas pelo uso intensivo de agrotóxicos, com vistas à avaliação dos riscos que esses compostos representam para a saúde humana e para o meio ambiente. Todavia, a implementação de tais estratégias envolve custos elevados e requer períodos prolongados de acompanhamento, o que reforça a necessidade de instrumentos analíticos mais eficientes e economicamente viáveis.

Entre as alternativas promissoras destacam-se os índices de impacto

ambiental, os quais permitem avaliar os efeitos de agrotóxicos sobre componentes bióticos e abióticos (BARAN *et al.*, 2008). Esses índices possibilitam o estabelecimento de classificações ou rankings de compostos com base em suas propriedades físico-químicas e ecotoxicológicas. Embora se tratem de métodos simplificados e de certa subjetividade, constituem ferramentas úteis para estimar riscos potenciais e subsidiar políticas públicas voltadas à sustentabilidade das práticas agrícolas.

A aplicação desses métodos mostra-se particularmente relevante para o município de Iguatu (CE), cuja extensão territorial abriga um amplo perímetro irrigado e expressiva produção agrícola. Dentre os indicadores empregados para mensurar os impactos ambientais em organismos vivos, destaca-se o Quociente de Impacto Ambiental (QIA), desenvolvido por Kovach, Petzold e Tette (1992). Esse índice fornece uma avaliação integrada baseada em três componentes principais dos sistemas de produção agrícola: trabalhador, consumidor e ecológico. O QIA utiliza propriedades físico-químicas e ecotoxicológicas dos agrotóxicos, associando-as a um sistema de ponderação para cada variável considerada. Conforme Costa *et al.* (2008), as principais vantagens do método residem na incorporação da relação entre toxicidade e taxa de exposição, além de sua facilidade de aplicação e interpretação.

O índice QIA tem sido amplamente utilizado na avaliação dos impactos ambientais de agrotóxicos em diferentes culturas agrícolas. No Brasil, uma das primeiras aplicações do método proposto por Kovach, Petzold e Tette (1992) foi realizada por Karam, Silva e Foloni (2009), que estimaram o potencial de contaminação ambiental de herbicidas empregados na cultura do milho. Estudos subsequentes demonstraram que o método é capaz de fornecer informações consistentes sobre fatores de risco ambiental. De acordo com Deihimfard *et al.* (2014), o aumento do impacto ambiental observado nas últimas décadas não se deve à introdução de novos princípios ativos, mas ao incremento do volume total de substâncias aplicadas.

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo avaliar os impactos ambientais associados à utilização de agrotóxicos no município de

Iguatu, no Ceará. Para tanto, empregou-se o método do Quociente de Impacto Ambiental (QIA), reconhecido por sua aplicabilidade na estimativa dos efeitos de agrotóxicos sobre organismos vivos. Além disso, investigou-se a interdependência entre os parâmetros utilizados no cálculo do QIA por meio da análise de correlação de Spearman, de modo a aprimorar a compreensão das relações existentes entre os componentes avaliados.

2. Quociente de Impacto Ambiental (QIA)

A avaliação de impactos ambientais decorrentes do uso de agrotóxicos tem sido objeto de diversas abordagens científicas voltadas à mensuração dos riscos que essas substâncias representam para organismos vivos e para os ecossistemas agrícolas. Entre os métodos propostos na literatura, destaca-se o Quociente de Impacto Ambiental (QIA), desenvolvido por Kovach, Petzold e Tette (1992), amplamente empregado em estudos de ecotoxicologia agrícola. Esse índice foi desenvolvido com base nas três componentes principais dos sistemas de produção agrícola: uma componente do trabalhador (RT), uma componente do consumidor (RC) e uma componente ecológica (REc). Na equação do QIA, cada componente possui pesos iguais na análise final, mas são compostas por fatores individuais com pesos específicos.

As variáveis empregadas no índice são: (DT) toxicidade dermal para mamíferos, dada na unidade LD₅₀, (C) toxicidade crônica para mamíferos, unidade valor de NOEC, (SY) sistemicidade – sistêmica ou não, (F) toxicidade oral aguda para peixes LC₅₀, (L) potencial de lixiviação (GUS), (R) risco de deslocamento horizontal, K_{oc}, (D) toxicidade oral aguda para pássaros, LD₅₀, (S) meia-vida no solo, DT₅₀, (Z) toxicidade oral aguda para abelhas, LD₅₀, (B) toxicidade para outros artrópodes benéficos, LC₅₀, e (P) meia-vida na planta, DT₅₀.

O método baseia-se em uma escala de um a cinco, que é empregada tanto para as variáveis empregadas no índice (Quadro 1) quanto para a atribuição de peso para os diversos fatores dos componentes. Na atribuição de peso para os

fatores, aqueles com maior peso são multiplicados por cinco, fatores de médio impacto são multiplicados por três e fatores de impacto reduzido são multiplicados por um.

Quadro 1. Parametrização das informações coletadas para uso no cálculo do quociente de impacto ambiental.

(SY) - SISTEMICIDADE	(S) - DT ₅₀ SOLO* (dias)	(Z) - TOXICIDADE
Não sistêmica (1)	DT ₅₀ < 30 (1)	PARA ABELHAS*
Sistêmica (3)	DT ₅₀ = 30 a 100 (3)	baixo impacto (1)
	DT ₅₀ > 100 (5)	médio impacto (3)
		alto impacto (5)
(DT) - LD ₅₀ DERMAL	(R) - DESLOCAMENTO	(B) - TOXICIDADE
MAMÍFEROS (mg/Kg)	K _{oc} < 300 mL/g, DT ₅₀ > 21 (5)	PARA ORGANISMOS
>2000 (1)	K _{oc} > 500 mL/g, DT ₅₀ < 14 (1)	BENÉFICOS*
200 a 2000 (3)	fora de enquadramento (3)	baixo impacto (1)
0 a 200 (5)		médio impacto (3)
		alto impacto (5)
(C) – TOXICIDADE CRÔNICA PARA MAMÍFEROS (mg/kg)	(F) - LC₅₀ AGUDA 96 h PEIXES (mg/L)	(L) - POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO (GUS)*
0 a 20 (1)	>10 (1)	< 1,8 (1)
20 a 100 (3)	1 a 10 (3)	1,8 a 2,8 (3)
>100 (5)	<1 (5)	> 2,8 (5)
(P) - DT₅₀ PLANTA (DIAS)*	(D) - LD₅₀ AGUDA PÁSSAROS (mg/Kg)*	
1 a 14 dias (1)	>1000 (1)	
14 a 28 dias (3)	100 a 1000 (3)	
>28 dias (5)	1 a 100 (5)	

* Fonte: Kovach *et al.* (1992).

A expressão para a determinação do índice QIA de um determinado agrotóxico é dada como a média aritmética do risco ao trabalhador, risco ao consumidor e risco ecológico.

$$QIA = \frac{(RT + RC + REc)}{3} \quad (1)$$

Para a formulação dos fatores associados aos componentes ambientais, Kovach, Petzold e Tette (1992) utiliza como regra para avaliar o impacto potencial de um determinado agrotóxico, em um fator ambiental individual, a multiplicação da toxicidade do composto pelo potencial de exposição. Assim, com base nessa regra, o impacto ambiental potencial é dado pelo produto da toxicidade pela exposição.

Com base na regra mencionada, o risco à saúde do trabalhador (aplicador/coletor) agrícola é definido como a soma dos riscos de exposição do aplicador ($DT * 5$) e coletor ($DT * P$) vezes possíveis efeitos crônicos (C). A toxicidade crônica de um determinado agrotóxico é determinada como a média de valores de diversos testes de longo período em laboratório, conduzidos em pequenos mamíferos. O risco de exposição do aplicador é representado pela toxicidade cutânea vezes cinco, que simboliza riscos associados à manipulação de agrotóxicos concentrados (elevado impacto potencial), enquanto o risco ao coletor ($DT * P$) é representado pela toxicidade cutânea vezes a meia vida do ativo na superfície da planta, pois o coletor tem contato restrito às plantas. Estes valores são multiplicados pelos efeitos crônicos potenciais (C), pois os trabalhadores estão sujeitos a efeitos agudos e crônicos. A equação que descreve os efeitos na categoria descrita acima é dada por:

$$RT = C [(DT * 5) + (DT * P)] \quad (2)$$

O componente do consumidor é dado como a soma do potencial de exposição do consumidor ($C * ((S + P) / 2) * SY$) mais potencial de contaminação de águas subterrâneas (L). Os efeitos dos agrotóxicos em águas subterrâneas representam um fator de risco ao consumidor, pois as águas subterrâneas são consumidas, em geral, pelo homem e não pelos outros organismos vivos. Assim, a contaminação desse recurso representa um risco à saúde do consumidor humano. A exposição do consumidor é determinada como a toxicidade crônica (C) vezes a média entre a meia- vida do agrotóxico no solo e na superfície das plantas, vezes o potencial de sistemicidade do agrotóxico. A toxicidade crônica considera o fato de

não haver uma exposição do consumidor a quantidades concentradas do composto, e dessa forma, os efeitos serem consolidados a longo prazo. A sistemicidade está relacionada à capacidade do agrotóxico ser absorvido por toda a planta, atingindo partes que são ingeridas pelos consumidores e pode ser potencializada se os valores de meia-vida no solo e meia-vida na superfície da folha foram elevados. Em termos matemáticos o risco ao consumidor é expresso por:

$$RC = C * \left(\left(\frac{S + P}{2} \right) * SY \right) + (L) \quad (3)$$

A componente ecológica do modelo é composta por efeitos aquáticos e terrestres e é dada como a soma de efeitos químicos no peixe (F^*R), pássaros ($D^*((S+P)/2)^*3$), abelhas (Z^*P^*3) e artrópodes benéficos (B^*P^*5). Os efeitos químicos nos sistemas aquáticos são determinados pela multiplicação da toxicidade química associada aos peixes pelo potencial de escoamento superficial do agrotóxico. Já o impacto potencial dos agrotóxicos nos sistemas terrestres é dado como o somatório das toxicidades dos compostos em abelhas, pássaros e artrópodes benéficos. Os sistemas terrestres representam a maior parte do componente ecológico, pois os organismos terrestres são mais prováveis de entrar em contato com agrotóxicos do que os organismos aquáticos. Os efeitos nos pássaros são expressos pelo valor da toxicidade nos pássaros pela média entre a meia-vida na planta e no solo vezes três (impacto potencial médio). O efeito nas abelhas é dado como o produto entre a toxicidade nas abelhas vezes a meia-vida na superfície das plantas, vezes três (médio impacto potencial). Enquanto os efeitos nos artrópodes são expressos pelo produto entre a toxicidade nos artrópodes benéficos vezes a meia-vida na planta vezes cinco (alto impacto potencial). Esse peso elevado para os artrópodes benéficos deve-se ao fato desses organismos permanecerem nos ecossistemas agrícolas, durante, praticamente, todo o seu ciclo de vida ao contrário dos pássaros e abelhas que são, muitas vezes, transitórios no ambiente. A semi-equação representante dos riscos ecológicos é dada por:

$$REc = (F * R) + (D * \left(\frac{(S + P)}{2} * 3 \right)) + (Z * P * 3) + (B * P * 5) \quad (4)$$

A partir das equações, pode-se obter a expressão geral para o cálculo do quociente de impacto ambiental:

$$QIA = \{C[(DT * 5) + (DT * P)] + [(C * ((S + P)/2) * SY) + (L)] + [(F * R) + (D * ((S + P)/2) * 3) + (Z * P * 3) + (B * P * 5)]\}/3 \quad (5)$$

3. Metodologia

O município em estudo situa-se na região Centro-Sul do estado do Ceará, limitando-se aos municípios de Acopiara, Orós, Jucás, Cedro e Icó. Trata-se de uma área caracterizada por precipitações escassas ao longo do ano, longos períodos de estiagem e elevadas taxas de evaporação. A altitude média é de 217,8 m, e a distância até a capital, Fortaleza-CE, é de aproximadamente 380 km.

A agricultura no município de Iguatu-CE é predominantemente conduzida por pequenos produtores rurais, que se dedicam ao cultivo de algodão herbáceo e arbóreo, banana, feijão, milho e arroz. Essa diversidade de culturas está sujeita à incidência de diferentes tipos de pragas, o que favorece o uso contínuo de agrotóxicos. Neste estudo, foi realizada uma coleta de informações referentes aos principais produtos químicos utilizados na região, resultando na identificação de 19 princípios ativos e seus respectivos grupos químicos. As informações sobre os agrotóxicos aplicados foram obtidas por meio de dados fornecidos pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará (EMATER-CE). Para complementar e validar essas informações, foi realizada, em junho de 2025, uma coleta de dados primários mediante levantamento direto junto a produtores rurais localizados no entorno do rio Trussu, área caracterizada por elevada concentração de atividades agrícolas no município de Iguatu (CE).

A amostragem foi aleatória simples, envolvendo três produtores que atendiam aos seguintes critérios de inclusão: (i) utilização regular de agrotóxicos há pelo menos um ano; e (ii) atuação em propriedades situadas na área de influência direta do rio Trussu. Produtores que não faziam uso contínuo de defensivos agrícolas foram excluídos da amostra.

A coleta foi conduzida por meio de um instrumento semiestruturado, composto por um quadro de registro que incluía, para cada cultura, o nome comercial e o princípio ativo do agrotóxico empregado. As principais culturas identificadas foram banana, feijão, milho e arroz. Durante as visitas, os produtores apresentaram notas fiscais de compra e embalagens originais dos produtos utilizados, permitindo validação cruzada das informações declaradas. Além disso, os dados foram confirmados junto à EMATER-CE.

Com base na lista de agrotóxicos identificados, foram obtidas informações referentes às propriedades físico-químicas e ecotoxicológicas de cada ingrediente ativo, com dados extraídos das bases oficiais da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e do Pesticide Properties Database (PPDB). A extração foi realizada em julho de 2025.

Nas referidas bases de dados foram coletados, para cada princípio ativo identificado, os valores das seguintes variáveis: (DT) toxicidade dérmica aguda para mamíferos (LD_{50} , mg/kg), (C) toxicidade crônica para mamíferos (NOEC, mg/L), (SY) sistemicidade (classificação qualitativa: sistêmico ou não sistêmico), (F) toxicidade oral aguda para peixes (LC_{50} , mg/L), (L) potencial de lixiviação (índice de GUS), (R) risco de deslocamento horizontal (coeficiente de partição solo-carbono, Koc), (D) toxicidade oral aguda para aves (LD_{50} , mg/kg), (S) meia-vida no solo (DT_{50} , dias), (Z) toxicidade oral aguda para abelhas (LD_{50} , µg/abelha), (B) toxicidade para outros artrópodes benéficos (LC_{50} , µg/cm²) e (P) meia-vida na planta (DT_{50} , dias).

Nos casos em que as informações estavam ausentes em uma das bases, adotou-se um procedimento hierárquico de complementação de dados, priorizando-se: (i) valores disponibilizados no PPDB; (ii) dados correspondentes na ANVISA e (iii) informações provenientes da literatura técnico-científica, incluindo artigos e

relatórios institucionais. Quando não foi possível obter dados confiáveis, o campo foi mantido como “—”, evitando imputações arbitrárias que pudessem comprometer a integridade das análises.

Os valores das variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas coletados apresentam naturezas distintas, algumas expressas em unidades quantitativas e outras em termos qualitativos ou categóricos. Para viabilizar o cálculo do Quociente de Impacto Ambiental (QIA) proposto por Kovach et al. (1992), foi necessário realizar a parametrização desses dados em uma escala ordinal padronizada de 1 a 5, conforme o quadro 1.

Nesse processo, os valores numéricos obtidos das bases de dados foram categorizados em faixas de magnitude predefinidas, às quais foram atribuídos escores correspondentes (1, 3 ou 5), conforme mostrado no Quadro 1. Cada faixa representa o grau relativo de potencial de impacto ambiental: 1 para baixo impacto, 3 para impacto intermediário e 5 para alto impacto. A mesma categorização foi feita para as variáveis de natureza qualitativa. Essa padronização permite a comparação entre parâmetros originalmente expressos em unidades diferentes ou de natureza distinta, mantendo a coerência interna do índice e evitando distorções associadas à escala de medida.

Nos casos em que o valor da variável não estava disponível, o parâmetro correspondente foi excluído dos cálculos dos valores do Quociente de Impacto Ambiental, evitando vieses decorrentes da superestimação ou subestimação dos impactos.

Após a coleta e parametrização dos dados, procedeu-se à determinação do valor do Quociente de Impacto Ambiental (QIA) teórico por ingrediente ativo e suas componentes, conforme proposto por Kovach, Petzold e Tette (1992). Os pesos e escalas foram aplicados conforme o método original. O cálculo do quociente de impacto ambiental e de suas componentes foi efetuado por meio de planilha eletrônica desenvolvida no *Microsoft Excel*, permitindo a automação dos procedimentos e a redução de potenciais erros operacionais.

A determinação do QIA foi realizada de forma separada para cada um dos três componentes principais do sistema agrícola: trabalhador (RT), consumidor

(RC) e ecológico (REc). Além disso, foi determinado o risco de impacto ambiental global de cada agrotóxico analisado.

Com o objetivo de avaliar a interdependência entre os parâmetros empregados no método QIA, foi aplicada a análise de correlação de Spearman, considerando os valores consolidados para os componentes trabalhador, consumidor e ecológico, bem como entre os parâmetros que compõem cada um desses componentes.

4. Resultados e Discussão

4.1 Propriedades toxicológicas dos agrotóxicos analisados

Para a aplicação do método Quociente de Impacto Ambiental (QIA), é necessária a consideração das propriedades toxicológicas coletadas no levantamento. Na Tabela 1, estão apresentados os valores das propriedades para cada agrotóxico analisado.

Tabela 1. Propriedades físico-químicas e toxicológicas dos principais agrotóxicos utilizados no município de Iguatu, expressas em valores numéricos brutos e categorias qualitativas.

Agrotóxicos	DT	C	SY	F	L	R	D	S	Z	B	P
Alfa cipermetrina	>2000	>0	Não sistêmico	>0.00002	-2.38	288735	>2025	23	Alto impacto	Alto impacto	-
Atrazina	>3100	-	Sistêmico	> 3.34	2.57	100	4237	75	Baixo impacto	-	-
Beta-Ciflutrina	>2000	26.7	Não sistêmico	-	-2.01	104491	>170	28	Alto impacto	Alto impacto	-
Clorpirifós	>1250	5	Não sistêmico	> 0.13	0.58	5509	39.2	386	Alto impacto	Médio impacto	-

Cletodim	> 4167	133 .7	Sistêmico	> 103	1.12	-	> 1640	0.54	Médio impacto	Médio impacto	-
2,4-D	> 2000	> 40. 2	Sistêmico	> 160	3.82	39.3	> 500	4.4	Médio impacto	Baixo impacto	12.7
Deltametrina	> 2000	18. 3	Não sistêmico	0.00008	-3.98	10240000	>2250	58.2	Alto impacto	Médio impacto	3.1
Etoxissulfurom	> 4000	-	-	-	2.33	134	>2000	18	Baixo impacto	-	-
Fenoxaprop-p-etyl	> 2000	8.8	Sistêmico	-	0.00	10222	>2000	0.36	Baixo impacto	Médio impacto	1.8
Imidacloprido	> 5000	> 50	Sistêmico	> 19.04	3.69	-	31	191	Alto impacto	Médio impacto	4.98
Lambda-cialotrina	> 632	-	Não sistêmico	> 0.0007	-2.09	283707	>3950	175	Alto impacto	Médio impacto	5.3
Mancozebe	> 2000	70	Não sistêmico	0.4	-1.45	998	>2000	0.05	Médio impacto	Baixo impacto	5.3
Metomil	> 2000	-	Sistêmico	6.71	2.19	72	24.2	7	Alto impacto	Médio impacto	4.0
Monocrotofós	> 157	-	Sistêmico	37.44	4.02	> 0.94	0.4	7	Alto impacto	-	3.7
Paraquat	> 200	2.5	-	> 100	-6.89	1000000	35	3000	Médio impacto	-	-
Picloram	> 2000	> 100 0	Sistêmico	15.49	4.14	13	> 1944	23.0	Médio impacto	-	8
Pirimetanil	>5000	> 23	-	> 1.44	2.17	-	>2000	50.9	Baixo impacto	Baixo impacto	14.3

		9									
Tebuconazol	> 2000	72. 3	Sistêmico	> 18.41	1.86	-	1988	63	Médio impacto	Médio impacto	9.9
Trifloxistrobina	>2000	> 73	-	> 0.052	0.15	-	>2000	0.34	Baixo impacto	Baixo impacto	4.8

(DT) toxicidade dermal para mamíferos (mg/Kg); (C) toxicidade crônica para mamíferos (mg/Kg); (SY) sistemicidade - sistêmica ou não; (F) toxicidade oral aguda para peixes (mg/L); (L) potencial de lixiviação (adimensional); (R) risco de deslocamento horizontal (mL/g); (D) toxicidade oral aguda para pássaros (mg/Kg); (S) meia vida no solo (dias), (Z) toxicidade oral aguda para abelhas (µg/abelha); (B) toxicidade para outros artrópodes benéficos (µg/cm²); (P) meia-vida na planta (dias). Fonte: Adaptado de Anvisa (2017).

Com base nessas onze características, é possível calcular o risco potencial de contaminação. Verifica-se que os princípios ativos Monocrotofos, Metomil, Lambda-cialotrina, Clorpirifós, Deltametrina, Paraquat e Imidacloprido apresentam valores elevados em relação à toxicidade dérmica para mamíferos (DT), o que indica alta toxicidade aguda. Esses compostos são potencialmente nocivos principalmente aos aplicadores e coletores, por estarem em contato direto com as substâncias. Considerando a toxicidade crônica para mamíferos (C), agrotóxicos como o Pirimetanil, que possui valor superior a 5000, podem causar efeitos sobre aplicadores, coletores e consumidores quando há exposição prolongada à substância.

Analizando os compostos Atrazina, Cletodim, 2,4-D, Fenoxaprop-p-etyl, Imidacloprido, Mancozebe, Metomil, Picloram, Pirimetanil e Tebuconazol, observa-se, de acordo com a Tabela 1, que esses produtos são caracterizados como sistêmicos, podendo ser distribuídos a todas as partes do organismo que entram em contato com essas substâncias.

Em relação à toxicidade aguda para peixes (F), os princípios ativos Atrazina, Beta-ciflutrina, Clorpirifós, Deltametrina, Fenoxaprop-p-etyl, Lambda-cialotrina, Mancozebe, Metomil, Tebuconazol e Trifloxistrobina apresentaram valores inferiores a 10. Isso indica que esses compostos possuem elevado potencial de

risco para peixes, sendo classificados como altamente tóxicos (5).

Esses resultados corroboram os obtidos por Martini *et al.* (2012), que observaram que o herbicida Fenoxaprop-p-etyl apresenta alto potencial de contaminação. Resultados semelhantes indicam que, apesar das diferenças edafoclimáticas, esse herbicida se destaca como um potencial contaminante relevante do meio ambiente.

Considerando a toxicidade aguda oral para aves (D), os agrotóxicos Clorpirifós, Imidacloprido, Metomil, Monocrotofos e Paraquat apresentaram valores entre 1 e 100, indicando elevada toxicidade. Já em relação à toxicidade aguda oral para abelhas (Z), os princípios ativos Alfa-cipermetrina, Beta-ciflutrina, Clorpirifós, Deltametrina, Imidacloprido, Lambda-cialotrina, Metomil e Monocrotofos são considerados de alto potencial tóxico, o qual pode ser intensificado conforme o valor da meia-vida do agrotóxico na planta.

Quanto aos artrópodes benéficos, observa-se que os agrotóxicos analisados não produzem efeitos significativos. Já em relação à meia-vida na planta, os valores indicam que a maioria dos compostos apresenta rápida degradação, o que resulta em menor persistência.

4.2 Análises das estimativas dos impactos ambientais associados a agrotóxicos

Os valores numéricos brutos e as categorias qualitativas apresentados na Tabela 1 foram convertidos em pesos de acordo com os critérios do método de Kovach, Petzold e Tette (1992), especificados no Quadro 1. Os valores resultantes estão compilados na Tabela 2.

Tabela 2. Propriedades físico-químicas e toxicológicas dos principais agrotóxicos utilizados no município de Iguatu, expressas em valores parametrizados.

Agrotóxicos	DT	C	SY	F	L	R	D	S	Z	B	P

Alfa cipermetrina	1	3	1	5	1	3	1	1	5	5	-
Atrazina	1	-	3	3	3	5	1	3	1	-	-
Beta-Ciflutrina	1	3	1	-	1	3	3	1	5	5	-
Clorpirifós	5	1	1	5	1	3	5	5	5	3	-
Cletodim	1	5	3	1	1	-	1	1	3	3	-
2,4-D	1	3	3	1	5	3	3	1	3	1	1
Deltametrina	1	1	1	5	1	3	1	3	5	3	1
Etoxissulfurom	1	-	-	-	3	3	1	1	1	-	-
Fenoxaprop-p- etil	1	1	3	-	1	1	1	1	1	3	1
Imidacloprido	1	3	3	1	5	-	5	5	5	3	1
Lambda- cialotrina	3	-	1	5	1	3	1	5	5	3	1
Mancozebe	1	3	1	5	1	1	1	1	3	1	1
Metomil	1	-	3	3	3	3	5	1	5	3	1
Monocrotofós	5	-	3	1	5	3	5	1	5	-	1
Paraquat	3	1	-	1	1	3	5	5	3	-	-
Picloram	1	5	3	1	5	5	1	1	3	-	1
Pirimetanil	1	5	-	3	3	-	1	3	1	1	3
Tebuconazol	1	3	3	1	3	-	1	3	3	3	1

Trifloxistrobina	1	3	-	5	1	-	1	1	1	1	1
------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Fonte: Autoria própria (2026).

Na tabela 3, estão descritas as análises para cada componente e os efeitos em seus elementos constituintes, calculado conforme Kovach, Petzold e Tette (1992). Os valores foram obtidos a partir das equações 1-5 e das expressões correspondentes aos efeitos dos agrotóxicos em cada organismo.

Tabela 3. Valores do Quociente de Impacto Ambiental.

Agrotóxicos	Efeito no Aplicador	Efeito no Coletor	Efeito no consumidor	GUS	Efeitos Aquáticos	Efeito nos Pássaros	Efeitos nas abelhas	Efeitos Artrópodes	Trabalh.	Consum.	Componente Ecológico	QIA
Alfa-cipermetrina	5	-	1,5	1	15	1,5	-	-	15	2,5	16,5	11,33
Atrazina	5	-	-	3	15	4,5	-	-	-	3	19,5	7,50
Beta-ciflutrina	5	-	1,5	1	-	4,5	-	-	15	2,5	4,5	7,33
Clorpirifós	25	-	2,5	1	15	37,5	-	-	25	3,5	52,5	27,00
Cletodim	5	-	7,5	1	-	1,5	-	-	25	8,5	1,5	11,67
2,4-D	5	1	9	5	3	9	9	5	18	14	26	19,33
Deltametrina	5	1	2	1	15	6	15	15	6	3	51	20,00
Etoxissulfurom	5	-	-	3	-	1,5	-	-	-	3	1,5	1,50
Fenoxaprop-p-etyl	5	1	3	1	-	3	3	15	6	4	21	10,33
Imidacloprido	5	1	27	5	-	45	15	15	18	32	75	41,67
Lambda-cialotrina	15	3	-	1	15	9	15	15	-	1	54	18,33
Mancozebe	5	1	3	1	5	3	9	5	18	4	22	14,67
Metomil	5	1	-	3	9	15	15	15	-	3	54	19,00
Monocrotofós	25	5	-	5	3	15	15	-	-	5	33	12,67
Paraquat	15	-	-	1	3	37,5	-	-	15	1	40,5	18,83
Picloram	5	1	15	5	5	3	9	-	30	20	17	22,33
Pirimetanil	5	3	-	3	-	9	9	15	40	3	33	25,33
Tebuconazol	5	1	18	3	-	6	9	15	18	21	30	23,00
Trifloxistrobina	5	1	-	1	-	3	3	5	18	1	11	10,00
Média	8,16	1,05	4,74	2,37	5,42	11,29	6,63	6,32	14,05	7,11	29,66	16,94

Fonte: Autoria própria (2026).

Dentre os princípios ativos estudados, os que apresentaram maior potencial de impacto ambiental foram Paraquat (79,49), Cletodim (58,38) e Pirimetanil (57,71). Os agrotóxicos Paraquat e Cletodim pertencem à classe dos herbicidas,

desenvolvidos para o controle de plantas daninhas e aplicados em pré-plantio, pré-emergência ou pós-emergência, conforme as condições da área (MILHOME *et al.*, 2009).

Considerando os componentes do Quociente de Impacto Ambiental (QIA) para o princípio ativo Paraquat, verifica-se que o componente ecológico apresenta o valor mais elevado. Além disso, observa-se que o componente do trabalhador agrícola (62,8) é superior ao componente associado ao consumidor final (42,68). Tal comportamento decorre da elevada toxicidade aguda dérmica (LD_{50}) do composto (impacto 5), associada ao contato direto durante o manuseio pelos trabalhadores agrícolas.

Analizando cada componente separadamente, constata-se que, para o componente trabalhador, os efeitos sobre o aplicador são mais intensos que os efeitos sobre o coletor. Essa diferença se deve à baixa persistência do agrotóxico no ambiente, especialmente na superfície das plantas, o que reduz os efeitos sobre o coletor. Em relação ao componente consumidor, verifica-se que o Paraquat apresenta o segundo maior valor entre os agrotóxicos analisados, possuindo potencial de lixiviação ($GUS > 2,8$), o que o caracteriza como potencial contaminante de águas subterrâneas destinadas ao consumo humano.

No que diz respeito ao componente ecológico, observa-se que o Paraquat apresenta alta toxicidade para aves (60). Isso ocorre devido ao elevado valor de DT_{50} no solo, indicando maior tempo de permanência e, consequentemente, maior possibilidade de contaminação ambiental. Pinheiro *et al.* (2016), ao analisarem o potencial de contaminação por agrotóxicos na região do Alto Jaguaribe/CE, constataram que o Paraquat possui meia-vida no solo de aproximadamente 3.000 dias, sendo classificado como um composto de degradação lenta e extremamente tóxico (MILHOME *et al.*, 2009). Esse herbicida é amplamente utilizado no controle de plantas daninhas na cultura do algodão e tende a se acumular no solo e nos sedimentos (PLESE; SILVA; POLONI, 2009).

O mesmo princípio ativo apresentou efeitos reduzidos sobre a fauna aquática (1), como os peixes do açude Trussu, principal reservatório do município. Entretanto, apresentou o maior valor entre os agrotóxicos avaliados quanto aos

efeitos sobre outros artrópodes benéficos (45). Segundo Martins (2013), o Paraquat é altamente tóxico, podendo causar intoxicações fatais em humanos e animais. O herbicida atua como agente neurotóxico, associado ao desenvolvimento do Mal de Parkinson, sendo capaz de induzir perda significativa de neurônios dopaminérgicos no Sistema Nervoso Central.

Em relação ao princípio ativo Cletodim, observa-se que, no componente ecológico, o composto apresentou o maior valor (80), seguido pelo componente trabalhador (72), ambos superiores ao componente consumidor (23). De modo análogo ao observado para o Paraquat, esse comportamento decorre da alta toxicidade dérmica do composto, o que aumenta os riscos para trabalhadores expostos. Estudos realizados na região do Baixo Jaguaribe-CE caracterizam o Cletodim como altamente tóxico ao meio ambiente (MILHOME *et al.*, 2009).

Analizando cada componente individualmente, verifica-se, para o componente trabalhador, que o efeito sobre o consumidor (18) é reduzido em comparação aos demais agrotóxicos, devido à baixa persistência no solo e à degradação relativamente rápida nas plantas. Os efeitos sobre o aplicador e o coletor, entretanto, apresentam valores elevados, resultantes da combinação entre toxicidade crônica e dérmica. O composto possui GUS < 1,8, não indicando risco significativo de contaminação de águas subterrâneas. No que se refere ao componente ecológico, o Cletodim apresenta alto potencial de toxicidade para artrópodes benéficos (45) e abelhas (27).

Por fim, o princípio ativo Pirimetanil destacou-se por apresentar toxicidade mais elevada para o consumidor (65), superior à observada no componente trabalhador. Tal resultado decorre de sua meia-vida ambiental prolongada, o que indica degradação lenta e persistência no ambiente, prolongando seus efeitos até o nível do consumidor. No componente ecológico (68), o comportamento é semelhante ao dos demais agrotóxicos, mantendo valores elevados. Pesquisas conduzidas por Pinheiro *et al.* (2016) apontam que o Pirimetanil apresenta alta permanência no solo, com grande potencial de transporte para depósitos de água.

Na análise detalhada de cada componente, observa-se que, para o Pirimetanil, os efeitos sobre o consumidor (60) são superiores aos efeitos sobre o

aplicador (25) e o coletor (15). Esse comportamento está associado ao alto valor de DT₅₀ (impacto 5), indicando maior persistência no solo, e à sua natureza sistêmica, que favorece a absorção pelas raízes e outras partes das plantas. No componente ecológico, os artrópodes apresentaram os maiores valores de toxicidade, confirmando o elevado potencial de risco ambiental desse composto.

4.3 Correlação de Spearman entre as variáveis do Quociente de Impacto Ambiental

A partir dos valores do quociente de impacto ambiental apresentados na Tabela 3, foi elaborada a Tabela 4, contendo os *ranks* correspondentes a cada efeito e componente. Esses *ranks* serão utilizados na aplicação da análise de correlação de Spearman, com o propósito de avaliar a associação monotônica entre as variáveis consideradas.

Tabela 4. Ranks dos efeitos e componentes com base nos valores do quociente de impacto ambiental.

Rank Efeito no Aplicador	Rank Efeito no Coletor	Rank Efeito no consumidor	Rank GUS	Rank Efeitos Aquáticos	Rank Efeito nos Pássaros	Rank Efeitos nas abelhas	Rank Efeitos Artrópodes	Rank Trabalh.	Rank Consum.	Rank Componente Ecológico
1		9	1	15	1			8	4	5
1			11	15	8				6	7
1		9	1		8			8	4	3
18		12	1	15	17			16	11	16
1		15	1		1			16	15	1
1	8	16	16	9	12	10	10	11	16	10
1	8	11	1	15	10	15	13	6	6	15
1			11		1				6	1
1	8	13	1		4	8	13	6	12	8
1	8	19	16		19	15	13	11	19	19
16	17		1	15	12	15	13		1	17
1	8	13	1	12	4	10	10	11	12	9
1	8		11	14	15	15	13		6	17
18	19		16	9	15	15			14	12
16			1	9	17			8	1	14
1	8	17	16	12	4	10		18	17	6

1	17		11		12	10	13	19	6	12
1	8	18	11		10	10	13	11	18	11
1	8		1		4	8	10	11	1	4

Fonte: Autoria própria (2026).

Com o intuito de avaliar a existência e a intensidade de relações monotônicas entre os diferentes tipos de efeitos e, de forma análoga, entre os distintos tipos de componentes considerados, procedeu-se à aplicação da análise de correlação de Spearman, a partir dos ranks obtidos na Tabela 4. Essa abordagem não paramétrica foi empregada por não pressupor linearidade nem distribuição normal das variáveis, sendo adequada para investigar associações monotônicas entre conjuntos de dados de natureza ordinal ou não linear.

A Tabela 5 apresenta os resultados dos cálculos realizados, incluindo o coeficiente de correlação de Spearman, a respectiva estatística t utilizada para o teste de significância, os graus de liberdade e o valor de probabilidade bicaudal (p-valor). Esses parâmetros permitem inferir a direção (positiva ou negativa) e a magnitude da associação entre os diferentes tipos de efeitos e entre os distintos tipos de componentes avaliados, bem como verificar a significância estatística das correlações observadas.

Tabela 5. Resultados da análise de correlação de Spearman entre os efeitos e componentes, com respectivos valores de correlação (p), estatística t, graus de liberdade e p-valor bicaudal.

	Comp. Trabalhador VS Comp. Consumidor	Comp. Trabalhador VS Comp. Eco.	Comp. Consumidor VS Comp. Eco.	Aplicador/Coletor	Consumidor/GUS	Aquático /Pássaros	Aquático /Abelhas	Aquático /Artropodes	Pássaros /Abelhas	Pássaros /Artrópodes	Abelhas e Artrópode
Coeficiente (p)	0,3360	-0,0505	0,0663	0,8099	0,8177	-0,2819	0,4692	0,8951	0,7657	0,4870	0,5169
N	14	14	19	12	11	11	7	5	12	10	10
Estatística T	1,2356	0,1752	0,2739	4,3657	4,2621	0,8816	1,1879	3,4780	3,7650	1,5771	1,7080
df	12	12	17	10	9	9	5	3	10	8	8
p valor	0,2403	0,8639	0,7874	0,0014	0,0021	0,4009	0,2882	0,0401	0,0037	0,1534	0,1260

Fonte: Autoria própria (2025).

As correlações entre os componentes trabalhador, consumidor e ecológico apresentaram valores de ρ baixos, indicando ausência de associação significativa entre as dimensões humanas e ambientais diretas. A relação entre o trabalhador e o consumidor ($\rho = 0,3360$; $p = 0,2403$) mostrou tendência positiva fraca, sem significância estatística. Isso indica que o aumento do impacto ocupacional não implica, necessariamente, aumento proporcional no impacto sobre o consumo. Da mesma forma, a correlação entre o trabalhador e o componente ecológico ($\rho = -0,0505$; $p = 0,8639$) evidenciou independência quase total entre os efeitos sobre o ser humano e o ambiente natural.

De modo análogo, o componente consumidor e o componente ecológico ($\rho = 0,0663$; $p = 0,7874$) mostraram-se praticamente dissociados. Essa ausência de correlação significativa demonstra que os impactos humanos e ecológicos operam em esferas distintas, sendo influenciados por fatores específicos. No caso dos humanos, pelas condições de trabalho e consumo; e, no caso ecológico, pelas propriedades físico-químicas e destino ambiental dos compostos.

Esses resultados reforçam a robustez analítica do QIA, ao evidenciar que o método é capaz de distinguir domínios de impacto independentes, evitando sobreposições artificiais e destacando a natureza multifatorial dos processos ambientais.

As correlações envolvendo os componentes humanos expostos ao uso de agrotóxicos apresentaram os resultados mais consistentes e significativos. A associação entre os efeitos sobre o aplicador e o coletor ($\rho = 0,8099$; $p = 0,0014$) foi positiva e altamente significativa, representando uma das correlações mais fortes de todo o conjunto. Isso indica que as condições de exposição que aumentam o impacto sobre o aplicador tendem a gerar impactos proporcionais sobre o coletor, refletindo vulnerabilidades compartilhadas.

Essa forte correlação demonstra coerência interna no modelo do QIA, pois ambos os componentes representam trabalhadores inseridos no mesmo sistema produtivo e sujeitos a condições ambientais e operacionais semelhantes. Assim, o resultado evidencia interdependência direta entre agentes expostos, reforçando o

papel do QIA como ferramenta capaz de detectar relações humanas e ocupacionais dentro de cadeias de exposição comuns.

De modo semelhante, a correlação entre o componente consumidor e o índice GUS ($\rho = 0,8177$; $p = 0,0021$) foi positiva e estatisticamente significativa ao nível de 1%. Esse achado evidencia forte relação entre o potencial de contaminação das águas subterrâneas e os riscos ao consumidor humano, confirmando a importância de integrar parâmetros físico-químicos (como mobilidade e persistência dos agrotóxicos) à análise dos impactos humanos indiretos.

As correlações entre componentes ecológicos mostraram comportamentos variados, refletindo a complexidade dos processos ecotoxicológicos. A associação entre o meio aquático e as aves ($\rho = -0,2819$; $p = 0,4009$) foi negativa e fraca, indicando independência entre os efeitos. Essa dissociação é esperada, uma vez que os mecanismos de exposição são distintos: organismos aquáticos sofrem impacto direto da contaminação hídrica, enquanto aves são afetadas por bioacumulação e ingestão indireta.

Já a correlação entre o meio aquático e as abelhas ($\rho = 0,4692$; $p = 0,2882$) apresentou tendência positiva moderada, ainda que não significativa, sugerindo processos difusos de contaminação que podem afetar simultaneamente compartimentos aquáticos e terrestres. Esses resultados refletem mecanismos comuns de dispersão ambiental, como deriva de pulverização, escoamento superficial e volatilização.

O destaque, entretanto, está na correlação muito forte e significativa entre o meio aquático e os artrópodes ($\rho = 0,8951$; $p = 0,0401$). Esse valor indica uma associação ecológica direta, sustentada por evidências estatísticas robustas, demonstrando que a intensificação dos efeitos nos ambientes aquáticos ocorre em paralelo aos impactos sobre os artrópodes terrestres e semiaquáticos. Essa relação sugere rotas de contaminação compartilhadas e mecanismos ecotoxicológicos convergentes, corroborando a sensibilidade do QIA para identificar interações multicompartmentais.

Entre os grupos biológicos, destacam-se duas correlações relevantes. A primeira é a associação entre os efeitos nos pássaros e nas abelhas ($\rho = 0,7657$; p

= 0,0037), forte e altamente significativa, indicando que os impactos sobre ambos os grupos evoluem de forma paralela. Essa correspondência sugere que os agrotóxicos exercem efeitos ecossistêmicos amplos, atingindo simultaneamente polinizadores e vertebrados superiores, mesmo com rotas de exposição distintas.

A segunda, entre abelhas e artrópodes ($\rho = 0,5169$; $p = 0,1260$), apresentou correlação positiva moderada, mas não significativa, revelando tendência ecológica coerente. Esses dois grupos compartilham rotas de exposição similares e sensibilidade elevada a compostos neurotóxicos, o que explica a convergência parcial de resposta.

Já a relação entre pássaros e artrópodes ($\rho = 0,4870$; $p = 0,1534$) foi positiva e de magnitude intermediária, também não significativa, possivelmente refletindo interações tróficas indiretas — aves insetívoras sofrem com a redução da disponibilidade de presas devido à mortalidade de artrópodes causada por pesticidas.

Essas correlações positivas, ainda que nem todas estatisticamente confirmadas, são ecologicamente consistentes e reforçam a capacidade do QIA de capturar padrões de resposta integrados entre níveis tróficos distintos.

5. Conclusão

Os resultados obtidos evidenciam que os agrotóxicos empregados nas áreas agrícolas do município de Iguatu-CE representam elevado potencial de impacto ambiental, configurando-se como uma preocupação relevante para a sustentabilidade local.

Com base no Quociente de Impacto Ambiental (QIA), os ingredientes ativos Paraquat e Cletodim destacaram-se como os compostos de maior potencial de risco ambiental, refletindo tanto a alta toxicidade intrínseca quanto a persistência no ambiente. A análise por componentes indicou que o Paraquat apresentou o maior potencial de impacto no componente ecológico, associado à sua elevada toxicidade para aves e artrópodes e à longa meia-vida no solo. O Cletodim, por sua vez, apresentou o maior potencial de impacto no componente trabalhador, em virtude da elevada toxicidade dérmica e da exposição direta durante o manuseio.

Já o Pirimetanil demonstrou o maior potencial de risco no componente consumidor, resultado de sua persistência ambiental e lenta degradação.

É importante salientar, entretanto, que o QIA possui caráter indicativo e comparativo, servindo como uma ferramenta de triagem e não como uma medida absoluta de impacto. O método apresenta dependência dos pesos atribuídos aos parâmetros, podendo haver sensibilidade significativa à ausência ou incerteza de dados químicos e toxicológicos. Além disso, o QIA não considera a dose aplicada nem a frequência real de uso dos produtos, o que limita sua capacidade de estimar o risco efetivo em condições específicas de campo.

Ainda assim, os resultados obtidos fornecem subsídios valiosos para a priorização de compostos mais críticos e para o direcionamento de ações de gestão e monitoramento ambiental. Reforça-se, portanto, a necessidade de aperfeiçoamento das políticas de regulação e monitoramento do uso de agrotóxicos, aliadas a programas de capacitação de agricultores e à adoção de práticas agrícolas sustentáveis que minimizem a contaminação do solo, da água e da biota local.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Listas de ingredientes ativos com uso autorizado e banidos no Brasil**. Brasília, DF: ANVISA, 2017. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/agrotoxicos>. Acesso em: 22 out. 2025.

BARAN, N.; LEPILLER, M.; MOUVET, C. Agricultural diffuse pollution in a chalk aquifer (Trois Fontaines, France): influence of pesticides properties and hydrodynamic constraints. **Journal of Hydrology**, v. 358, n. 1, p. 56-69, 2008.

CEZAR-VAZ, M. R. et al. Câncer de pele em trabalhadores rurais: conhecimento e intervenção de enfermagem. **Revista da Escola de Enfermagem da USP**, v. 49, n. 4, p. 564-571, 2015.

CORNELL UNIVERSITY COOPERATIVE EXTENSION. **Toxicity of Pesticides**. Pesticide Safety Education Program (PSEP). Ithaca, NY: Cornell University, 2021. Disponível em: <https://core.psep.cce.cornell.edu/Tutorials/core-tutorial/module04/index.aspx>. Acesso em: 6 out. 2025.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M.; ESPÍNDOLA, E. L. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

DEIHIMFARD, R. et al. Evaluating risk from insecticide use at the field and regional scales in Iran. **Crop Protection**, v. 65, p. 29-36, 2014.

KARAM, D.; SILVA, J. A. A.; FOLONI, L. L. Potencial de contaminação ambiental de herbicidas utilizados na cultura do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 8, n. 3, p. 247-262, 2009.

KOVACH, J.; PETZOLDT, C.; TETTE, J. A method to measure the environmental impact of pesticides. **New York's Food and Life Sciences Bulletin**, v. 139, p. 1-8, 1992.

MARTINI, L. F. D. et al. Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura do arroz irrigado. **Ciência Rural**, v. 42, n. 10, p. 1715-1721, 2012.

MARTINS, T. Herbicida paraquat: conceitos, modo de ação e doenças relacionadas. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 34, n. 2, p. 175-186, 2013.

MILHOME, M. A. L. et al. Assessment of surface and groundwater potential contamination by agricultural pesticides applied in the region of Baixo Jaguaribe, CE, Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 363-372, 2009.

PINHEIRO, A. I. et al. Theoretical estimate and multiresidue analysis using SPME-GC-IT/MS/MS for management of pesticides in water of the rural zone of Ceará, Brazil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 9, n. 3, p. 386-389, 2016.

PLESE, L. P. M.; SILVA, C. L.; FOLONI, L. L. Distribuição nos compartimentos ambientais dos herbicidas nas culturas de algodão, café e citros. **Planta Daninha**, v. 27, n. 1, p. 123-132, 2009.

PPDB – UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE. **Pesticide Properties DataBase (PPDB)**. Agriculture & Environment Research Unit (AERU), 2024. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>. Acesso em: 20 out. 2025.

PREZA, D. L. C.; AUGUSTO, L. G. S. Vulnerabilidades de trabalhadores rurais frente ao uso de agrotóxicos na produção de hortaliças em região do Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, n. 125, p. 89-98, 2012.

RIBEIRO, M. L.; LOURENCETTI, C.; PEREIRA, S. Y.; MARCHI, M. R. R. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 688-694, 2007.